ISSN 2236 2886

Biodiversidade Brasileira

Revista Científica

Ano 15 – Número 2 – 2025



Fluxo Contínuo e
Edições Temáticas:

- Sustentabilidade da Araucária
- Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora

Arquivo do Projeto Pinhão UFSC

ICMBio
INSTITUTO CHICO MENDES
MMA

Biodiversidade **Brasileira**
Revista Científica

v. 15 n. 2 (2025)

Fluxo Contínuo e Edições Temáticas: Sustentabilidade da Araucária e Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora

1-13 Predação e chuva de sementes de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze na região Sul do Brasil

13-21 Dez anos de produção de pinhão no Paraná, Brasil

22-40 Espécies arbóreas multifuncionais no estabelecimento de sistema agroflorestal sucessional na floresta de araucária

41-56 Frugivoria realizada por aves em diferentes espécies arbóreas em floresta com araucária

57-65 Contribuição das samambaias e licófitas para a diversidade da floresta ombrófila mista: um estudo na Reserva Particular do Patrimônio Natural da Universidade de Passo Fundo

66-70 O controle microbiano de pragas pode ser melhorado por homeopatias?

71-78 *Siphoneugena reitzii* D. Legrand: germination, quality and physiological classification of the seeds of a Myrtaceae from the araucaria forest

79-92 Caracterização das propriedades físicas de quatro espécies arbóreas para aplicações na indústria madeireira

93-100 O avanço no uso do solo no Rio Grande do Sul nas áreas de ocorrência da *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze ao longo do tempo

101-112 Conservação pelo uso sustentável do pinheiro brasileiro (*Araucaria angustifolia*): extrativismo de pinhão no Planalto Serrano Catarinense

Fluxo contínuo

1-14 Monitoramento de refúgio de maternidade de *Eptesicus furinalis* d'Orbigny & P. Gervais, 1847 em área de floresta ombrófila mista

15-36 Manejo florestal comunitário e qualidade de vida: o caso da Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia brasileira

37-43 Baseline corticosterone levels of a migratory bird in brazilian cerrado

CC BY NC ND

44-59 Terras indígenas e unidades de conservação como estratégia para a conservação ambiental do Sudeste do Pará

60-78 Mapeando necessidades: oportunidades para a utilização de ferramentas genéticas e genômicas na conservação da biodiversidade brasileira

79-106 Eficácia do controle de abelhas africanizadas em locais de nidificação de psitacídeos no Refúgio de Vida Silvestre e Área de Proteção Ambiental da Ararinha Azul

---

Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora

1-16 Encontros dos Saberes: da concepção inicial ao processo de estruturação institucional no escopo do Programa Monitora

17-29 Construção do monitoramento participativo e ecossistêmico da pesca na Reserva Extrativista Marinha Lagoa do Jequiá

30-44 Encontros dos Saberes: da concepção inicial ao processo de estruturação institucional no escopo do Programa Monitora

45-66 Abundância e densidade de jacamins (*Psophia* spp.) em unidades de conservação na Amazônia brasileira

67-84 Programa Monitora e avaliação do risco de extinção da fauna no Brasil: Lacunas e sinergias

85-101 distanceMonitoraflorestal: um pacote em R para estimar as densidades de populações de aves e mamíferos do Programa Monitora

102-113 Non-volant mammals of Jaru Biological Reserve, Rondônia, Amazon, Brazil

114-137 Aplicação do protocolo avançado do Programa Monitora no monitoramento de plantas lenhosas em unidades de conservação do Cerrado

Editorial

Edição 15(2), 2025

Fluxo Contínuo e Edições Temáticas

Sustentabilidade da Araucária e Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora

---

A revista *Biodiversidade Brasileira – BioBrasil* tem como missão fortalecer o diálogo entre ciência, gestão e sociedade, promovendo a disseminação de experiências e resultados que contribuam para a conservação da biodiversidade em suas múltiplas dimensões. Nesta edição 15(2), reafirmamos esse compromisso ao reunir dois eixos temáticos de grande relevância: a sustentabilidade da Araucária e o Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora, além de artigos submetidos em fluxo contínuo.

A seção temática sobre a *Araucaria angustifolia*, espécie símbolo da Floresta Ombrófila Mista, apresenta estudos que abordam desde a ecologia da predação e frugivoria, produção de pinhão, germinação de sementes, até o uso sustentável e os impactos do avanço do uso do solo. Os artigos revelam a complexidade dos sistemas ecológicos associados à araucária e apontam caminhos para sua conservação integrada com práticas produtivas e sociais.

Já a seção dedicada ao Programa Monitora – que compõe a segunda parte da edição iniciada em 2024 –, iniciativa do ICMBio voltada ao monitoramento da biodiversidade em unidades de conservação federais, reúne contribuições que evidenciam o avanço metodológico e institucional do programa. Os artigos abordam temas como monitoramento participativo, uso de espécies indicadoras, avaliação de risco de extinção e ferramentas analíticas, como o pacote *distanceMonitoraflorestal* em R. As publicações demonstram o potencial do Monitora como instrumento estratégico para a gestão de unidades de conservação e para a produção de conhecimento aplicado.

Complementando a edição, os artigos de fluxo contínuo abordam temas diversos como manejo florestal comunitário, conservação em terras indígenas, genética da conservação, e interações ecológicas em diferentes biomas. Essa diversidade reforça o papel da *BioBrasil* como espaço plural e dinâmico para a divulgação científica voltada à conservação.

Agradecemos aos autores por compartilharem seus resultados com a comunidade científica e aos revisores pelo rigor e dedicação na avaliação dos manuscritos. Que esta edição inspire novas conexões entre pesquisa, gestão e sociedade, fortalecendo os caminhos para uma conservação mais eficaz, inclusiva e transformadora.

Boa leitura!

CC BY NC ND

v. 15 n. 2 (2025)

Fluxo Contínuo e Edições Temáticas: Sustentabilidade da Araucária e Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora

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), editor-chefe

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

Jacques Hubert Charles Delabie
Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)

Marlúcia Bonifácio Martins
Museu Paraense Emilio Goeldi

Editores da Seção Temática Sustentabilidade da Araucária

Cristiano Roberto Buzatto
Universidade de Passo Fundo (UPF)

Patrícia Pereira Serafini
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Andreia Biolchi Mayer
Universidade do Planalto Catarinense (Uniplac)

Luthiana Carbonell dos Santos
Instituto do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (IMA)

Adelar Mantovani
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

Alexandre Siminski
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Lenita Agostineto
Universidade do Planalto Catarinense (Uniplac)

Martin Alcides Pinazo
Instituto Nacional de Tecnologia Agropecuária (INTA)

Edgar Rafael Eskiviski
Instituto Nacional de Tecnologia Agropecuária (INTA)

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
Universidade Federal Rural do Semiárido (Ufersa)

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
Universidade Estadual de Goiás (UEG)

Fiscalização e proteção

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

Rodrigo Cambará Printes
Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis/Ibama

Editor de layout e diagramação

Denys Márcio de Sousa
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Revisoras de textos em Língua Portuguesa

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

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

Estagiária da revista

Esther Viegas
Universidade de Brasília (UnB)

Comunicação e divulgação

Bruna Soares Ayres
Coordenadora da equipe das voluntárias

Ângela Sousa
Áurea Batista
Gabriela Souza
Júlia Chechinnato
Larissa Alencar
Marina Lima

Avaliadores da edição

Ageu da Silva Monteiro Freire
Universidade Federal do Paraná (UFPR)

Alana Casagrande
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Alexandre Franchin
Universidade de Uberlândia (UFU)

Almério Gusmão
Universidade Estadual do Mato Grosso (UNEMAT)

Aloysio Moura
Universidade Federal de Lavras (UFLA)

Amanda Guimarães
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ)

Ana Flávia Rodrigues Nascimento
Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)

André Felipe Hess
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

Andresa Guimaraes
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ)

Bruno Jan Schramm Corrêa
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

Bruno Lenhaverde Sandy
Universidade de São Paulo (USP)

Bruno Nascimento
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

Bruno Saranholi
Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Carlos Rodrigo Brocardo
Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)

Carolline Zatta Fieker
Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Cláudia Silva Barbosa
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Cosmo Rufino de Lima
Instituto Federal de Pernambuco (IFPE), Campus Afogados da Ingazeira

Danielle de Oliveira Pedroso
Universidade do Planalto Catarinense (UNIPLAC)

Emmanuel de Almeida Farias Júnior
Universidade Estadual do Maranhão (UFMA)

Enrico Bernard
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Francisco Carlos Barboza Nogueira
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Gonçalo Ferraz
Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

Helon Simões Oliveira
Universidade Estadual de Londrina (UEL)

Hueliton da Silveira Ferreira
Universidade Federal de Sergipe (UFS)

Iarytssa Rocha Lima
Universidade Federal do Acre (UFAC), Campus Floresta

Izidoro Amaral
Universidade do Vale do Rio dos Sinos (Unisinos)

Jackeline Spínola
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Jaime Martinez
Universidade de Passo Fundo (UPF)

Jaçanan Eloisa de Freitas Milani
Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)

Joel Donazzolo
Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

José Floriano Pastore
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Julia Goetten Wagner
Universidade Federal de Pelotas (UFPel)

Larisse Cruz
Universidade Federal do Acre (UFAC)

Lincoln Silva Carneiro
Universidade Federal do Pará (UFPA)

Lucélia Rodrigues Santos
Universidade Paulista (UNIP)

Luana da Silva Biz
Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

Maria Jocileia Soares
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Martín de Jesús Cervantes López
Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)

Márcia Patrícia Hoeltgebaum
Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado Santa Catarina (FAPESC)

Mauricio Sedrez dos Reis
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Mauro Galetti
Instituto de Biociências (UNESP), Câmpus de Rio Claro

Nadinni Oliveira de Matos Sousa
Universidade de Brasília (UnB)

Orlando Fabián Hernández Leal
Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

Paulo César da Silva
Universidade Federal de Goiás (UFG)

Paulo Henrique Bonavigo
Ação Ecológica Guaporé (Ecoporé)

Pedro Galetti
Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Pedro Henrique Salomão Ganança
Universidade Federal do Oeste do Pará (Ufopa)

Polliana D'Angelo Rios
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

Sherlem Patrícia de Seixas Felizardo
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Thais Carla Dal Bello
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

Wendelo Costa
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Wenderson Gomes dos Santos
Universidade Federal do Amazonas (UFAM)

Biodiversidade **Brasileira**
Revista Científica

Predação e chuva de sementes de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze na região Sul do Brasil

Vanessa Lando Bortoncello[1]*
https://orcid.org/0000-0002-3824-4276
* Contato principal

Jaime Martinez[1]
https://orcid.org/0000-0002-7164-1951

Adelar Mantovani[2]
https://orcid.org/0000-0003-2952-2171

[1] Universidade de Passo Fundo/UPF, Passo Fundo/RS, Brasil. <vanessalbortoncello24@gmail.com, martinez@upf.br>.

[2] Universidade do Estado de Santa Catarina/UDESC, Lages/SC, Brasil. <adelar.mantovani@udesc.br>.

Recebido em 31/01/2024 – Aceito em 01/11/2024

Como citar:

Bortoncello VL, Martinez J, Mantovani A. Predação e chuva de sementes de Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze na região Sul do Brasil. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 1-13. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2607

Palavras-chave: Pinhão, espécie ameaçada; produção; dispersores.

RESUMO – A floresta ombrófila mista abriga grande diversidade de espécies como a *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, que apresenta alto valor econômico, social e ambiental, seja pela excelente qualidade da madeira ou pelas sementes que produz. As sementes maduras dessa espécie constituem importante recurso alimentar para a fauna silvestre. Com o objetivo de investigar a produtividade e a chuva de sementes de araucária em uma área natural protegida, este estudo foi realizado entre os anos de 2017 e 2018 na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Papagaios-de-Altitude, localizada em Urupema, Santa Catarina. Para amostrar a chuva de sementes foram instalados 90 coletores de sementes em parcelas distribuídas aleatoriamente no interior da floresta, totalizando 90 m^2 de área amostrada. Durante as inspeções dos coletores, somente as sementes de araucária existentes no interior destes foram recolhidas, contabilizadas e pesadas. Também foi realizada a identificação das espécies da fauna silvestre consumidoras dessas sementes através do padrão de marcas deixadas nas cascas, verificando que a predação foi realizada por espécies de aves como *Amazona pretrei*, *Amazona vinacea* e *Cyanocorax caeruleus* e mamíferos como *Alouatta guariba* e *Nasua nasua.* Os resultados revelaram que a chuva de sementes é abundante na RPPN e que a predação destas pela fauna silvestre não interfere negativamente na regeneração da araucária, já que é baixa a porcentagem de sementes predadas por hectare e não foram encontradas plântulas arrancadas. A produtividade estimada foi elevada na RPPN, totalizando 1.876 $kg.ha^{-1}$, superior ao encontrado nas referências para o Estado de Santa Catarina, demonstrando o seu potencial para a conservação da diversidade biológica.

CC BY NC ND

Predation and seed rain of *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze in southern Brazil

Keywords: Pine nut; endangered species; production; dispersers.

ABSTRACT – The mixed ombrophilous forest harbors a great diversity of species, including *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, which holds significant economic, social, and environmental value due to its excellent wood quality and the seeds it produces. The mature seeds of this species are an important food resource for wildlife. To investigate the productivity and seed rain of Araucaria in a protected natural area, this study was conducted between 2017 and 2018 in the Private Natural Heritage Reserve (RPPN) Papagaios-de-Altitude located in Urupema, Santa Catarina. To sample the seed rain, 90 seed collectors were installed in randomly distributed plots within the forest, totaling 90 m² of sampled area. During inspections of the collectors, only the Araucaria seeds found within them were collected, counted, and weighed. Identification of wildlife species consuming these seeds was also carried out based on the marks left on the seed shells, revealing that predation was performed by bird species such as *Amazona pretrei*, *Amazona vinacea,* and *Cyanocorax caeruleus*, as well as mammals like *Alouatta guariba* and *Nasua nasua.* The results revealed that seed rain is abundant in the RPPN and that predation by wildlife does not negatively affect Araucaria regeneration, as the percentage of seeds predated per hectare is low and no uprooted seedlings were found. The estimated productivity was high in the RPPN, totaling 1,876 kg/ha, which is higher than the values found in references for the state of Santa Catarina, demonstrating its potential for biological diversity conservation.

Depredación y lluvia de semillas de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze en el sur de Brasil

Palabras clave: Piñón, especie amenazada; producción; dispersores.

RESUMEN – El bosque mixto ombrófilo alberga una gran diversidad de especies, incluyendo *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, que tiene un alto valor económico, social y ambiental, ya sea por su excelente calidad de madera o por las semillas que produce. Las semillas maduras de esta especie constituyen un importante recurso alimenticio para la fauna silvestre. Con el objetivo de investigar la productividad y la lluvia de semillas de Araucaria en un área natural protegida, este estudio se llevó a cabo entre 2017 y 2018 en la Reserva Particular del Patrimonio Natural (RPPN) Papagaios-de-Altitude ubicada en Urupema, Santa Catarina. Para muestrear la lluvia de semillas, se instalaron 90 colectores de semillas en parcelas distribuidas aleatoriamente dentro del bosque, totalizando 90 m² de área muestreada. Durante las inspecciones de los colectores, solo se recolectaron, contaron y pesaron las semillas de Araucaria presentes en su interior. También se realizó la identificación de las especies de fauna silvestre que consumen estas semillas mediante el patrón de marcas dejadas en las cáscaras, verificando que la depredación fue realizada por especies de aves como *Amazona pretrei, Amazona vinacea* y *Cyanocorax caeruleus*, así como mamíferos como *Alouatta guariba* y *Nasua nasua.* Los resultados revelaron que la lluvia de semillas es abundante en la RPPN y que la depredación por parte de la fauna silvestre no interfiere negativamente en la regeneración de la Araucaria, ya que el porcentaje de semillas depredadas por hectárea es bajo y no se encontraron plántulas arrancadas. La productividad estimada fue alta en la RPPN, totalizando 1.876 kg/ha, superior a los valores encontrados en las referencias para el estado de Santa Catarina, demostrando su potencial para la conservación de la biodiversidade.

CC BY NC ND

Introdução

A araucária (*Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze foi, por várias décadas, um dos produtos mais importantes na exportação brasileira, tanto pela excelente qualidade da madeira, quanto pelo alto teor de celulose para fabricação de papel [1]. É a espécie florestal nativa mais representativa das regiões serranas frias e úmidas do Sul e do Sudeste do Brasil, cuja semente, conhecida como pinhão, amadurece entre março e setembro, de acordo com as suas diferentes variedades [2]. O pinhão é um alimento com identidade histórica e cultural, muito apreciado na culinária, além de constituir um importante recurso alimentar para diversas espécies da fauna silvestre que atuam como dispersores [3] [4]. Além de ser responsável pela renda de pequenos produtores, o pinhão é um alimento com grande potencial nutricional e energético, pois contém amido resistente e compostos bioativos [5].

Apesar de sua importância histórica, socioeconômica e ambiental, a floresta com araucárias tem sido progressivamente substituída por lavouras, pastagens e áreas urbanizadas, resultando na escassez de remanescentes que representem as características originais dessa fitofisionomia. Estima-se que foram derrubadas cerca de 100 milhões de araucárias entre os anos de 1930 e 1990 [6], essa exploração predatória contribuiu para que a espécie fosse reconhecida como ameaçada de extinção [7], sendo classificada atualmente na categoria Em Perigo (EN) na Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção [8], e na categoria Criticamente em Perigo (CR) em nível global [9]. Além dos problemas de antropização e fragmentação sofridos com sua exploração no século passado, as mudanças climáticas globais também constituem uma ameaça para espécies como a *A. angustifolia*, que apresenta ciclo reprodutivo longo, sendo dependente do frio, da umidade e de solos profundos e bem drenados.

Entretanto, ações como a valorização do pinhão [5] e o incentivo à criação de áreas protegidas podem colaborar para a conservação da araucária, reduzindo o desmatamento. A exemplo da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Papagaios-de-Altitude, área a ser apresentada neste estudo, as unidades de conservação (UCs) são uma estratégia da conservação *in situ*, pois muitas das áreas que apresentam as características originais da floresta com araucárias estão localizadas em propriedades privadas. Nessas áreas com ocorrência de populações naturais de *A. angustifolia*, a produção de sementes normalmente tem início após 15 a 20 anos de idade, e quando plantadas, enquanto isoladas iniciam entre 10 e 15 anos [10]. Conforme relatado em outros estudos [11][12], as safras são cíclicas, ou seja, durante dois ou três anos a produção de sementes é abundante, reduzindo gradativamente nos dois ou três anos posteriores. Em áreas de campos, onde se encontram árvores isoladas, a produtividade é maior do que em remanescentes florestais, contudo, o número de pinhas oscila muito entre uma árvore e outra [13].

A produtividade e a composição da chuva de sementes podem ser influenciadas por outros fatores como a densidade, a distribuição e a fecundidade da fonte de sementes na vizinhança. Também deve ser considerado o padrão espacial de dispersão dos agentes dispersores envolvidos, e as características da paisagem que influenciam a deposição das sementes, como por exemplo a disponibilidade de poleiros para as aves [14]. O padrão espacial da chuva de sementes representa, portanto, um modelo para o recrutamento subsequente de indivíduos na comunidade vegetal, sendo a fase inicial da organização e da estruturação das populações [15]. Esse padrão pode ser influenciado pela variação anual na produção de sementes e pela chegada dessas sementes a locais adequados para a sua germinação, através da ação de dispersores como aves, mamíferos, ou pela própria planta-mãe.

A soma desses fatores (variação na produção anual de sementes, ação de dispersores e chegada ao acaso em local adequado para germinação) é responsável pela estruturação da comunidade de plântulas. Além disso, a chuva de sementes depende diretamente da fenologia das espécies, e geralmente está relacionada a melhores condições abióticas e bióticas para a maturação e liberação de sementes, e para o estabelecimento de plântulas [16]. Contudo, o presente estudo teve como objetivo investigar a quantidade de sementes de *A. angustifolia* que chegam ao solo por meio da chuva de sementes em uma área remanescente de floresta ombrófila mista altomontana.

Material e Métodos

O estudo foi realizado na RPPN Papagaios-de-Altitude, em Urupema, município localizado no planalto serrano de Santa Catarina (Figura 1). A área protegida foi criada no ano de 2018, compreende 36 ha e está situada entre as latitudes 27°57'15.27"S e

CC BY NC ND

longitudes 49°55'19.55"O, em local de cujas altitudes variam entre 1.286 m e 1.460 m, no domínio da Mata Atlântica, constituindo um importante remanescente de floresta ombrófila mista altomontana.

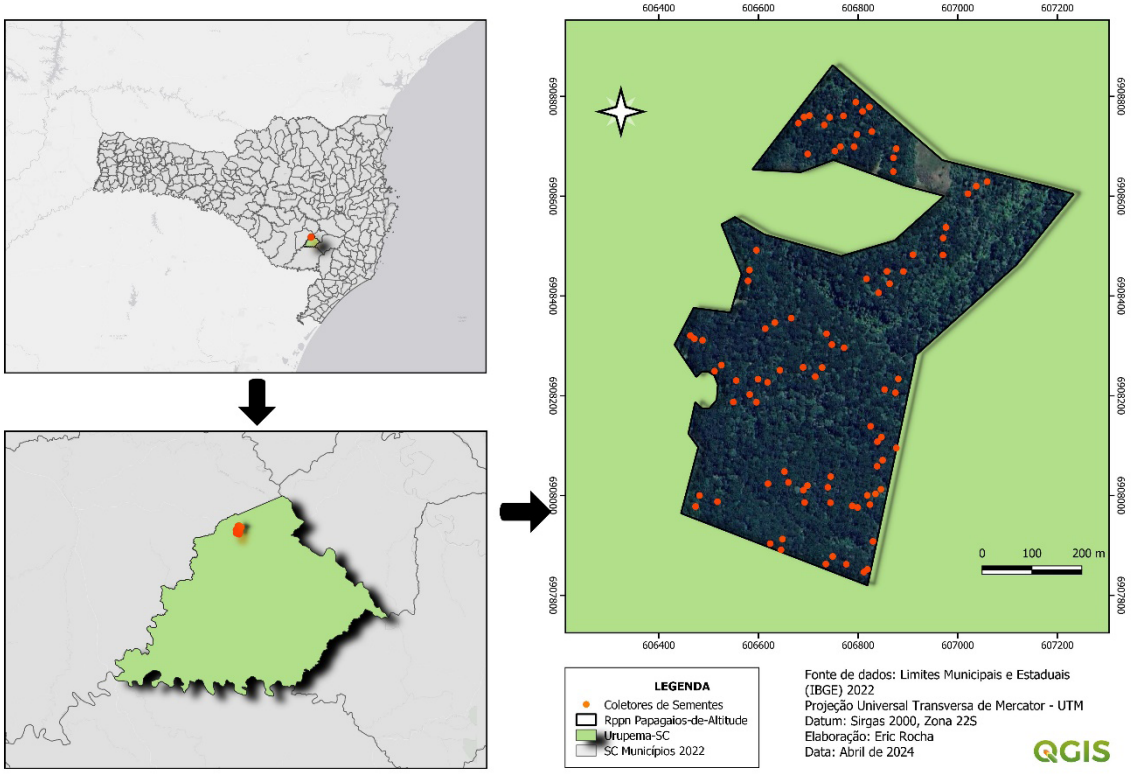


Figura 1 – Mapa da localização da área do estudo e distribuição dos 90 coletores de sementes instalados para amostragem da chuva de sementes na RPPN Papagaios-de-Altitude no município de Urupema/SC.

Segundo o Zoneamento Agroecológico e Socioeconômico do estado de Santa Catarina apresentado pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, integrado com o Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia (Epagri/Ciram), o município de Urupema está incluído na Zona Agroecológica 4A – Campos de Lages, cujo clima é classificado como Cfb, segundo Köppen-Geiger (1936), ou seja, clima temperado constantemente úmido, sem estação seca, com verão fresco (temperatura média do mês mais quente < 22°C). A temperatura média anual da Zona Agroecológica 4A varia de 13,8 a 15,8°C. A temperatura média das máximas varia de 19,4 a 22,3°C, e a mínima de 9,2 a 10,8°C. A precipitação pluviométrica total anual (valores normais), pode variar de 1.360 a 1.600 mm, com o total anual de dias de chuva entre 123 e 140 dias. A umidade relativa do ar pode variar de 80,0 a 83,0%.

Atualmente, a maior parte da extensão da RPPN está coberta por floresta ombrófila mista altomontana em diferentes estágios de sucessão, entremeada por áreas úmidas e nascentes. Também ocorrem áreas de campos naturais, caracterizadas por relevo suavemente ondulado e afloramentos rochosos, cobertas por diversificada vegetação nativa campestre.

Para a estimativa da chuva de sementes foram distribuídos 90 coletores quadrados de 1 m^2, suspensos a 1 m do solo, construídos com estrutura em madeira e tela de nylon com malha de 2 mm, sendo estes instalados em parcelas no interior da floresta (Figura 2A). Foram demarcadas 30 parcelas distribuídas de forma aleatória no interior da floresta, cada uma com dimensões de 40 x 60 m, as quais foram divididas em seis subparcelas de 20 x 20 m, totalizando 90 subparcelas. Das seis subparcelas foram sorteadas três para a instalação dos coletores

CC BY NC ND

de sementes, os quais foram instalados no centro de cada uma das três subparcelas sorteadas, totalizando 90 m² de área total amostrada. A coleta dos dados para avaliação da chuva de sementes foi realizada através de coletores de sementes (Figura 2B), os quais foram inspecionados a cada 30 e 60 dias, sendo que no período dos 11 meses (junho de 2017 a maio de 2018) foram realizadas sete inspeções.



Figura 2 – A = Área remanescente de floresta ombrófila mista altomontana na RPPN Papagaios-de-Altitude; B = Coletor de sementes instalado em uma das subparcelas demarcadas no interior do remanescente. Fotos: autor, 2017.

Neste estudo foram consideradas somente as sementes encontradas no interior dos coletores, inclusive as sementes predadas pela fauna silvestre local, não sendo consideradas a predação e a dispersão de sementes em nível de serapilheira. As inspeções dos coletores foram realizadas a cada 30 e 60 dias, sendo que no período dos 11 meses foram realizadas sete inspeções dos coletores, quando

todas as sementes de *A. angustifolia* existentes no interior dos mesmos foram recolhidas e levadas ao Laboratório de Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas (atual Instituto da Saúde) da Universidade de Passo Fundo para triagem. Esta constituiu na contagem e pesagem das sementes e na identificação das espécies da fauna silvestre consumidora do pinhão através do padrão de marcas deixadas nas sementes. Para a descrição detalhada dos padrões de predação do pinhão por diferentes espécies de aves e mamíferos que o utilizam como fonte de alimento, considerou-se o estudo de Squinzani et al. [38], conforme apresentado nos resultados deste estudo.

Na análise dos dados foi considerada tanto a quantidade de sementes coletadas, quanto a distribuição temporal do período de queda. A produtividade foi calculada a partir da massa média de sementes coletadas na área correspondente ao número de coletores utilizados, estimando a massa média por hectare. A identificação das espécies da fauna silvestre que se alimentaram das sementes foi realizada com base nos padrões de marcas deixadas nas cascas das sementes. Vale ressaltar que a identificação das espécies foi embasada em uma coleção de referência, mantida no Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Passo Fundo (UPF) pela Professora Dra. Nêmora Pauletti Prestes, construída a partir de pinhões predados por animais de zoológicos, portanto, com segura identificação. Também foram analisadas imagens de armadilhas fotográficas que monitoram permanentemente a reserva particular, pois elas revelam a composição da fauna no remanescente estudado.

Resultados

No total, foram coletados 1.804 pinhões (12,379 kg), sendo que, destes, 217 apresentaram marcas de predação pela fauna silvestre, que é bastante diversificada na RPPN, conforme verificado no padrão de marcas deixado nas cascas das sementes. A primeira inspeção dos coletores de sementes foi realizada em junho de 2017, quando foram encontrados 624 pinhões, com 75 predados pela fauna, cerca de 12% do total de sementes (Tabela 1). A última coleta (865 pinhões) foi realizada em maio de 2018, com 73 deles predados, ou seja, cerca de 25% do total.

Tabela 1 – Número, massa média e porcentagem de pinhões predados por hectare (ha), determinados a partir das sete inspeções dos coletores de sementes que permaneceram instalados na área do estudo de junho de 2017 a maio de 2018 para amostragem da chuva de sementes.

Período avaliado		Nº pinhões.ha^{-1}	Massa de pinhões. ha^{-1} (kg)	Massa média de pinhões (g)	Nº de pinhões predados.ha^{-1}	Total de pinhões predados (%)
2017	Junho	130.000	992,71	7,6	15.625	12,02
	Julho	10.317	72,22	7,0	1.904	18,45
	Agosto	10.000	54,29	5,4	2.540	25,40
	Outubro	3.000	6,78	2,3	1.444	48,13
2018	Março	4.111	8,11	2,0	3.000	72,97
	Abril	13.667	103,22	7,6	111	0,81
	Maio	96.111	639,33	13,2	8.111	25,19
TOTAL		**267.206**	**1.876,66**	**45,1**	**32.735**	**12,25**

As maiores quantidades de sementes foram amostradas nos meses de junho de 2017 e maio de 2018, sendo coletados, respectivamente, 4,765 kg (n = 624 sementes) e 5,754 kg (n = 865 sementes) conforme apresentado na Figura 3. No mês de outubro de 2017 houve o menor número de sementes encontradas nos coletores (n =27), porém o menor número de sementes predadas pela fauna foi encontrado em abril de 2018, apenas 0,81% (n =1) das 123 sementes coletadas naquele mês.

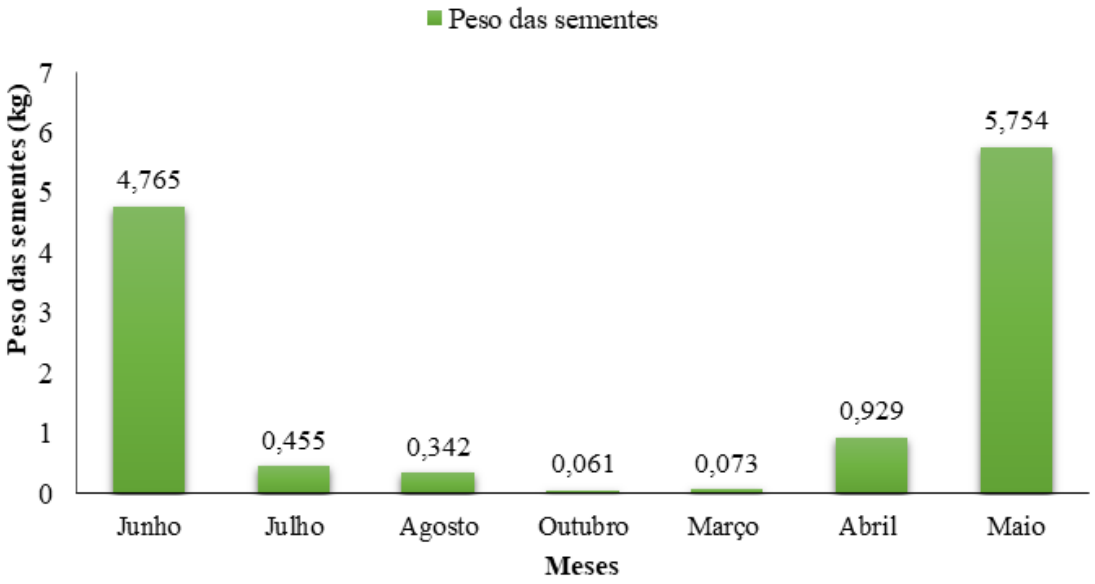


Figura 3 – Variação mensal no peso das sementes coletadas entre julho de 2017 e maio de 2018, nos 90 coletores de sementes instalados na RPPN Papagaios-de-Altitude, Urupema/SC.

Por meio dos resultados da contagem direta, através das inspeções dos coletores de sementes, foi possível totalizar uma estimativa de 1.876,66 kg.ha^{-1}, o que sugere uma alta produtividade na área amostrada, não sendo encontrados valores superiores nas referências consultadas.

Através da chuva de sementes, também foi observado que uma média de 12% do total dos pinhões encontrados nos coletores de sementes foram predados, sendo a predação realizada por espécies da fauna na copa das árvores (Figuras 4A e 4B), e em poucos casos dentro dos coletores (Figura 4C), que restringem o acesso a poucas espécies. A maior predação de sementes ocorreu em junho de 2017, quando foram encontradas 75 sementes predadas, porém, a maior porcentagem de sementes predadas foi observada em março de 2018, quando 72% dos pinhões coletados apresentaram vestígios de predação. Pode-se verificar, pelos padrões de marcas deixadas nas cascas das sementes (Figura 4D), que entre os animais que realizaram a predação dos pinhões há espécies de aves como *Amazona pretrei* Temminck, 1830, *Amazona vinacea* Kuhl, 1820 e *Cyanocorax caeruleus* Vieillot, 1818; e mamíferos como *Alouatta guariba* Humboldt, 1812 e *Nasua nasua* Linnaeus, 1766.



Figura 4 – Registros da predação de sementes de *Araucaria angustifolia* na RPPN Papagaios-de-Altitude. A e B = predação de sementes pela avifauna na copa das araucárias; C e D = sementes com padrões distintos de marcas deixadas nas cascas após a predação por diferentes representantes da fauna silvestre. Fotos: autor, 2017.

Contudo, a maior parte dos pinhões predados, cerca de 80% do total, apresentou o padrão de marcas deixadas nas cascas das sementes pelas aves, principalmente pela espécie *Amazona pretrei* cujo padrão de predação do pinhão consiste na abertura única, grande de polo a polo do tegumento da semente. Vestígios que se resumem a uma pequena porção da semente (centro ou um dos polos) e borda lisa do tegumento, deixando um formato arredondado neste. Em algumas sementes o tegumento apresenta-se com abertura irregular que dá característica de rasgado [38]. Segundo a mesma autora, Squinzani *et al.* [38], a espécie *Amazona vinacea* produz padrão de predação semelhante ao descrito para *A. pretrei*, podendo-se também notar marcas de arranhões nos vestígios, resultado da forma do animal segurar a semente com o auxílio de um dos pés para a predação.

Discussão

Chuva de semente

A redução na quantidade de sementes encontradas na segunda inspeção dos coletores (julho de 2017), em relação à primeira inspeção (junho de 2017) pode ser atribuída à sazonalidade nos padrões fenológicos da espécie, ao período de maturação das sementes e à predação destas pela fauna silvestre dentro dos coletores. A menor quantidade de sementes encontrada em outubro de 2017 pode ser relacionada com a periodicidade da oferta de sementes [12]. Em estudo realizado para avaliar a fenologia reprodutiva e produção de sementes de *A. angustifolia*, Mantovani *et al.* [12] destacam que, nos anos de 2000 e 2002, a duração da oferta de sementes foi de cinco meses, enquanto que no ano de 2001 foi de apenas três meses, semelhante ao presente estudo.

A variação na duração da oferta de sementes também pode estar associada com as relações ecológicas que ocorrem na floresta, pois o pinhão é um recurso importante para a fauna silvestre [17]. Já a variação da produção de sementes pode estar relacionada com o aumento da temperatura e alteração do padrão de chuvas [18]. Essas relações também foram observadas nesse estudo, pois o período de maior oferta de sementes coincidiu com as temperaturas mais baixas.

Contudo, constatamos que a chuva de sementes é abundante na área do estudo, e que a predação realizada pela fauna silvestre pode promover a dispersão destas, favorecendo o recrutamento de

plântulas, possibilitando a colonização da espécie em novos ambientes. Santos et al. [19] abordam essa colonização da espécie numa área com vegetação campestre, excluída de impactos como fogo e pastejo, e circundada por florestas. Os resultados da chuva de sementes encontrados corroboram com o estudo de Klein [20], o qual indica que tanto a partir de indivíduos isolados, quanto pela presença de plântulas associadas a esses indivíduos, a expansão da floresta com araucária ocorre sobre os campos.

Predação de sementes pela fauna silvestre

A área do estudo abrigou, há alguns anos, uma fazenda que exercia a atividade pecuária, porém, nos últimos anos não houve mais a presença de gado bovino no local. A eliminação desse impacto vem proporcionando maior regeneração da vegetação com o enriquecimento da diversidade de espécies nos estratos inferiores da floresta, além de atrair a fauna silvestre, que vai repovoando a RPPN aos poucos. Pelo fato de não haver mais a coleta de pinhões dentro da área, toda a produção das sementes das araucárias fica à disposição da fauna silvestre, já que muitas espécies estão ligadas à cadeia alimentar do pinhão, como *Amazona pretrei* (papagaio-charão) e *Amazona vinacea* (papagaio-de-peito-roxo), espécies que motivaram a escolha do nome da RPPN Papagaios-de-Altitude, e que mantêm uma forte interação com as araucárias. Durante o período de outono e inverno, quando é baixa a frutificação de outras espécies arbóreas nativas, o pinhão é um dos únicos alimentos disponíveis [21]. A importância de *A. angustifolia* na alimentação de papagaios já é conhecida para *A. pretrei*, sendo o pinhão o principal item alimentar da dieta dessa espécie [21]. *A. vinacea* também apresenta comportamento semelhante, alimentando-se do pinhão durante seis meses do ano, de abril a setembro. Fatores ambientais e antrópicos, como a redução na área de ocorrência de *A. angustifolia*, podem estar levando os papagaios a consumirem estas sementes [22].

Dentre os motivos que levaram o Projeto Charão à escolha da área, estão o fato de que ela está localizada no percurso que *A. pretrei* utiliza quando migra para Santa Catarina, em busca do pinhão [21]. Além disso, a grande quantidade de araucárias que a área preserva pode garantir um estoque estratégico de alimento para os papagaios que voam desde o Rio Grande do Sul em busca do pinhão. Contudo, a maior parte dos pinhões predados apresentaram o padrão de marcas deixadas nas cascas das sementes por essas aves, que percorrem grandes distâncias à procura do pinhão. Esses resultados também podem ser relacionados às diferenças de altura e estrutura da copa, que comparada às outras espécies arbóreas, fornece um poleiro de maior porte, favorecendo o uso preferencial pela avifauna [19]. Porém, é interessante ressaltar outros animais que também incorporam o pinhão em sua dieta, como os primatas da espécie *Alouatta guariba*. Esses primatas, apesar de serem considerados animais folívoros, tendem a procurar itens sazonais, como frutos, flores e sementes, quando estes estão disponíveis no ambiente, em detrimento das folhas [23].

A araucária é considerada uma espécie-chave para a fauna associada à floresta ombrófila mista, pois é amplamente consumida por muitos animais, e suas sementes são ofertadas em meses de baixa disponibilidade de outros alimentos [24]. A alta produção de sementes, aliada à época que a mesma ocorre (durante os meses mais frios do ano), torna o pinhão um importante recurso para a fauna silvestre associada a florestas com araucárias. Nesse sentido, muitos animais atuam como predadores das mesmas, incluindo desde invertebrados até vertebrados, como aves e mamíferos, bem como observado nesse estudo. Em relação aos registros de predação de sementes de *A. angustifolia*, Rosangela *et al*. [25], relatam maior taxa predatória de sementes por parte de pequenos mamíferos em épocas anteriores e posteriores ao período de produção de sementes. Esses dados corroboram com o resultado obtido para o mês de outubro de 2017 (48%), quando comparados ao resultado obtido para abril de 2018 (0,81%). O aumento na predação das sementes no mês de outubro pode estar relacionado com a diminuição da quantidade de sementes de araucária no solo da floresta, fazendo com que as sementes dentro dos coletores também fossem procuradas pelos animais. Com uma menor disponibilidade de pinhões, os predadores também tenderiam a procurar novas opções de alimento, sendo favorecidos pelo fato de que em outubro ocorre um aumento na produção de frutos e outras sementes na floresta [26].

Os dados referentes à predação de sementes encontrados nesse estudo, indicam que esse processo não influencia negativamente na dinâmica da floresta, principalmente no que diz respeito à regeneração de *A. angustifolia.* A predação pela fauna afeta pouco a disponibilidade de sementes para a dinâmica da regeneração natural [12]. Fatos que revelam a interferência positiva da fauna na dispersão das sementes de araucária. Alguns estudos apresentam

CC BY NC ND

dados que divergem dos resultados encontrados nessa pesquisa, sugerindo que a predação de sementes provavelmente influencia a regeneração, já que a procura de pinhões pela fauna pode fazer com que plântulas sejam arrancadas [27], reduzindo a quantidade de indivíduos da regeneração. Esse efeito não foi observado na área avaliada, já que não foram encontradas plântulas arrancadas.

A dificuldade atribuída à predação das sementes da araucária pela fauna foi abordada por Muller [28], quando afirma que a regeneração natural da espécie é seriamente afetada pela predação de suas sementes por roedores e aves. Por outro lado, muitos pinhões que são encontrados parcialmente predados no interior da floresta podem germinar, indicando que a predação parcial provavelmente não compromete o desenvolvimento da plântula [29]. Outro autor [30] também observou nichos potenciais de regeneração relacionados com a predação das sementes pela fauna silvestre afirmando que estas germinam em locais utilizados para abrigo pela fauna silvestre consumidora dos pinhões. Contudo, os dados amostrados nesse estudo sugerem que na RPPN o consumo de sementes pela fauna silvestre não interfere negativamente na regeneração da araucária.

Produtividade de pinhões

A avaliação da chuva de sementes proporcionou informações relacionadas à quantidade de pinhões disponíveis à fauna silvestre na área estudada. Através dos dados amostrados, também foi possível estimar a produtividade de pinhões na RPPN, que totalizou 1.876 kg.ha^{-1}, sendo superior ao encontrado nas referências consultadas para o estado de Santa Catarina [31][32]. Percebe-se que também existem diferenças na produção de pinhões por hectare dentro da área do estudo, sendo que a chuva de sementes amostrada foi maior em alguns locais/coletores específicos. Além dos dados observados neste estudo, vale destacar a densidade de indivíduos ovulíferos de araucária, que é elevada na área. De acordo com dados amostrados e apresentados em outro estudo [33], também realizado na RPPN, ela apresenta uma densidade de cerca de 77 indivíduos ovulíferos.ha^{-1}, em 3,6 ha amostrados. Em estudo semelhante [32], a densidade foi de 15,9 indivíduos ovulíferos.ha^{-1}, sendo amostrados 2,08 ha. Resultados semelhantes também foram encontrados em estudo sobre fenologia reprodutiva e produção de sementes realizado no Parque Estadual Campos do Jordão/SP, com uma densidade de 14,6 indivíduos ovulíferos de araucária.ha^{-1}, em 10 ha amostrados [12].

A quantidade de sementes produzidas por cada indivíduo de araucária também varia ao longo dos anos [11], apresentando ciclos de dois a três anos de baixa produtividade, seguidos de 2 a 3 anos de alta produtividade. Porém, em estudo com dados amostrados em municípios dos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina [34], foi observado que *A. angustifolia* não apresentou alternância de produção de sementes entre os anos avaliados. Souza et al. [34], citam que esses resultados também foram observados para *Araucaria araucana* (Molina) K. Koch, cuja variabilidade anual na produção de sementes é aleatória em torno de um valor médio, ao invés de apresentar picos de alta e baixa produção de sementes entre os anos.

É preciso enfatizar que fatores como número de indivíduos de araucária por hectare, a porcentagem de indivíduos ovulíferos, a idade dos indivíduos e o grau de evolução da floresta, são determinantes na avaliação da produção de pinhões por hectare [35]. Entretanto, é possível que esses eventos relativos à alta e baixa produtividade também variem entre diferentes regiões. Existe uma variação na amplitude de oferta e quantidade de sementes [12], que pode ser atribuída às condições ambientais [36][37] nas diferentes fases do desenvolvimento da estrutura ovulífera, ou até mesmo à densidade de plantas por hectare. Assim, para a melhor compreensão sobre a variação anual da produtividade de sementes, é necessário acompanhar o comportamento dos indivíduos ovulíferos por um período de tempo maior. Sugerimos a continuidade do monitoramento dos dados ao longo dos próximos anos, incluindo a análise de fatores como as variações climáticas, que podem impactar o cenário atual com o aumento da temperatura e alterações nos padrões de precipitação. Esta avaliação contínua é essencial para entender melhor a dinâmica populacional da espécie e sua regeneração em ambientes conservados.

Este estudo oferece um registro atual sobre a produtividade de pinhões em uma área natural protegida, na qual não é mais realizada a coleta de sementes para consumo humano. Ressaltamos a importância do conhecimento sobre os processos envolvidos na produtividade, dispersão e predação de sementes na regeneração natural das florestas, para a compreensão da dinâmica das formações vegetais. Compreendendo esses processos será possível extrapolar seus resultados para outras áreas, a fim de incentivar acriação de áreas protegidas, e também

a conservação das florestas pelo uso desse recurso tão importante, o pinhão, tanto para a ecologia quanto para a economia das regiões onde a espécie ocorre. Ações como essas podem contribuir para que os proprietários de terras mantenham as araucárias em suas propriedades, reduzindo a pressão de corte e as dificuldades de regeneração da espécie nas populações remanescentes.

Conclusão

A chuva de sementes de *Araucaria angustifolia* é abundante na RPPN Papagaios-de-Altitude e a produtividade de pinhões é considerada elevada na área. A grande quantidade de araucárias que a RPPN preserva, garante um estoque estratégico de alimento para a fauna silvestre, sugerindo seu forte potencial para a atração de espécies que interagem com a araucária. A predação realizada pela fauna silvestre não compromete a regeneração natural da araucária na área do estudo, pelo contrário, pode promover a dispersão de sementes e favorecer o recrutamento de plântulas, o que possibilita a colonização da espécie em novos ambientes.

Agradecimentos

À CAPES, pela concessão da bolsa de Mestrado ao primeiro autor; à Associação Amigos do Meio Ambiente (AMA) de Carazinho e toda a equipe do Projeto Charão. Àqueles que se disponibilizaram no auxílio do trabalho a campo, em especial à Nilva Lando Bortoncello. Ao Sr. Haroldo Melo de Souza e família, pelas informações históricas sobre a área. À Professora Dra. Nêmora Pauletti Prestes, por disponibilizar a coleção de referência para identificação das espécies da fauna silvestre predadoras das sementes. À coordenação e professores do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Passo Fundo (UPF). Aos professores Ana Maria da Silva e John; e ao colega Erich da Rocha Vieira.

Referências

1. Danner MA, Zanette F, Ribeiro JZ. O cultivo da araucária para produção de pinhões como ferramenta para a conservação. Pesq. flor. bras. [Internet]. 17º de dezembro de 2012 [citado 14º de abril de 2024]; 32(72): 441. Disponível em: https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/379

2. Reitz R, Klein RM. Araucariáceas. Flora Ilustrada Catarinense. Itajaí: HerbárioBarbosa Rodrigues; 1966.

3. Anjos Luiz. The annual cycle of *Cyanocorax caeruleus* in Araucaria forest (Passeriformes: Corvidae). Revista Brasileira de Ornitologia - Brazilian Journal of Ornithology [Online]. 2º de abril de 2013 [citado 14º de abril de 2024]; 2(2). Disponível em: http://www.revbrasilornitol.com.br/BJO/article/view/0202

4. Lamberts AVDH. Predação e sobrevivência de sementes de *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze em áreas de mata nativa e plantação de *Pinus eliottii* na Floresta Nacional de São Francisco de Paula/RS [dissertação]. Campinas: Universidade Estadual de Campinas; 2019. 86 f.

5. Godoy RCB de, Deliza R, Negre M de F de O, Santos GG dos. Consumidor de pinhão: hábitos, atributos de importância e percepção. Pesq. flor. bras. [Internet]. 1º de junho de 2021 [citado 19º de abril de 2024]; 38. Disponível em: https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/1655

6. Medeiros J, Savi M. Seleção de áreas para criação de Unidades de Conservação na Floresta Ombrófila Mista. Biotemas. [Internet]. 2005 Março [citado 18º de abril de 2024]; 18(2): 33-50. Disponível em: https://periodicos.ufsc.br/index.php/biotemas/article/view/21411/19378

7. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis [homepage na internet]. Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção. Portaria Nº 443, de 17 de dezembro de 2014 [acesso em 18 Abr 2024]. Disponível em: http://www.ibama.gov.br

8. Presidência da República (Brasil). Portaria MMA nº 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.07 [citado em 2024 abr.18]. Disponível em: https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-148-de-7-de-junho-de-2022-406272733

9. IUCN (International Union for Conservation of Nature) [homepage na internet]. *A Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN* 2013 [acesso em 19 abr 2024]. Disponível em: https://www.iucnredlist.org.

10. Carvalho PER. Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica; 2003.

11. Mattos JR. O pinheiro brasileiro. Florianópolis: Ed. da UFSC; 2011.

12. Mantovani A, Morellato LPC, Reis MS dos. Fenologia reprodutiva e produção de sementes em *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. Braz J Bot

[Internet]. 2004 Oct; 27(4): 787-96. doi: 10.1590/0100-84042004000400017

13. Guerra MP et al. Exploração, manejo e conservação da araucária (*Araucaria angustifolia*). In: Simões LL, Lino CF (Eds.). Sustentável Mata Atlântica: a exploração de seus recursos florestais. São Paulo: SENAC, 2002.

14. Faria MBBC. Diversidade e regeneração natural de árvores em florestas de restinga na ilha do Cardoso, Cananéia/SP, Brasil [dissertação]. São Paulo: Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências; 2008. 130 p.

15. Clark CJ, Poulsen JR. The role of arboreal seed dispersal groups on the seed rain of a lowland tropical forest. Rev. Biotropica. 2001; 33(4): 606-620.

16. Scherer C, Jarenkow JA. Banco de sementes de espécies arbóreas em floresta estacional no Rio Grande do Sul, Brasil. Braz J Bot. 2006 Jan; 29(1): 67-77. doi: 10.1590/S0100-84042006000100007

17. Solórzano-Filho JA. Demografia, fenologia e ecologia da dispersão de sementes de *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze (Araucariaceae), numa população relictual em Campos do Jordão/SP [dissertação]. São Paulo: Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências; 2001. 155 p.

18. Wrege MS, Fritzsons E, Soares MTS, Bognola IA, Sousa VA de, Sousa LP de et al. Distribuição natural e *habitat* da araucária frente as mudanças climáticas globais. Pesq. flor. bras. [Internet]. 29º de setembro de 2017 [citado 18º de abril de 2024]; 37(91): 331-46. Disponível em: https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/1413

19. Santos MMG dos, Oliveira JM, Müller SC, Pillar VD. Chuva de sementes de espécies lenhosas florestais em mosaicos de floresta com Araucária e campos no Sul do Brasil. Acta Bot Bras. 2011Jan; 25(1): 160-167. doi:10.1590/S0102-33062011000100019

20. Klein RM. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. Itajaí: Sellowia, 1960.

21. Prestes NP, Martinez J, Peres AVR. Dieta alimentar do papagaio-charão(*Amazona pretrei*), In: Martinez J, Prestes NP (orgs.) Biologia da Conservação: estudo de caso com o papagaio-charão e outros psitacídeos brasileiros. Passo Fundo: Universidade Passo Fundo; 2008. p. 88-104.

22. Kilpp JC, Prestes NP, Pizzol GED, Martinez J. Dieta alimentar de *Amazona vinacea* no sul e sudeste de Santa Catarina, Brasil. Atualidades Ornitológicas [Internet]. 2015 feb [citado 18º de abril de 2024]; 183: 09-13. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/314171086_Dieta_alimentar_de_Amazona_vinacea_no_sul_e_sudeste_de_Santa_Catarina_Brasil

23. Miranda JMD, Passos FC. Hábito alimentar de *Alouatta guariba* (Humboldt) (Primates, Atelidae) em Floresta de Araucária, Paraná, Brasil. Rev Bras Zool. 2004 Dec; 21(4): 821-826. doi:10.1590/S0101-81752004000400016

24. Vieira EM, Iob G. Dispersão e predação de sementes da araucária (*Araucaria angustifolia*): In Floresta de Araucária: Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável (Fonseca CR, Souza AF, Leal-Zanchet AM, Dutra T, Backes A,Ganade G, Eds.). Ribeirão Preto: Editora Holos: 2009.

25. Rosangela G, Rogério AK. Influência de diferentes fatores sobre a predação de sementes de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze. ABC. 2021 Fev; 3(1): 60-68. doi: 10.21726/abc.v3i1.430

26. Caldato SL, Floss PA, Croce DMD, Longhi SJ. Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na Reserva Genética Florestal de Caçador, SC. Ciênc Florest. 1996 Jan; 6(1): 27-38. doi:10.5902/19805098323

27. Sanquetta CR et al. Sobrevivência de mudas de *Araucaria angustifolia* perante o controle de taquaras (bambusoideae) no Paraná, Brasil. Revista Floresta. 2005 Set; 35(1): 127-135. doi:10.5380/rf.v35i1.2436

28. Muller JA. A influência de roedores e aves na regeneração da *Araucaria angustifolia* Bert O. Ktze. Revista Floresta. 1990; 20(1-2): 45-46.

29. Valente TP, Negrelle RRB, Sanquetta CR. Regeneração de *Araucaria angustifolia* em três fitofi sionomias de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. Iheringia. Sér. Botânica. [Internet]. 7º de junho de 2010 [citado 18º de abril de 2024];65(1):17-24. Disponível em: https://isb.emnuvens.com.br/iheringia/article/view/77

30. Backes A. Condicionamento climático e distribuição de *Araucaria angustifolia*(Bertol) Kuntze no Brasil - Pesquisas (Botânica). 1999; 39: 5-39.

31. Vieira-da-Silva C, Reis MS dos. Produção de pinhão na região de Caçador/SC: aspectos da obtenção e sua importância para comunidades locais. Ciênc. Florest. [Internet]. 30º de dezembro de 2009 [citado 18º de abril de 2024]; 19(4): 363-374. Disponível em: https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/892

32. Zechini AA et al. Produção, comercialização e identificação devariedades de pinhão no entorno da Floresta Nacional de Três Barras/SC. Rev Biodiversidade Brasileira. 2012 Dec; 2(2): 74-82. doi:10.37002/biodiversidadebrasileira.v2i2.275

33. Bortoncello VL. Análise dos impactos causados pela interferência antrópica em população de *Araucaria angustifolia* [Dissertação]. Passo Fundo: Universidade de Passo Fundo; 2018. 88 p.

34. Souza AF et al. Seed crop size variation in the dominant South American conifer *Araucaria angustifolia.* Acta oecologica. 2010 Jan-Feb; 36(1): 126-134. doi: 10.1016/j.actao.2009.11.001

35. Figueiredo FA et al. Produção de sementes de *Araucaria angustifolia* em plantio e em floresta natural no centro-sul do estado do Paraná. Rev. Floresta. 2010; 41(1): 155-162.

36. Silva JPG da, Marangon LC, Feliciano ALP, Ferreira RLC. Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas em floresta tropical na Região Nordeste do Brasil. Ciênc Florest [Internet]. 2018 Oct; 28(4): 1478-1490. doi:10.5902/1980-5098.35095

37. Piotto D, Craven D, Montagnini F, Ashton M, Oliver C, Thomas WW (2019) Mudanças sucessionais, espaciais e sazonais na chuva de sementes na Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil. Plos One 14. 2019Dec. doi:10.1371/journal.pone.0226474

38. Squinzani LI et al. Padrões de predação da semente do pinheiro-do-Paraná (*Araucaria angustifolia*). Rev. Oecologia Australis. 2022; 26(4): 560-577. https://doi.org/10.4257/oeco.2022.2604.04

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Dez anos de produção de pinhão no Paraná, Brasil

Vânia Beatriz Cipriani[1]*
https://orcid.org/0000-0001-5036-0811
* Contato principal

Ivar Wendling[2]
https://orcid.org/0000-0002-1008-6755

[1] Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul/UEMS, Brasil. <vania.cipriani@uems.br>.

[2] Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/Embrapa Florestas, Colombo/PR, Brasil. <ivar.wendling@embrapa.br>.

Recebido em 18/04/2024 – Aceito em 01/10/2024

Como citar:

Cipriani VB, Wendling I. Dez anos de produção de pinhão no Paraná, Brasil. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 14-21. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2585

Palavras-chave: *Araucaria angustifolia*; comercialização de pinhão; produto florestal não madeireiro; valor bruto da produção.

RESUMO – O pinhão é um alimento tradicional e muito apreciado nas regiões Sul e Sudeste do Brasil. Considerado um alimento funcional, rico em amido, lipídeos, proteínas, fibras alimentares e nutrientes, o pinhão tem ganhado destaque no mercado nacional nas últimas décadas. Atualmente, o estado do Paraná é o segundo maior produtor de pinhão do país. Diante disso, objetivou-se analisar a produção e comercialização do pinhão no estado do Paraná entre os anos de 2013 e 2022. Os dados de produção, em toneladas, e do valor bruto da produção, em reais, foram obtidos junto ao Departamento de Economia Rural do Paraná. Ao longo do período analisado é possível verificar oscilações no total de toneladas produzidos, assim como no valor de produção. O Paraná produziu pouco mais de 38 mil toneladas de pinhão nesse período, arrecadando cerca de R$ 190 milhões. A região centro-sul do estado teve destaque tanto na produção quanto no valor de produção do pinhão, sendo os municípios de Pinhão, Guarapuava e Inácio Martins os mais produtivos e com maior valor de arrecadação. O preço médio de venda praticado no estado variou entre R$ 4,19 e 6,78 o quilo.

Ten years of pinhão production in Paraná, Brazil

Keywords: *Araucaria angustifolia*; gross production value; marketing of pinhão; non-yimber forest product.

ABSTRACT – Pine nuts are a traditional food, much appreciated in the south and southeast regions of Brazil. Considered a functional food, rich in starch, lipids, proteins, dietary fiber and nutrients, pine nuts have gained prominence in the national market in recent decades. Currently, the state of Paraná is considered the second largest producer of pine nuts in the country. Therefore, the objective was to analyze the production and commercialization of pine nuts in the state of Paraná between the years 2013 and 2022. Production data, in tons, and gross production value, in reais, were obtained from the Department of Economics Rural Paraná. Throughout the analyzed period, it is possible to see fluctuations in

the total tons produced, as well as in the production value. Paraná produced just over 38 thousand tons of pine nuts during this period, earning around 190 million reais. The center-south region of the state stood out in both the production and production value of pine nuts, with the municipalities of Pinhão, Guarapuava and Inácio Martins being the most productive and with the highest collection value. The average selling price charged in the state varied between 4.19 and 6.78 reais per kilo.

Diez años de producción de pinhão en Paraná, Brasil

Palabras clave: *Araucaria angustifolia*; comercialización de pinhão; producto forestal no maderable; valor bruto de producción.

RESUMEN – Los piñones son un alimento tradicional y muy apreciado en las regiones sur y sureste de Brasil. Considerado un alimento funcional, rico en almidón, lípidos, proteínas, fibra dietética y nutrientes, los piñones han ganado protagonismo en el mercado nacional en las últimas décadas. Actualmente, el estado de Paraná es considerado el segundo mayor productor de piñones del país. Por lo tanto, el objetivo fue analizar la producción y comercialización de piñones en el estado de Paraná entre los años 2013 y 2022. Los datos de producción, en toneladas, y el valor bruto de producción, en reales, fueron obtenidos del Departamento de Economía Rural de Paraná. A lo largo del período analizado, es posible observar fluctuaciones en las toneladas totales producidas, así como en el valor de la producción. Paraná produjo poco más de 38 mil toneladas de piñones en este período, generando alrededor de 190 millones de reales. La región centro-sur del estado se destacó tanto en la producción como en el valor de producción de piñones, siendo los municipios de Pinhão, Guarapuava e Inácio Martins los más productivos y con mayor valor de recolección. El precio medio de venta cobrado en el estado osciló entre 4,19 y 6,78 reales por kilo.

Introdução

Pinhão é a semente produzida pela *Araucaria angustifolia*, uma conífera arbórea nativa do Brasil, popularmente conhecida como pinheiro-do-Paraná, pinheiro-brasileiro ou araucária [1]. A espécie ocorre em todos os estados da região Sul do Brasil, além de locais com elevada altitude na região Sudeste, nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais [2]. O período de disponibilidade de pinhão varia de acordo com o local, especialmente em função das características edafoclimáticas; no Paraná, as pinhas estão maduras entre março e setembro; em São Paulo e Santa Catarina, de abril a julho; e no Rio Grande do Sul, de abril a agosto [3]. As sementes apresentam características recalcitrantes, ou seja, possuem rápida deterioração após a dispersão, podendo perder totalmente a viabilidade em 120 dias [4].

O pinhão tem formato oblongado, com tamanho entre 3 e 8 cm de comprimento, entre 1 e 2,5 cm de largura, com peso médio de 8,7 g [1]. Sua estrutura é composta pela casca/testa, embrião e o endosperma ou amêndoa de cor branca ou róseo clara [5][6]. Por sua composição, o pinhão pode ser considerado um alimento funcional, com baixo índice glicêmico, alta composição de amido, além de proteínas, lipídeos, fibras, cálcio, ferro, magnésio, potássio e compostos fenólicos [7][8].

As sementes da araucária fazem parte do uso, manejo e comércio tradicional de pequenos agricultores e extratores de pinhão em diferentes regiões do Sul e Sudeste do Brasil [9]. A coleta do pinhão caracteriza-se como trabalho familiar, realizado predominantemente por pessoas que residem no entorno dos remanescentes de matas de araucárias [10]. A venda do pinhão pode gerar uma renda mensal de, aproximadamente, um a dois salários mínimos por família, sendo o comércio do pinhão uma das três principais fontes de renda para essas famílias [11].

O estado do Paraná foi considerado o maior produtor de pinhão do país; entre os anos de 2014 e 2017 o estado foi responsável por 38,7% da produção nacional [12]. O valor bruto de produção do pinhão no Paraná tem apresentado crescimento constantes nas últimas décadas [13], mesmo com

CC BY NC ND

fluxo de comercialização com baixíssimo grau de industrialização, decorrente basicamente de aspectos culturais, restrições ditadas pela sazonalidade e quantidade produzida do produto [14].

Com base nisso, o objetivo deste estudo foi analisar a comercialização de pinhão no estado do Paraná, entre os anos de 2013 e 2022, através do volume produzido e do valor bruto de produção arrecadado no estado.

Material e Métodos

Os dados utilizados neste artigo foram coletados junto ao Departamento de Economia Rural do Paraná (DERAL/PR). Esses dados referem-se à produção (P), ou seja, o volume produzido, em toneladas, nos municípios, e o valor bruto de produção (VBP), que representa o valor financeiro, em reais (R$), arrecadado com a comercialização do produto. Dados da série histórica entre os anos de 2013 e 2022, foram obtidos através de consulta digital, e podem ser encontrados através do endereço eletrônico https://www.agricultura.pr.gov.br/vbp. Tais dados são coletados pelo DERAL em conjunto a instituições como IDR-PR, IBGE, prefeituras, cooperativas, revendedores de insumos, cerealistas e outras entidades do setor agropecuário.

Os dados foram analisados de forma descritiva. A evolução do preço de venda foi obtida por meio da razão entre o VBP e a quantidade produzida. A deflação do VBP e do preço de venda foi realizada utilizando o Índice Geral de Preços de Mercado, ou seja, com IGP-M. Esse índice registra a inflação desde os preços pagos no atacado até o valor pago pelo consumidor final, abrangendo a variação de preços de bens e serviços diversos. Os valores foram deflacionados para preços de 2022, último ano da série histórica.

Resultados

O estado do Paraná produziu 38.135 t de pinhão entre os anos de 2013 e 2022, com produção anual variando entre 3 e 4 mil t. A maior produção foi observada no ano de 2021 com 4.424 t, e menor produção no ano de 2014 com 3.036 t (Figura 1).

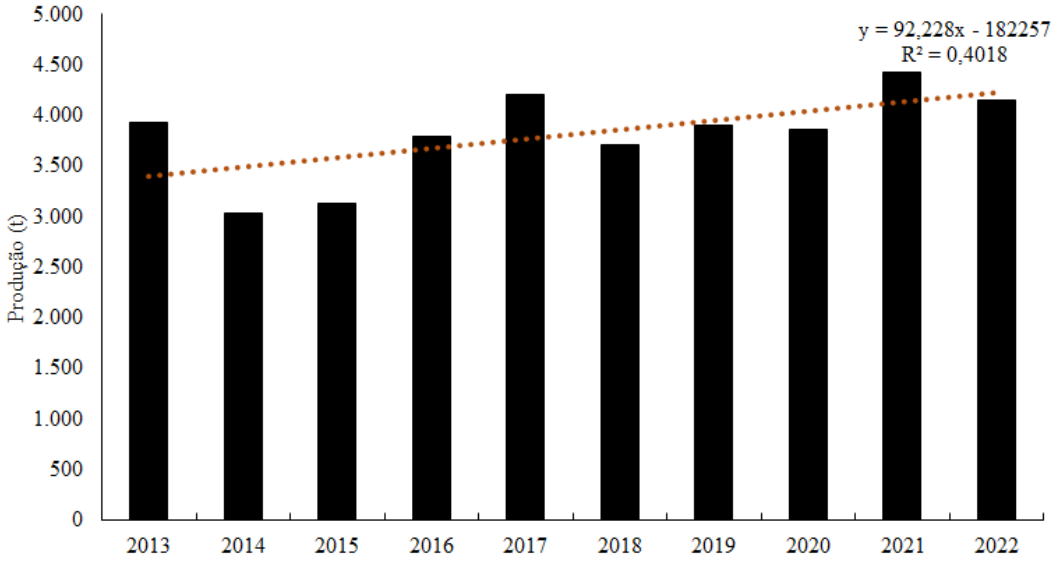


Figura 1 – Produção de pinhão, em toneladas (t), no estado do Paraná entre 2013 e 2022. Fonte: DERAL/PR (2024).

O VBP nos dez anos analisados foi de R$ 190 milhões em todo o estado. Assim como para a produção, o VBP apresentou variação ao longo dos anos 2013 e 2022 (Figura 2). O ano de 2019 deteve a maior arrecadação da série histórica, movimentando R$ 23.193.937,00 em todo o estado, contrastando com o ano de 2015, cuja arrecadação foi de R$ 13.427.592,00.

CC BY NC ND

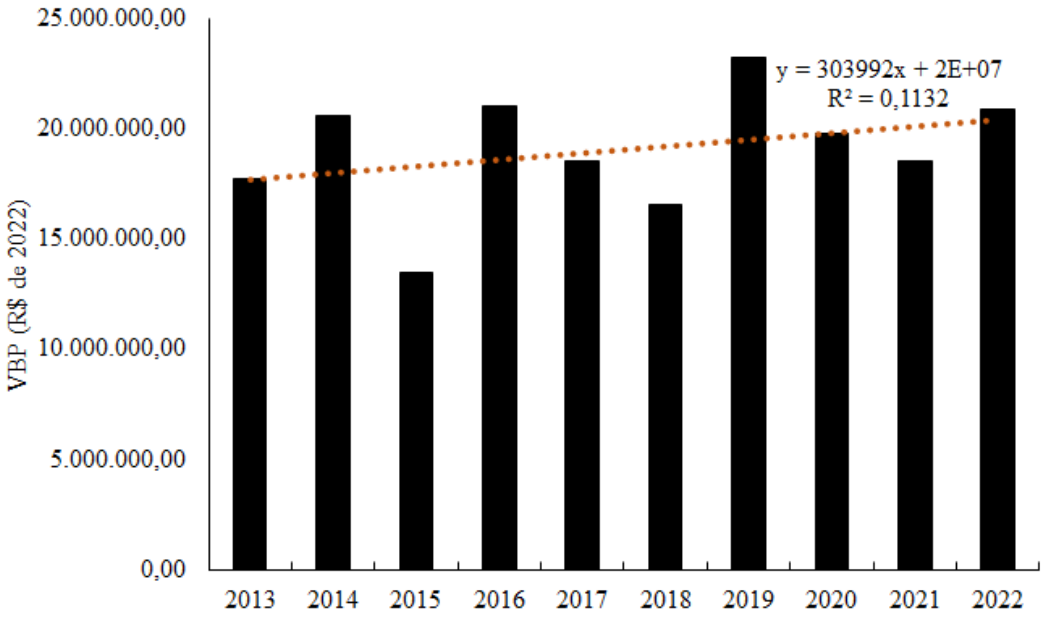


Figura 2 – Valor bruto de produção (R$) do pinhão no estado do Paraná entre 2013 e 2022. Fonte: DERAL/PR (2024).

Dos 399 municípios que compõem o Paraná, em 134 foi registrada produção de pinhão, o que representa 33,5% do estado. Destes, 32 municípios têm produção média inferior a 1 t.ano^{-1}. Seis municípios são responsáveis por 45% da produção (t) total do estado, todos localizados na região centro-sul: Guarapuava, Imbituva, Prudentópolis e Turvo, destacam-se os municípios de Pinhão, com produção média de 552 t.ano^{-1}, seguido de Inácio Martins, com 414 t.ano^{-1} (Figura 3).

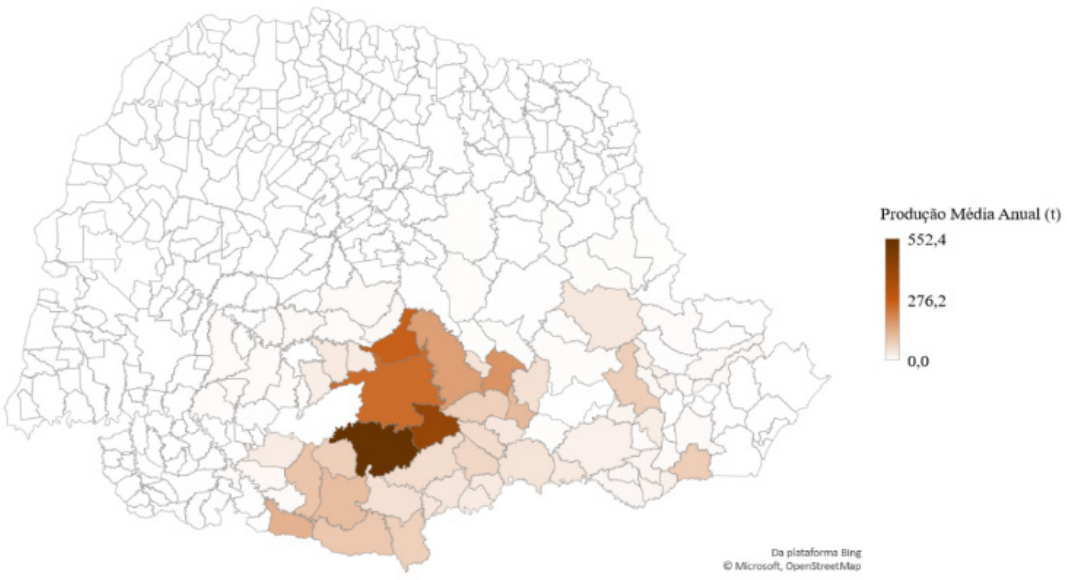


Figura 3 – Mapa da distribuição da produção média anual de pinhão (t) no estado do Paraná entre os anos de 2013 e 2022.

CC BY NC ND

Os municípios de Guarapuava, Inácio Martins, Pinhão e Turvo além da maior produção já mencionada, destacam-se como os maiores VBP arrecadados, acima de R$ 10 milhões por ano (Figura 4). Novamente, destacam-se os municípios de Pinhão e Inácio Martins com média de R$ 25.823.731,00 e R$ 20.672.662,58 arrecadados por ano, respectivamente.

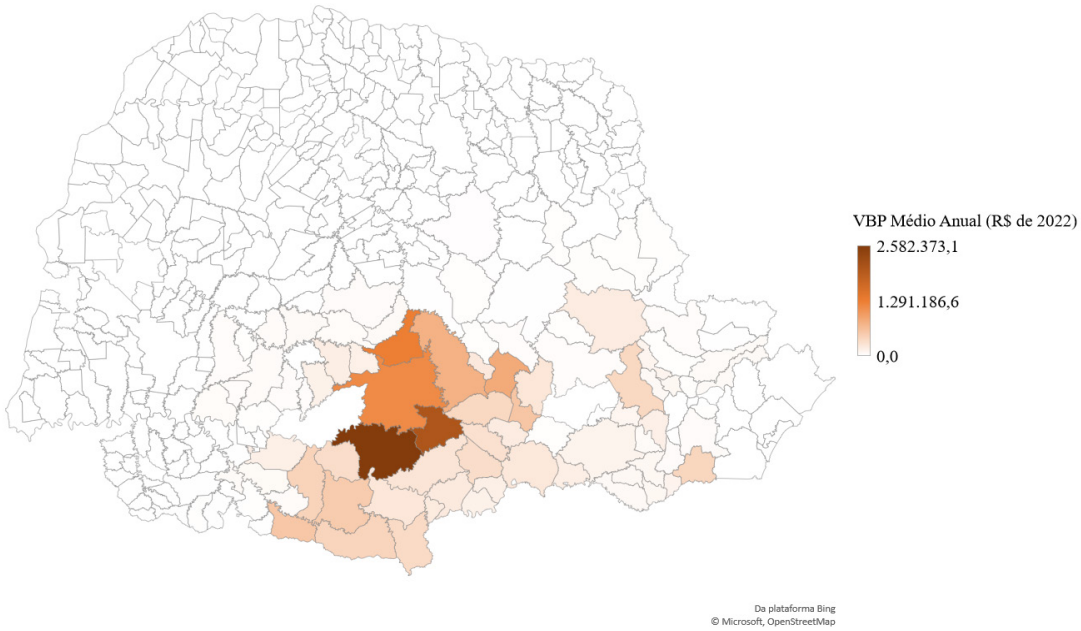


Figura 4 – Mapa da distribuição de distribuição do VBP médio anual (R$ de 2022) no estado do Paraná entre os anos de 2013 e 2022. Fonte: DERAL/PR (2024).

O preço médio de comercialização do pinhão (R$.kg^{-1}) também foi variável na série histórica analisada (Figura 5). No ano de 2014 o valor de venda médio praticado no estado foi de R$ 6,78, já no ano de 2021, observa-se o menor valor praticado entre 2013 e 2022, de R$ 4,19 o quilo do pinhão.

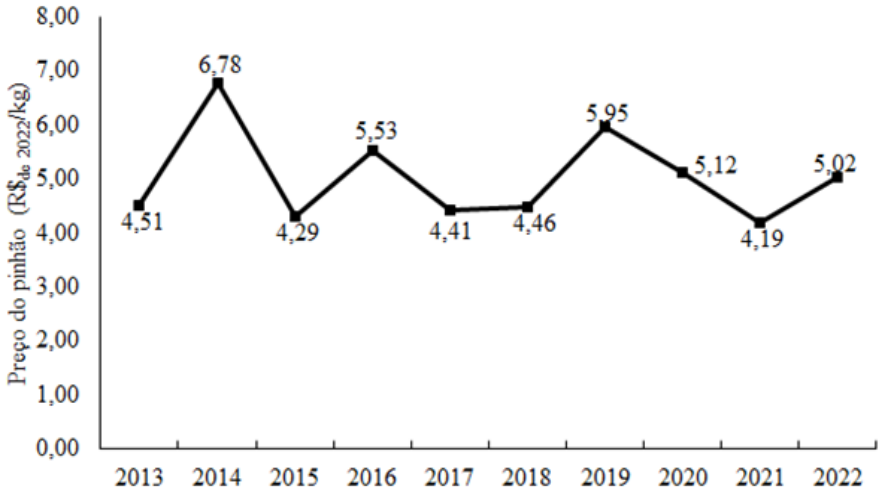


Figura 5 – Preço médio do pinhão (R$$_{de2022}$$.kg^{-1}) praticado no estado do Paraná entre os anos de 2013 e 2022. Fonte: DERAL/PR (2024).

Discussão

A variação na produção do pinhão ao longo dos anos já foi relatada anteriormente, como, por exemplo, no estudo desenvolvido por Marques et al. [12], ao avaliar o comércio de pinhão no estado de Minas Gerais. Diversos fatores podem ser relacionados a esse fenômeno, como o valor de comercialização do produto que pode motivar ou desmotivar a coleta, a informalidade da cadeia produtiva, as mudanças naturais de produtividade da espécie, entre outros [15][2].

A araucária passou por intenso processo de exploração, que resultou na redução da área de ocorrência e do número de indivíduos [2]. A coleta do pinhão é realizada de forma extrativista, sendo que a implantação de pomares para produção de pinhão ainda é bastante recente [16]; desse modo, quando se pensa em produção é necessário considerar o tamanho da área de coleta, a quantidade de indívuos produtivos, o número de áreas para coleta e caracteristicas edafoclimáticas que exerçam influencia sobre a quantidade de pinhão produzido, coletato e consequentemente, comercializado em cada município anualmente.

A região centro-sul do estado destacou-se na quantidade produzida de pinhão, assim como no valor arrecadado (VBP). Tal região está localizada no Terceiro Planalto Paranaense e abrange uma área de 2.638.104 ha, que corresponde a cerca de 13% do território do estado, dividido em 24 municípios. Os municípios de Guarapuava e Pinhão destacam-se em termos de presença de cobertura vegetal [17], favorecendo a atividade extrativista.

Somente no ano de 2019 o setor agrícola da região contribuiu com cerca de 52% do VBP, a pecuária 38% e os produtos florestais com 10% do valor total arrecadado no estado [18]. Os municípios da região centro-sul são destaque na produção do pinhão desde o final do século passado; na safra 98/99 o município de Pinhão (maior produtor registrado neste estudo) foi responsável por 69,8% da produção do estado [14].

O VBP do pinhão paranaense apresentou crescimento médio anual de 16,5% a.a. a partir de 1995 até 2010; e na primeira década do século XXI (2001 a 2010), o VBP do pinhão no Paraná saltou de R$ 816 mil para a casa dos milhões de reais. Esses aumentos estão atrelados ao crescimento do agronegócio brasileiro e às políticas públicas voltadas à agricultura familiar [18].

Faz-se necessário salientar que os valores de produção aqui apresentados são dados oficiais coletados nas prefeituras, cooperativas, revendedores de insumos, cerealistas, e outros canais de comércio formal. Em contrapartida, muitos coletores de pinhão optam pelo comércio informal na beira de estradas, em semáforos, entre outros [19], podendo, dessa forma, ocasionar a subestimação dos valores reais da produção no estado.

O preço de venda do pinhão oscilou a cada ano da série histórica trabalhada. Variações no preço entre os anos e dentro do mesmo ano já foram relatadas por outros autores [20]. Apesar disso, no mercado atacadista paranaense, os preços do pinhão vêm subindo ano após ano [21]. Uma característica fundamental dos preços dos produtos agrícolas é a sua instabilidade, ou seja, eles apresentam um elevado grau de variabilidade ao longo do tempo [22]. No caso do pinhão, a sazonalidade dos preços decorre principalmente devido a colheita não ocorrer ao longo de todo o ano, sendo concentrada entre os meses de abril a julho, além do baixo nível de industrialização do produto, informalidade da cadeia produtiva, entre outros. De um modo geral, os preços apresentam níveis relativamente mais altos na época da entressafra, onde há menor oferta [23].

Para o dono da propriedade ou coletor, a alternativa mais viável, quando possível, é fazer a comercialização diretamente para o consumidor final. Quando intermediários são envolvidos na cadeia de produção, os preços praticados sofrem acrescimento de até 317% [14]. Se o preço pago aos produtores pelos intermediários varia entre R$ 1,00 e 1,50 o quilo, o consumidor final pode chegar a pagar até R$ 6,00 o quilo [22].

Um importante marco para impulsionar a produção e comercialização do pinhão foi sua inclusão na Política de Garantia de Preços Mínimos (PGPM), em 2014. Na prática, preços mínimos são delimitados pelo Governo Federal com base na previsão de produção de cada região. Caso o produtor comercialize seu produto por um preço abaixo do mínimo ele poderá ser ressarcido da diferença, pela chamada subvenção [24]. A PGPM traz incentivo para produtores rurais não apenas no estado do Paraná, visto que, apesar da tendência de aumento da produção de pinhão, ainda são necessários mecanismos legais e tecnológicos para impulsionar o desenvolvimento desse setor.

CC BY NC ND

Conclusão

A produção de pinhão e o valor bruto de produção apresentaram oscilação ao longo dos anos 2013 e 2022. Da mesma forma o preço médio de venda do pinhão no Paraná oscilou entre R$ 4,00 e quatro e R$ 6,00. A região centro-sul é a mais produtora do estado, com destaque para os municípios de Pinhão, Guarapuava e Inácio Martins.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Departamento de Economia Rural do Paraná (DERAL/PR) por fornecer os dados de produção e valor bruto de produção. E à CAPES pela concessão de bolsa de doutorado à primeira autora.

Referências

1. Carvalho PER. Pinheiro do Paraná. Comunicado técnico n. 60. Colombo: Embrapa Florestas, 2002. 1039 p.

2. Wrege MS, Fritzsons E, Soares MTS, Bognola IA, Sousa VA, Sousa LP et al. Distribuição natural e *habitat* da araucária frente às mudanças climáticas globais. Pesquisa Florestal Brasileira. 2017; 37(91): 331-46. Doi: doi.org/10.4336/2017.pfb.37.91.1413.

3. Carvalho PER. Especies florestais brasileiras: Recomendacoes silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Colombo: Embrapa, 1994. 640p.

4. Lorenzi H. Árvores brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa: Plantarum, v.1, 2002. 352p.

5. Godoy RCB, Deliza R, Negre MFO, Santos GG. Consumidor de pinhão: Hábitos, atributos de importância e percepção. Pesquisa Florestal Brasileira. 2018; 38(e201801655): 1-8. Doi: doi.org/10.4336/2018.pfb.38e201801655.

6. Mantovani A, Morellato LPC, Reis MS. Fenologia reprodutiva e produção de sementes em *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. Revista Brasileira de Botânica. 2004; 27(4): 787-96. Doi: doi.org/10.1590/S0100-84042004000400017.

7. Cordenunsi BR, Wenzel EM, Genovese MI, Colli C, Gonçalves AS, Lajolo FM. Chemical composition and glycemic index of Brazilian pine (*Araucaria angustifolia*) seeds. Journal of Agricultural and Food Chemistry. 2004; 52(11): 3412-3416. Doi: doi.org/10.1021/jf034814l.

8. Koehnlein EA, Carvajal AES, Koehnlein EM, Coelho-Moreira JS, Inácio FD, Castoldi R et al. Antioxidant activities and phenolic compounds of raw and cooked Brazilian pinhão (*Araucaria angustifolia*) seeds. African Journal of Food Science. 2012; 21(6): 512-518. Doi: 10.5897/AJFS12.128.

9. Adan N, Atchison J, Reis MS, Peroni N. Local knowledge, use and management of ethnovarieties of *Araucaria angustifolia* (Bert.) Ktze. in the Plateau of Santa Catarina, Brazil. Economic Botany. 2016; 70: 353-364. Doi: 10.1007/s12231-016-9361-z.

10. Ávila BP, Henzel ABD, Foesch MDS, Almeida EW, Molina AR, Guarino ES. Importance of pinhão in the conservation of araucaria forests and the social role of the consumer market. Floresta. 2023; 53(3): 413-422. Doi: 10.5380/rf.v53i3.87971.

11. Tagliari MM, Levis C, Flores BM, Blancoa GD, Freitas CT, Bogoni JA et al. Collaborative management as a way to enhance Araucaria Forest resilience. Perspectives in Ecology and Conservation. 2021; (9): 131-142. Doi: doi.org/10.1016/j.pecon.2021.03.002.

12. Marques RT, Barros VCC, Borges LAC, Barbosa ACMC. The trade of pinhão (*Araucaria angustifolia* Seed) in Minas Gerais: a stimulis for conservation? Floresta. 2021; 51(2): 346-353. Doi: 10.5380/rf.v51i2.68781.

13. Coelho Junior LM. Concentração regional do valor bruto de produção do pinhão no Paraná. Ciência Florestal. 2016; 26(3): 853-861. Doi: doi.org/10.5902/1980509824213.

14. Santos AJ, Corso NM, Martins G, Bittencourt E. Aspectos produtivos e comerciais do pinhão no estado do Paraná. Floresta. 2002; 32(2): 163-169. Doi: dx.doi.org/10.5380/rf.v32i2.2281.

15. Zechini AA, Schussler G, Silva JZ, Mattos AG, Peroni N, Mantovani A, Reis MS. Produção, comercialização e identificação de variedades de pinhão no entorno da Floresta Nacional de Três Barras/SC. Biodiversidade Brasileira. 2012; 2(2): 74-82, 2012. Doi: 10.37002/biobrasil.v2i2.275.

16. Zanette F, Danner MA, Constantino V, Wendling I. Particularidades e biologia reprodutiva de *Araucaria angustifolia*. In: Wendling I, Zanette F (eds.). Araucária: Particularidades, propagação e manejo de plantios. Brasília: Embrapa, 2017. p.15-39.

17. IPARDES – Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. Leituras regionais: Mesorregião Geográfica Centro-Sul Paranaense. Curitiba: IPARDES, 2004. 139p.

18. SEAB – Secretaria da Agricultura e do Abastecimento. Centro-Sul do Estado lidera o crescimento do VBP, 2019. [acesso em 22 mar 2024]. Disponível em <https://www.agricultura.pr.gov.br/Noticias>.

19. Silva CV, Miguel LA. Os canais de comercialização do pinhão e seus agentes, em São Francisco de Paula/RS. Florestal. 2017; 47(4): 489-500. Doi: dx.doi.org/10.5380/rf.v47i4.49570.

20. Figueiredo Filho A, Orellana E, Nascimento F, Dias AN, Inoue MT. Produção de sementes de *Araucaria angustifolia* em plantio e em floresta natural no Centro-Sul do estado do Paraná. Floresta. 2011; 41(1): 155-62. Doi: doi.org/10.1590/0100-67622016000400013.

21. CEASA/PR. Centrais de Abastecimento do Paraná. Informações de Mercado. 2020.

22. Mendes JTG. Comercialização agrícola. Apostila do Departamento de Economia Rural e Extensão da UFPR. Curitiba: 1982. 100 p.

23. Balbinot R, Garzel JCL, Weber KS, Ribeiro AB. Tendências de consumo e preço de comercialização do pinhão (semente da *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze.), no estado do Paraná. Ambiência. 2008; 4(3): 463-472.

24. Santos EL. Análise dos instrumentos organizacionais e políticos para a construção da cadeira produtiva do pinhão no Rio Grande do Sul [Dissertação]. Santa Maria/RS: Universidade Federal de Santa Maria, 2018.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Espécies arbóreas multifuncionais no estabelecimento de sistema agroflorestal sucessional na floresta de araucária

Marcelo da Silva Irmão[1]*
https://orcid.org/0009-0007-9982-7321
* Contato principal

Karine Louise dos Santos[1]
https://orcid.org/0000-0003-0615-1574

Alexandre Siminski[1]
https://orcid.org/0000-0001-6141-6040

Maurício Sedrez dos Reis[1]
https://orcid.org/0000-0003-1331-3367

[1] Universidade Federal de Santa Catarina/UFSC, Curitibanos/SC, Brasil. <m.s.irmao@grad.ufsc.br, karine.santos@ufsc.br, alexandre.siminski@ufsc.br, msedrez@gmail.com>.

Recebido em 30/04/2024 – Aceito em 27/03/2025

Como citar:

Irmão MS, Santos KL, Siminski A, Reis MS. Espécies arbóreas multifuncionais no estabelecimento de sistema agroflorestal sucessional na floresta de araucária. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 22-40. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2608

Palavras-chave: Agrofloresta; ecologia; traços funcionais; espécies nativas.

RESUMO – Entre as possibilidades de conciliação da produção agrícola e florestal com a resiliência dos ecossistemas naturais, figuram os sistemas agroflorestais (SAFs) por sua ampla capacidade de fornecimento de serviços ambientais. No entanto, para a floresta ombrófila mista (FOM) ou floresta de araucária, são escassos os estudos sobre composição e estruturação espaço-temporal de SAFs, especialmente aqueles que levem em consideração os traços funcionais mensuráveis do componente arbóreo. Traços funcionais são caracteres que revelam a aptidão das espécies em sua estratégia evolutiva, sendo reflexo direto do ambiente em que elas são inseridas. A mensuração desses traços, como a área folia específica e a densidade da madeira, revelam as relações ecológicas existentes entre o meio e as espécies, permitindo agrupá-las a partir da proximidade de seus traços, formando grupos funcionais. A identificação desses grupos é útil no manejo agroecológico em sistemas produtivos, onde a adequada inserção espaço-temporal das espécies pode favorecer suas aptidões e, portanto, potencializar a produção agroflorestal. Assim, este trabalho objetivou contribuir com a identificação de espécies fornecedoras de serviços ambientais na FOM, propondo a estruturação de sistemas agroflorestais sucessionais por meio dos traços funcionais mensurados das espécies encontradas. A pesquisa se deu por meio de revisão sistemática, encontrando um total de 29 referências que atenderam aos critérios. As espécies descritas na literatura permitiram a configuração de dois modelos de SAFs para a FOM, um para espécies consideradas aquisitivas, outro para espécies consideradas conservativas, abarcando 27 espécies com usos potenciais, divididas em sete grupos funcionais.

CC BY NC ND

Multifunctional tree species in the establishment of a successional agroforestry system in the araucaria forest

Keywords: Agroforestry; ecology; functional traits; native species.

ABSTRACT – Among the possibilities for reconciling agricultural and forestry production with the resilience of natural ecosystems, agroforestry systems (AFS) are included due to their broad capacity to provide environmental services. However, for mixed ombrophilous forest (MOF) or araucaria forest, studies on the composition and spatial-temporal structuring of AFS are scarce, especially those that take into account the measurable functional traits of the tree component. Functional traits are characters that reveal the aptitude of species in their evolutionary strategy, being a direct reflection of the environment in which they are inserted. The measurement of these traits, such as the specific leaf area and wood density, reveal the ecological relationships between the environment and the species, allowing them to be grouped based on the proximity of their traits, forming functional groups. The identification of these groups is useful in agroecological management in production systems, where the adequate spatial-temporal insertion of species can favor their aptitudes and, therefore, enhance agroforestry production. Thus, this study aimed to contribute to the identification of species that provide environmental services in the MOF, proposing the structuring of successional agroforestry systems through the measured functional traits of the species found. The research was carried out through a systematic review, finding a total of 29 references that met the criteria. The species described in the literature allowed the configuration of two AFS models for the MOF, one for species considered acquisitive, the other for species considered conservative, covering 27 species with potential uses, divided into seven functional groups.

Especies arbóreas multifuncionales en el establecimiento de un sistema agroforestal sucesional en el bosque de araucária

Palabras clave: Agroforestería; ecología; caracteres funcionales; especies nativas.

RESUMEN – Entre las posibilidades de conciliar la producción agropecuaria y forestal con la resiliencia de los ecosistemas naturales se encuentran los sistemas agroforestales (SAFs) por su amplia capacidad para proveer servicios ambientales. Sin embargo, para el bosque mixto ombrófilo (BOM) o Bosque de Araucarias, los estudios sobre la composición y estructuración espacio-temporal de los SAF son escasos, especialmente aquellos que tienen en cuenta los rasgos funcionales medibles del componente arbóreo. Los rasgos funcionales son caracteres que revelan la aptitud de las especies en su estrategia evolutiva, siendo un reflejo directo del ambiente en el que están insertas. La medición de estos caracteres, como el área foliar específica y la densidad de la madera, revela las relaciones ecológicas que existen entre el ambiente y las especies, permitiendo agruparlas en función de la proximidad de sus caracteres, formando grupos funcionales. La identificación de estos grupos es útil en el manejo agroecológico en sistemas de producción, donde la adecuada inserción espacio-temporal de las especies puede favorecer sus aptitudes y, por tanto, potenciar la producción agroforestal. Así, este trabajo tuvo como objetivo contribuir a la identificación de especies proveedoras de servicios ambientales en la BOM, proponiendo la estructuración de sistemas agroforestales sucesionales a través de la medición de caracteres funcionales de las especies encontradas. La investigación se realizó a través de una revisión sistemática, encontrando un total de 29 referencias que cumplieron los criterios. Las especies descritas en la literatura permitieron configurar dos modelos de SAFs para BOM, uno para especies consideradas adquisitivas, otro para especies consideradas conservadoras, abarcando 27 especies con usos potenciales, divididas en siete grupos funcionales.

CC BY NC ND

Introdução

A floresta ombrófila mista (FOM) é uma ecorregião do bioma Mata Atlântica marcada pela presença do pinheiro-brasileiro *Araucaria angustifolia* (Bertol.) associado a angiospermas das famílias Myrtaceae, Lauraceae e outras [1][2]. Está presente no Sul e Sudeste do Brasil, associada a altas altitudes e clima C*fb*, de invernos frios com geadas severas, e chuvas bem distribuídas ao longo do ano [3]. A elevada altitude reduz a temperatura média e influencia negativamente na formação de biomassa vegetal, favorecendo a rusticidade da araucária em detrimento de espécies latifoliadas tropicais e equatoriais [3], levando a FOM a atingir originalmente uma extensão total de 200.000 km^2 [4][5][6][7][8][9], com considerável endemismo vegetal [10][11][12].

Contudo, a partir do século XX, o potencial madeireiro dessa formação florestal foi explorado em larga escala, tornando espécies como araucária, imbuia e canela alvos de exportação para suprir demandas de fora de seu ecossistema [7]. Com o exaurimento da floresta, surgiram iniciativas pela implantação de espécies exóticas com interesse madeireiro, com destaque para o gênero *Pinus* sp. [7][13], além da suspensão da exploração madeireira de espécies ameaçadas no bioma Mata Atlântica [14]. Em função dessa exploração predatória, a FOM ocupa atualmente apenas 12% de seu território original [6]. Em Santa Catarina, a FOM está restrita a fragmentos de até 50 ha [4], que juntos representam 82% do total dos fragmentos [4]. Mudanças no uso da terra são a principal causa de fragmentação da FOM, transformando a paisagem originalmente florestal em mosaicos de agricultura, silvicultura e pastagem [7], prejudicando os fluxos gênicos da biodiversidade vegetal e animal. Com isso, cerca de 5,3% do total de espécies arbóreas da FOM estão ameaçadas de extinção, sem considerar outras formas de vida [2]. Uma vez que essas conversões de área substituem a floresta por áreas de produção agrícola, os sistemas agroflorestais figuram como alternativa, na medida em que buscam integrar o componente agrícola, animal e arbóreo em um sistema coeso e biodiverso, onde as árvores não apenas são incluídas, evitando desflorestamentos de áreas nativas, mas também ganham destaque por sua capacidade de favorecer as condições edafoclimáticas do sistema [15][16].

A presente pesquisa, portanto, se insere no contexto de fomentar alternativas ao uso e restauração de fragmentos da FOM, objetivando indicar espécies nativas que apresentem usos potenciais, caracterizá-las do ponto de vista dos traços funcionais e, com isso, compor modelos de sistemas agroflorestais preocupados com a sucessão das espécies no tempo.

Os traços funcionais dizem respeito aos caracteres morfológicos, fenológicos, ecofisiológicos, reprodutivos e/ou anatômicos desenvolvidos pelas plantas em sua estratégia evolutiva em resposta aos filtros do ambiente [17][18]. Nesse sentido, os traços funcionais desvelam a aptidão ("*fitness*") das espécies, resultando em efeitos diretos e/ou indiretos no crescimento, na reprodução e na sobrevivência das espécies [17][19][20]. Os traços funcionais são preditores mensuráveis do funcionamento dos ecossistemas, variando conforme o contexto edafoclimático [21][22][23][24][25][26][27]. Por isso, seu entendimento é útil na composição de agroecossistemas resilientes.

Assim, os objetivos específicos da presente pesquisa foram: (1) obter uma lista de espécies de ocorrência na FOM que apresentem usos potenciais; (2) caracterizar essas espécies por meio de seus traços funcionais mensuráveis; e (3) apresentar uma proposta de SAF apropriado para o contexto regional da FOM.

Metodologia

A partir da pergunta direcionadora "como se comportam funcional e ecologicamente as espécies potenciais na floresta ombrófila mista?", elaborou-se a revisão sistemática em bancos de dados como Google Acadêmico, *Web of Science*, *Scopus*, *Scielo*, Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações, repositórios de instituições de ensino e pesquisa, bem como livros consagrados, fazendo-se uso dos operadores booleanos "AND", "OR", "*" e "?" para combinar termos úteis para a pesquisa [28], como "fuctional traits", "Araucaria Forest", "traits ecology", "Mata Atlântica", "estratégia ecológica", "alocação de recurso" e eventualmente nomes popular e científico das espécies. Dentre os critérios de inclusão estão: ser espécie comumente encontrada na FOM, que forneça múltiplos serviços ambientais e que tenham traços funcionais e/ou sucessionais descritos [15][29].

Os traços priorizados foram aqueles que melhor separam as espécies em grupos e que são de mais fácil mensuração, a saber: (1) área foliar específica (AFE, em mm^2.mg^{-1}), dicotomizada em folha coriácea, aquelas em que AFE < 13,6 mm^2.mg^{-1}, e membranácea, aquelas em que AFE > 13,6

$mm^2.mg^{-1}$; (2) densidade básica da madeira (DM em $g.cm^3$) e (3) síndrome de dispersão, dividida em zoocórica, autocórica e anemocórica. Isto sem ignorar outros traços úteis, como a massa individual de semente, altura máxima potencial e a classificação sucessional [29][30]. O conjunto de todos os traços permite dicotomizar as espécies globalmente em aquisitivas, aquelas que investem em produtividade, e conservativas, aquelas que investem em persistência [19][21][30].

Resultados e Discussões

Traços funcionais

O estado da arte dos estudos sobre traços funcionais das espécies da FOM foi analisado até o ano de 2021 por Mazon [30], em cujo trabalho relataram-se ao todo 14 estudos distribuídos entre Paraná [31], Rio Grande do Sul [32][33][34][35][36][37][38] e Santa Catarina [20] [39][40][41][42][43]. No entanto, a presente pesquisa encontrou mais 14 estudos, sendo dois no Paraná [44][45], quatro no Rio Grande do Sul [46][47][48][49], cinco em Santa Catarina [50][51][52][53][54] e três estudos abrangentes [24][25][35], além de um banco de dados online de acesso livre [55]. Apesar disso, os estudos com traços no Planalto Serrano Catarinense são restritos [20][30][40].

Em geral, a AFE está relacionada com a taxa fotossintética das espécies, revelando sua demanda por luz [30]. A densidade da madeira, por sua vez, se relaciona com o suporte oferecido para a copa, determinando a longevidade dos indivíduos [21][30]. A massa da semente fornece informações sobre a capacidade da espécie dispersar-se e estabelecer-se [30]. A altura máxima potencial expõe a capacidade da espécie de competir por luz, além de favorecer sua dispersão. No que concerne à síndrome de dispersão, sementes anemocóricas são mais leves e costumam indicar espécies aquisitivas, enquanto sementes pesadas indicam espécies conservativas [30]. Há, porém um gradiente de diferentes grupos funcionais, a saber: pioneiras aquisitivas, secundárias facultativas, dispersas pelo vento, tardias de pequeno e grande porte [30].

Lista de espécies potenciais e caracterização funcional

A listagem a seguir (Tabela 1) permite observar que as famílias Myrtaceae e Fabaceae são as que têm maior influência sobre a estruturação do sistema. Em seguida elas são caracterizadas conforme seus traços [17][18][56].

Tabela 1 – Espécies potenciais indicadas por sua ocorrência na FOM e por seus múltiplos usos potenciais para implementação de SAFs na FOM, categorizadas por família.

Espécie	Família
Araçá (*Psidium cattleyanum*)	Myrtaceae
Goiabeira-serrana (*Feijoa sellowiana*)	Myrtaceae
Guabiju (*Myrciantes pungens*)	Myrtaceae
Guaviroba (*Campomanesia xanthocarpa*)	Myrtaceae
Pitangueira (*Eugenia uniflora*)	Myrtaceae
Sete-capotes (*Campomanesia guazumifolia*)	Myrtaceae
Uvaieira (*Eugenia pyriformis*)	Myrtaceae
Bracatinga (*Mimosa scabrella*)	Fabaceae
Corticeira (*Erythrina falcata*)	Fabaceae
Ingá-feijão (*Inga marginata*)	Fabaceae
Ingá-verde (*Inga virescens*)	Fabaceae
Pata-de-vaca (*Bauhinia forficata*)	Fabaceae

CC BY NC ND

Caroba (*Jacaranda micrantha*)	Bignoniceae
Ipê-amarelo (*Handroanthus alba*)	Bignoniceae
Ipê-roxo (*Handroanthus impetiginosus*)	Bignoniceae
Canela-Sassafrás (*Ocotea odorifera*)	Lauraceae
Imbuia (*Ocotea porosa*)	Lauraceae
Pau-andrade (*Persea pyrifolia*)	Lauraceae
Butiá-da-serra (*Butia eriospatha*)	Arecaceae
Jerivá (*Syagrus romanzoffiana*)	Arecaceae
Aroeira-pimenteira (*Schinus terebinthifolius*)	Anacardiaceae
Aroeira-salsa (*Schinus molle*)	Anacardiaceae
Erva-mate (*Ilex paraguariense*)	Aquifoliaceae
Araucária (*Araucaria angustifolia*)	Araucariaceae
Louro-pardo (*Cordia trichotoma*)	Boraginaceae
Espinheira-santa (*Maytenus ilicifolia*)	Celastraceae
Cedro (*Cedrela fissilis*)	Meliaceae

O conjunto de espécies e famílias identificadas visam reproduzir a diversidade natural da FOM [1] e, sobretudo, a diversidade de serviços que a floresta presta [28] (Tabela 2).

Tabela 2 – Espécies arbóreas selecionadas a partir da busca por multifuncionalidade na FOM para compor o sistema agroflorestal e ranqueadas com base na quantidade de serviços ambientais que fornecem, sendo eles: Al= alimentícia; Ma = madeira; L&C= lenha e carvão; Orn = ornamentação; Me = medicinal; P&C = perfumaria e cosmético; C&P = celulose e papel; Ar t= artesanato; Est = estrutural [2][57][58][59][60][61][62][63].

Espécie	Categorias de uso									
	Al	Ma	L&C	Orn	Me	P&C	C&P	Art	Est	Qtd.
Bracatinga (*Mimosa scabrella*)	X	X	X		X		X		X	6
Ingás (*Inga* spp.)	X	X	X		X		X		X	
Aroeira-salsa (*Schinus molle*)	X			X	X	X			X	5
Araucária (*Araucaria angustifolia*)	X	X	X	X			X			
Pitangueira (*Eugenia uniflora*)	X		X		X	X			X	
Caroba (*Jacaranda micrantha*)		X	X	X	X		X			

Araçá (*Psidium cattleyanum*)	X	X	X						X	4
Aroeira-pimenteira (*Schinus terebinthifolius*)	X				X	X			X	
Goiabeira-serrana (*Feijoa sellowiana*)	X			X	X				X	
Ipê-roxo (*Handroanthus impetiginosus*)		X	X	X		X				
Pau-andrade (*Persea pyrifolia*)		X	X		X	X				
Jerivá (*Syagrus romanzoffiana*)	X			X	X			X		
Sete-capotes (*Campomanesia guazumifolia*)	X		X	X	X					
Butiá-da-serra (*Butia eriospatha*)	X			X				X	X	
Corticeira (*Erythrina falcata*)				X			X		X	
Guabiju (*Myrciantes pungens*)	X	X		X						3
Canelas (Lauraceae)		X	X			X				
Erva-mate (*Ilex paraguariense*)	X	X			X					
Ipê-amarelo (*Tabebuia alba*)		X	X	X						
Louro-pardo (*Cordia trichotoma*)		X	X						X	
Pata-de-vaca (*Bauhinia forficata*)		X	X						X	
Uvaieira (*Eugenia pyriformis*)	X				X				X	
Guaviroba (*Campomanesia xanthocarpa*)	X		X							2
Cedro (*Cedrela fissilis*)		X	X							

Mirtáceas são de grande importância na FOM [64][65][66][67][68][69]. Em geral, são espécies que compõem o baixo estrato arbóreo [2], mas que se destacam pela qualidade da madeira e produção de frutos [60][70][71]. Seu fuste tortuoso e copa densa lhes confere uso como quebra-vento [58][59]. Além disso, são espécies de densidade de madeira média a muito alta [57], típico de espécies conservativas com aptidão para tolerar a pouca disponibilidade de recursos, como a escassez luminosa no interior da floresta [20][30][44][53][55][57]. No entanto, são espécies capazes de se desenvolver a pleno sol, e por isso agrupam-se como secundárias facultativas [29][30][58][59].

Indivíduos da família Fabaceae desta lista, cujas espécies Ingá e Pata-de-vaca são exemplares, também apresentam uso como quebra-vento [58][59][72]. Porém, destacam-se por sua associação com micro-organismos fixadores de nitrogênio [73][74], comportamento ecológico pioneiro [58][74][75][76][77], crescimento relativamente rápido e rusticidade [77][78][79][80][81]. Em suma, são facilitadoras da sucessão, pois melhoram os atributos edafoclimáticos do sistema [28]. Ao lado da aroeira-pimenteira (*Schinus terebinthifolius* Raddi, Anacardiaceae), enquadram-se como pioneiras aquisitivas [30][43][52][82][83][84].

Destaca-se ainda a Bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth., Fabaceae), por sua gama de serviços ambientais, por seu comportamento aquisitivo, rústico, heliófilo e alta deposição de matéria orgânica e nitrogênio, tornando-a uma espécie de grande importância para SAFs na FOM [77][82][85][86][87][88][89][90]. É uma árvore de porte médio com alta demanda por luz, alta capacidade de colonizar e dominar terrenos nus pela baixa massa individual de semente, de apenas 0,0169 g em média, além de dispersão autocórica e dormência. Possui longevidade reduzida, de apenas 30 anos, com alta mortalidade [30][53]. Por tudo isso, é uma pioneira intensamente aquisitiva [30] ou, em outras palavras, uma "pioneira extrema" [34].

As espécies selecionadas da família Bignoniaceae, por outro lado, são de madeira pesada

[57], com alta densidade básica [30] e síndrome de dispersão anemocórica [58], com tendência à baixa AFE [30]. Sua a altura máxima potencial, de 20 a 30 m, as leva a competir pelo dossel, investindo energia em troncos reforçados para suportar a copa; são, portanto, conservativas [1][30]. Nesse grupo encontram-se espécies potenciais listadas como ipê-amarelo (*Handroanthus albus* (Cham.) Mattos, Bignoniaceae) e cedro (*Cedrela fissilis* Vell., Meliaceae), e não listadas, como o angico (*Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan, Fabaceae) e carne-de-vaca (*Clethra scabra* Pers., Clethraceae) [30]. A exceção é a pioneira caroba, que apresenta folhas membranáceas, madeira leve e massa de semente extremamente baixa de 0,007g (Tabela 3), sendo este último o atributo que distingue este grupo: o das dispersas pelo vento [30].

Na família das Lauraceae a indicação é composta por espécies de madeira pesada e baixa AFE (Tabela 3). Diferem das Bignoniaceae por possuírem sementes pesadas dispersas principalmente pela fauna, o que indica que seus nichos se dão em ecossistemas mais complexos [30][33][40][41][50][53][58][59]. Sua alta densidade de madeira sugere uma estratégia focada em longevidade, porém dependente de sombreamento nas fases iniciais [30]. São espécies a serem inseridas em um estágio sucessional mais maduro, quando o dossel já estiver ocupado e o sistema dispor de considerável diversidade vegetal, animal e sombreamento. Classificam-se, portanto, como tardias de grande porte. Pode-se incluir também espécies do gênero *Nectandra*.

Arecaceae está representada pelo butiá-da-serra e o jerivá, ambas fornecem fruto, fibras e ornamentação. Embora existam evidências da ocorrência do butiá no interior da FOM [27][91], a escassez de dados de seus traços inviabiliza sua classificação [27][91][92], mas em geral é espécie resistente a geadas na fase juvenil que prefere ambientes abertos com ampla disponibilidade de luz [58].

A erva-mate (*Ilex paraguariensis* A.St.-Hil., Aquifoliaceae) é uma espécie relevante no planalto sul-brasileiro, despontando como produto florestal não-madeireiro de alto valor [93]. Nas caívas, a erva-mate é sombreada pela Araucária e manejada no interior da FOM, mantendo-se com baixa estatura pelas podas frequentes [94]. É espécie alocada entre as tardias de pequeno porte, de interior de floresta, e por isso expostas à pouca incidência luminosa e à competição [30]. Nesse mesmo grupo encontra-se a cataia (*Drimys brasiliensis* Miers, Winteraceae).

Araucária é a espécie central da FOM [1][3][4][5][6][7][8][9]. Com a maior quantidade de referências sobre seus traços funcionais, é tão singular que é disposta isoladamente como pioneira conservativa ou longeva, posto que não consegue se desenvolver sombreada, aloca grandes recursos na semente e pode chegar a centenas de anos [30]. É uma espécie rústica de ecossistema extremo, que sempre buscará o estrato emergente [20][40][43][50][53].

Louro-pardo (*Cordia trichotoma*, (Vell.) Arráb. ex Steud., Boraginaceae) é uma espécie de interesse silvicultural por seu rápido crescimento e formato de fuste retilíneo [58]. Tem potencial para sistemas agroflorestais [95], especialmente para sombreamento de erva-mate [95][96][97] e por associação com fungos micorrízicos [58]. Porém não foram encontrados dados dos traços aqui analisados (Tabela 3), assim como para espinheira-santa (*Maytenus ilicifolia* Martius ex Reissek, Celastraceae).

Espécies sobre as quais a literatura não forneceu dados não foram classificadas, uma vez que os dados de traços explicam padrões de crescimento e sobrevivência necessários para classificá-las [98]. Espécies de potencial econômico que se encontram ainda sem traços funcionais descritos incluem araçá, butiá-da-serra, louro-pardo e espinheira-santa, o que acaba por reforçar a necessidade de pesquisa em mensuração a campo dos traços dessas e de outras espécies nativas.

CC BY NC ND

Tabela 3 – Traços e classificação funcionais das espécies para implementação de SAF em FOM, sendo os traços: AFE = área foliar específica em $mm^2.mg^{-1}$; DM = densidade básica da madeira em $g.cm^{-3}$; MS = massa individual de semente em g; AP = altura máxima potencial em m; e SD = síndrome de dispersão, dividida em Zo = zoocórica; Au = autocórica; Ane = anemocórica.

Espécie	Referência	Traço					Classificação
		AFE	DM	MS	AP	SD	
Araucária (*Araucaria angustifolia*)	[55]	7,981	0,531		*	Zo	Pioneira longeva ou conservativa
	[20]	5,082	0,539		20	Zo	
	[30]	4,930	0,498	8,049	37,2	Zo	
	[40]		0,500		*	Zo	
	[53]	5,129	0,570			Zo	
	[43]	9,100	0,520		30	Zo	
	[50]	5,260	0,535		30		
Aroeira-pimenteira (*Schinus terebinthifolius*)	[55]	15,11	0,520			Zo	Pioneira aquisitiva
	[43]	15,10	0,520		15	Zo	
Bracatinga (*Mimosa scabrella*)	[55]	8,363	0,665			Au	Pioneira intensamente aquisitiva
	[30]	10,70	0,656	0,0169	20	Au	
	[53]	8,174	0,790			Au	
Canela-Sassafrás (*Ocotea odorifera*)	[30]	8,690	0,699	1,0811	23,5	Zo	Tardia de grande porte
Caroba (*Jacaranda micrantha*)	[30]	16,10	0,480	0,0073	21,1	Ane	Dispersa pelo vento
Cedro (*Cedrela fissilis*)	[55]	9,828	0,338			Ane	Dispersa pelo vento
	[30]	8,980	0,514	0,0286	29,3	Ane	
	[43]	9,800	0,340		30		
Erva-mate (*Ilex paraguariense*)	[55]	14,62	0,451			Zo	Tardia de pequeno porte
	[30]	8,100	0,548	0,0079	17,6	Zo	
	[43]	14,60	0,450		15	Zo	
Goiabeira-serrana (*Feijoa sellowiana*)	[55]	8,069	0,631			Zo	Secundária facultativa
	[20]	6,918	0,664		5		
	[53]	7,010	0,640			Zo	
Guabiju (*Myrcianthes pungens*)	[55]	8,004	0,692			Zo	Secundária facultativa
Guaviroba (*Campomanesia xanthocarpa*)	[55]	18,22	0,682			Zo	Secundária facultativa
	[30]	10,50	0,809	0,0439	20,5	Zo	
	[43]	18,20	0,680		15	Zo	
Imbuia (*Ocotea porosa*)	[30]	7,15	0,652	1,4166	27,5	Zo	Tardia de grande porte
Ingá-verde (*Inga virescens*)	[55]	14,99	0,513			Zo	Pioneira aquisitiva
	[30]	13,00	0,630	0,5291	15,8	Zo	
Ipê-amarelo (*Handroanthus alba*)	[30]	6,42	0,867	0,0112	24,6	Ane	Dispersa pelo vento
Pitangueira (*Eugenia uniflora*)	[55]	25,31	0,735			Zo	Secundária facultativa
	[30]	9,64	0,782	0,3576	12,5	Zo	
	[50]	17,84	0,718		18		
Sete-capotes (*Campomanesia guazumifolia*)	[30]	11,60	0,660	0,0476	25	Zo	Secundária facultativa
Uvaieira (*Eugenia pyriformis*)	[55]	7,70	0,973			Zo	Secundária facultativa
	[30]	8,48	0,825	0,8037	15,3	Zo	

* = estudos que apresentaram dado divergente da amostragem estabelecida no protocolo internacional de traços [17]. Espaços vazios indicam dado ausente.

CC BY NC ND

Proposta de sistema agroflorestal

A partir da seleção e caracterização das espécies, são propostos dois modelos de sistema agroflorestal em função da dicotomia do componente arbóreo entre aquisitivas e conservativas [19][21].

Aquisitivas – Modelo 1

As espécies aquisitivas irão compor um sistema de baixa maturidade sucessional em que os indivíduos estão expostos a maior intensidade de filtros ambientais, como pleno sol, vento, geada, solo de baixa qualidade, pouca diversidade funcional etc. (Figura 5). Nesse modelo, é proposta a inserção de espécies pioneiras, rústicas e aquisitivas, como bracatinga, ingás, caroba, jerivá, pata-de-vaca, aroeiras, louro-pardo e butiá. Aliadas a estas espécies é proposta a inserção da família Myrtaceae e da araucária. As mirtáceas, embora de interior de floresta, conseguem se desenvolver a pleno sol, mas seu lento crescimento comparado com as aquisitivas fará com que sejam por elas sombreadas com o passar do tempo, inserindo-as em seu ótimo e ampliando a diversidade funcional do sistema. A araucária é uma espécie rústica que não consegue se desenvolver sombreada, o que significa que sua entrada no sistema deve ser quando há alta disponibilidade de luz. Ipê-amarelo, por seu comportamento heliófilo, pode ser inserido para compor o grupo das ornamentais.

Nas linhas laterais é proposta uma alternância entre espécie aquisitiva e as Myrtaceae frutíferas para ocupação de diferentes estratos verticais ao longo da linha. Nas entrelinhas ficam dispostas as espécies agrícolas, preferencialmente consorciadas para aumentar a riqueza do sistema e maximizar a produção. Por exemplo, milho, abóbora, feijão e trevo no verão; aveia, alho e ervilhaca no inverno [99][100][106][107]. O olhar aéreo (Figura 5) permite visualizar como os elementos da paisagem agroflorestal estarão distribuídos horizontalmente. Nas duas linhas laterais vê-se a disposição de indivíduos como bracatinga, araucária e Myrtaceae. Na linha central vêem-se as ornamentais: caroba, ipê-amarelo e roxo, bem como as palmeiras. Nas entrelinhas vêem-se os cultivos agrícolas.

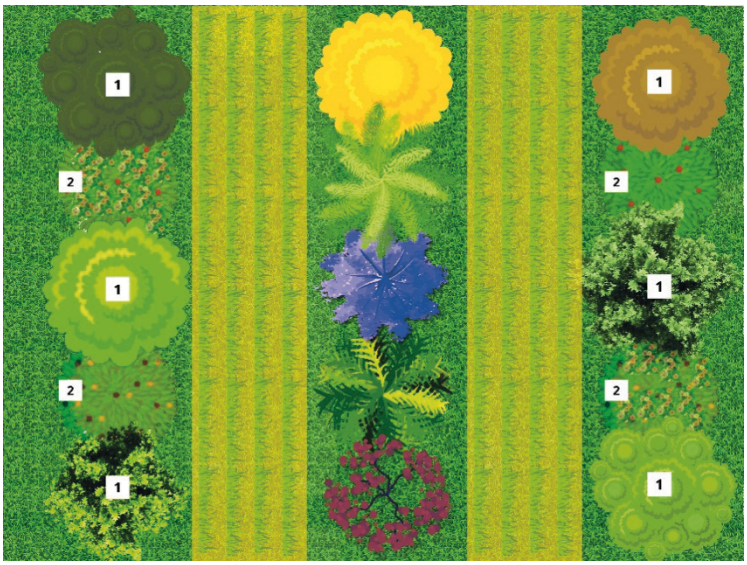


Figura 5 – Vista aérea do sistema agroflorestal com baixa maturidade sucessional proposto para a FOM a partir da seleção e caracterização das espécies com a literatura de traços funcionais. Nas linhas laterais estão: 1 = espécies pioneiras de médio a grande porte responsáveis por ocupar o dossel e o estrato emergente do sistema, como araucária, bracatinga e louro-pardo. Elas sombreiam total ou parcialmente as 2 = espécies secundárias facultativas, em geral Myrtaceaes como araçá, guaviroba e goiabeira-serrana, que ocupam o sub-bosque. Na linha central estão dispostas as espécies ornamentais, como caroba e jerivá. Nas entrelinhas estão os cultivos anuais.

Na Figura 6, por outro lado, é possível observar principalmente a estrutura vertical do sistema, cujo dossel é ocupado pela Araucária, enquanto o mais baixo estrato arbóreo é ocupado pelas mirtáceas e no estrato intermediário distribuem-se bracatinga, ingá, pata-de-vaca, louro-pardo, palmeiras etc. No primeiro

plano estão distribuídos indivíduos de caraguatá (*Bromelia antiacantha* Bertol., Bromeliaceae) com fins de cerca-viva [108]. No segundo plano se encontra a primeira linha das perenes, alternando lado a lado entre aquisitiva e Myrtaceae, com as aquisitivas atingindo maiores alturas ao longo do tempo. Logo atrás, está a entrelinha destinada aos cultivas agrícolas e no último plano, onde se encontra o agricultor, vale destacar a presenta dos capins em estrutura colunar para quebra-vento. Por fim, é relevante considerar a posição das linhas em função do norte, para maior acesso à luz solar, além do declive e sua influência nas espécies.

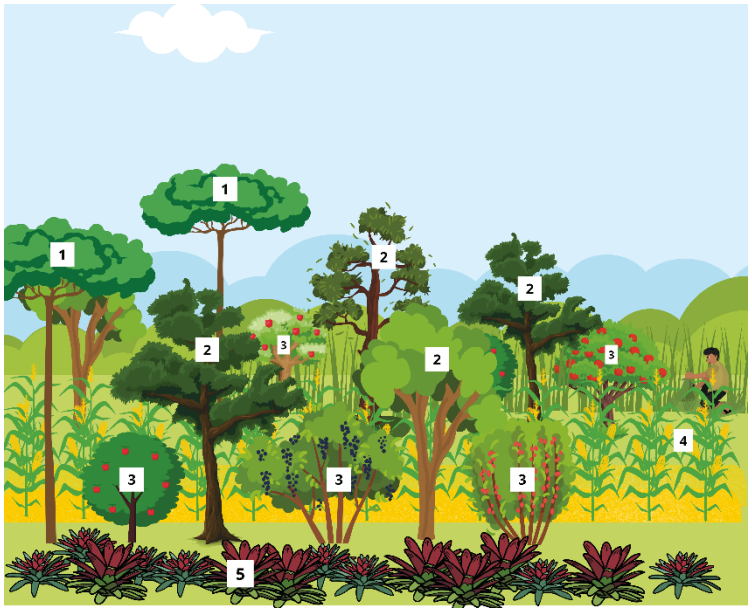


Figura 6 – Vista frontal do sistema agroflorestal com baixa maturidade sucessional proposto para a FOM, expondo os diferentes estratos verticais: 1 = estrato emergente ocupado pela araucária; 2 = dossel ocupado por bracatinga e louro-pardo; 3 = sub-bosque ocupado por frutíferas da família Myrtaceae, como araçá; 4 = cultivo anual na entrelinha e 5 = bordas do sistema, com caraguatá de cerca-viva.

Conservativas – Modelo 2

Esta proposta é destinada à inserção de espécies conservativas secundárias tardias e/ou climáxicas, o que supõe o estabelecimento prévio das espécies aquisitivas pioneiras, inclusive ocupando o dossel, gerando sombreamento, microclima e atributos edáficos renovados (Figura 7). Afinal, a sucessão florestal inclui sucessão de traços, tendendo para o predomínio de espécies de madeira pesada, alta área foliar específica e amplas interações ecológicas com a fauna [53][30], formando uma floresta complexa que os sistemas agroflorestais visam reproduzir [15] [53][109][110]. Em outras palavras, o Modelo 2 é uma possibilidade temporal de sucessão do Modelo 1, porém há casos em que o sistema agroflorestal é deliberadamente mantido em baixa maturidade sucessional em função dos serviços que se pretende extrair dele, como no caso dos históricos bracatingais de regeneração induzida dos arredores de Curitiba/PR para produção de lenha, em que, depois do desbaste, a área é submetida à queima para quebra de dormência das sementes de Bracatinga e consequente renovação do sistema, em um ciclo que não avança na sucessão [111]. Além disso, o Modelo 2 pode ser inserido direto em uma área com fragmento florestal já desenvolvido sem o manejo humano prévio, como no caso de assentamentos em áreas já florestadas, que focam em supressão seletiva do sub-bosque, manutenção das árvores adultas fornecedoras de serviços e enriquecimento com espécies de interesse, como a erva-mate [112].

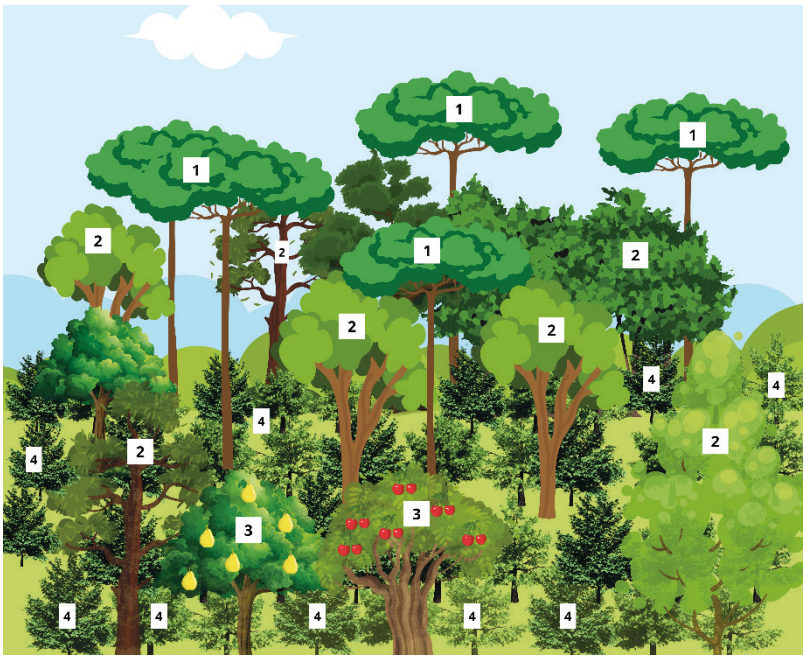


Figura 7 – Vista frontal do segundo modelo agroflorestal proposto para a FOM, com estágio sucessional maduro, onde os estratos distinguem-se em: 1 = emergente, sendo ocupado pela araucária e eventualmente cedro e angico; 2 = dossel, ocupado por cedro, angico, imbuia e louro-pardo; 3 = estrato médio, ocupado por Mirtaceae e aroeiras; e 4 = estrato baixo, ocupado sobretudo por erva-mate e cataia.

Na Figura 7 observa-se a estrutura vertical do modelo. É proposta a inserção de espécies de alto estrato vertical e com características mais climáxicas, por exemplo, imbuia, cedro, angico e outras canelas, abaixo das espécies de crescimento rápido, como bracatinga e louro-pardo, que ocupam o dossel primeiro e facilitam o estabelecimento das mais longevas. Além dessas espécies, que poderão ter amplos usos, indo desde madeira, lenha, carvão, até melífero e medicinal, há a presença marcante da erva-mate no baixo estrato arbóreo, aos moldes do manejo tradicional das caívas [94]. Aqui também é possível a inserção da cataia sombreada com fins de obtenção de sua casca. É um modelo essencialmente arbóreo, com restrição de luz e que pode ser relevante quando se fala em fragmentação florestal na FOM.

Diversos estudos apontam para a ocorrência das espécies encontradas no presente trabalho em sistemas agroflorestais semelhantes ao aqui proposto, como no caso da combinação entre araucária, erva-mate e cataia nas caívas do planalto meridional brasileiro [94]; caroba, jerivá, uvaieira, angico e diversas canelas em floresta estacional semidecidual do estado de São Paulo [112]; ingás, pitangueira e outras frutíferas do gênero *Psidium* em floresta ombrófila densa na Bahia [113]; bracatinga, erva-mate, pitangueira, goiaba-serrana, araçá e guabiroba no planalto catarinense [114][115]; angico e aroeiras na transição entre FOM e floresta estacional semidecidual no Rio Grande do Sul [116]; ipê, aroeira e pitangueira na transição entre Mata Atlântica e Cerrado no estado do Mato Grosso do Sul [117]; e ainda louro-pardo, ipê-amarelo e cedro na Mata Atlântica paraguaia [118]. Em suma, as espécies arbóreas de ocorrência na FOM apresentam amplos serviços ambientais, oportunizando sua inserção em agroecossistemas resilientes. Seu comportamento ecológico pode ser compreendido a partir de seus traços funcionais mensuráveis, constituindo uma forma cirúrgica e, ao mesmo, sistêmica, de compreensão do recurso florestal nativo para integração deste com as demandas humanas em sistemas produtivos.

Conclusão

A metodologia empregada neste trabalho permitiu a estruturação de propostas de SAF apropriados para o ambiente de FOM, a partir dos traços funcionais das espécies indicadas. Assim, o presente trabalho obteve uma lista com ao todo 27 espécies de ocorrência na FOM que apresentam usos

potenciais, caracterizadas em sete grupos funcionais que permitiram elaborar duas propostas de sistema agroflorestal apropriados para o contexto regional da FOM, embora estejam presentes também em sistemas agroflorestais dentro de outras fitofisionomias. Desta forma, o trabalho atingiu todos os objetivos estipulados.

Referências

1. Wosiacki G et al. Functional fruits in the Araucaria Forest/Brazil. Fruit Processing [Internet]. 2010 [citado em 2024 abr. 15]; 3: 118-124. Disponível em: https://www.fruit-processing.com/wp-content/uploads/2017/07/FP_3-2010_p118-124.pdf.

2. Zanella A et al. Tree species of the Araucaria Mixed Forest: which, how many and how threatened are they? Acta Botanica Brasilica [Internet]. 2022 [citado em 2024 abr. 12] 36. Disponível em: https://www.scielo.br/j/abb/a/mxtcPThHByqWSYKhJKY6smG/?lang=en#.

3. Sousa VA, Fritzsons E, Pinto junior JE, Aguiar AV (Eds.). Araucária: pesquisa e desenvolvimento no Brasil. Brasília: EMBRAPA, 2021 [acesso em: 2023 set. 18]. Disponível: https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1137523/araucaria-pesquisa-e-desenvolvimento-no-brasil.

4. Vibrans AC et al. (Eds.) Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina – 7 vol. Blumenau: Editora da FURB, 2012 [acesso em: 2023 out. 12]. Disponível em: https://www.iff.sc.gov.br/.

5. Souza CRG, Suguio K, Oliveira AMS, Oliveira PE (Eds.). Quaternário do Brasil. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2005.

6. Nodari ES, Carvalho MMX, Zarth PA. (Orgs.) Fronteiras fluídas – Floresta com Araucárias na América Meridional. São Leopoldo: Oikos, 2018 [acesso em: 2023 nov. 14]. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/343319101_Fronteiras_Fluidas_Florestas_com_Araucarias_na_America_Meridional.

7. Carvalho MMX. Uma grande empresa em meio à floresta. A história da devastação da Floresta com Araucária e a *Souther Brazil Lumber and Colonization* (1870-1970) [Tese]. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina; 2010.

8. Lauterjung MB et al. Phylogeography of Brazilian pine (*Araucaria angustifolia*): integrative evidence for pre-Columbian anthropogenic dispersal. Tree Genetics & Genomes [Internet] 2018 [citado em 2023 set. 18] 14(36). Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s11295-018-1250-4.

9. Fiegenbaum J. História antiga do planalto das araucárias, Rio Grande do Sul, Brasil-O Jê Meridional e o diálogo com o ambiente. [Tese] Lageado: Universidade do Vale do Taquari – Univates, 2021.

10. Oliveira-filho AT et al. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests, Journal of Plant Ecology [Internet] 2015 june [citado em 2024 fev 12]; 8(3): 242-260. Disponível em: https://doi.org/10.1093/jpe/rtt058.

11. Cunha AA, Cruz CBM, Fonseca GAB. Mata Atlântica Legal: integrando as visões da biogeografia às políticas públicas para conservação de um *hotspot* de biodiversidade. Sustainability in Debate [Internet] 2019 [citado em 2024 fev. 10]; 10(3): 337-353. Disponível em: https://periodicos.unb.br/index.php/sust/article/view/27112.

12. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [*homepage* na Internet]. Manual técnico da vegetação brasileira. 2ª ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012 [acesso em: 05 mar. 2024]. Disponível em: https://www.terrabrasilis.org.br/ecotecadigital/pdf/manual-tecnico-da-vegetacao-brasileira.pdf.

13. Carvalho MMX, Nodari ES. As fases da exploração madeireira na floresta com Araucária e os progressivos avanços da indústria madeireira sobre as florestas primárias (1870–1970). Anais do Simpósio Internacional de História Ambiental e Migrações. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, p. 707-726, 2010.

14. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução N° 278 – Dispõe sobre a suspensão de autorizações concedidas de corte e exploração de espécies ameaçadas de extinção na mata atlântica [Internet] 2001 maio 24 [citado em 2024 mr. 12]. Disponível em: http://arsepel.com.br/pdf/federal/9_RESOLUCAO_278.pdf.

15. Irmão MS, Santos KL. Efeito da composição vegetal nos serviços ambientais oferecidos por sistemas agroflorestais. Brazilian Journal of Development [Internet] 2021 [citado em 2024 fev. 18]; 7(6): 63362-63382. Disponível em: https://doi.org/10.34117/bjdv7n6-626.

16. Sahoo G et al. Agroforestry for forest and landscape restoration. International Journal of Advance Study and Research Work [Internet] 2020 [citado em 2024 dez. 22]; 9: 536-542. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Sandeep-Rout-2/publication/344316074_Agroforestry_for_Forest_and_Landscape_Restoration/links/5f66e6e8458515b7cf418514/Agroforestry-for-Forest-and-Landscape-Restoration.pdf.

CC BY NC ND

17. Violle C et al. Let the concept of trait be functional! Oikos [Intenet] 2007 [citado em 2024 fev. 05]; 116(5): 882-892. Disponível em: https://nsojournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x.

18. Pérez-harguindeguy N et al. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide, Australian Journal of Botany [Internet] 2013 [citado em 2024 mar. 19] 61: 167-234. Disponível: https://www.publish.csiro.au/bt/pdf/BT12225.

19. Reich PB. The world-wide 'fast–slow' plant economics spectrum: A traits manifesto. Journal of Ecology [Internet] 2014 [citado em 2024 abr. 15]; 102: 275-301. Disponível em: https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12211.

20. Dreyer JBB, Schlickmann MB, Cuchi T, Vieira FS, Moraes GC, Higuchi P, Silva AC. Estruturação espacial de traços funcionais de espécies arbóreas em função da distância da borda em Floresta Alto-Montana no sul do Brasil. Ciência Florestal [Internet] 2020 [citado em 2024 abr 18]; 30(3): 743-754. Disponível em: https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/33586.

21. Díaz S et al. The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continentes. Journal of Vegetation Science [Internet] 2004 [citado em 2024 abr. 18]; 15: 295-304. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02266.x?casa_token=0Sx3yjdlZdsAAAAA:fR_kXRvoUgx2hVJiMSh6LOSJRcgOTVaykvmbhoxPOJtjA79Adu-omHpio9QyIA_BCD762rvwxK3OjWE.

22. Chapin IIIF, Zavaleta E, Eviner V et al. Consequences of changing biodiversity. Nature [Internet] 2000 [citado em 2023 jun 25]; 405: 234-242. Disponível em: https://www.nature.com/articles/35012241#citeas.

23. Ackerly DD et al. The evolution of plant ecophysiological traits: Recent advances and future directions: New research addresses natural selection, genetic constraints, and the adaptive evolution of plant ecophysiological traits. BioScience [Internet] 2000 [citad em 2024 fev 16]; 50(11):. 979-995. Disponível em: https://academic.oup.com/bioscience/article/50/11/979/219761.

24. Vitória AP, Alves LF, Santiago LS. Atlantic Forest and leaf traits: An overview. Trees [Internet] 2019 [citado em 2024 abr. 10]; 33: 1535-1547. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s00468-019-01864-z.

25. Silva JLA, Souza AF, Vitória AP. Historical and current environmental selection on functional traits of trees in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. Journal of Vegetation Science [Internet] 2021 [citado em 2024 mar. 29]; 32. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/jvs.13049.

26. Klipel J et al. Variability in leaf traits reveals contrasting strategies between forest and grassland woody communities across southern Brazil. Flora [Internet] 2023 [citrado em 2023 ago. 28]; 305. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0367253023001305.

27. Candido-Ribeiro R et al. Distinct seeds in contrasting habitats: Morphological and reproductive responses in *Butia eriospatha* to new environmental conditions, Acta Oecologica [Internet], 99. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1146609X18304089.

28. Schuler Hanna R. Evidências científicas do desenvolvimento de sistemas agroflorestais agroecológicos no Brasil. [Tese]. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. 2018.

29. Budowiski G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of sucessional processes. Turrialba [Internet] 1965 [citado em 2024 abr. 10]; 15(1): 40-42. Disponível em: https://licenciamento.ibama.gov.br/Ponte/Ponte%20sobre%20o%20rio%20Parana%20-%20Foz%20do%20Iguacu%20e%20Presidente%20Franco%20(Brasil%20-%20Paraguai)/Processo%20completo%20-%20SEI_02001.001329_2007_98/%5B095%5D-1026380_Anexo_768_2017_CGMAB_DPP.pdf.

30. Mazon JA. Atributos e grupos funcionais de espécies arbóreas em áreas de Floresta Ombrófila Mista no Paraná. [Tese] Irati: Universidade Estadual do Centro-Oeste. 2021. [Acesso em: 2023 set. 25]. Disponível em: http://tede.unicentro.br:8080/jspui/handle/jspui/1727.

31. Petisco AC. Área de distribuição e uso econômico causam lacunas de conhecimento sobre atributos funcionais de espécies de plantas da Mata Atlântica. [Tese] Curitiba: Universidade Federal do Paraná. 2020. [Acesso em: 2024 mar. 25]. Disponível em: https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/67784.

32. Mendonça-Lima A, Duarte L, Hartz SM. Comparing diversity and dispersal traits of tree communities in plantations and native forests in Southern Brazil. Natureza e Conservação [Internet] 2014 [citado em 2023 dez. 18]; 12(1): 24-29. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1679007314500047.

33. Souza AF, Forgiarini C, Longhi SJ, Oliveira JM. Detecting ecological groups from traits: a classification of subtropical tree species based on ecological strategies. Brazilian Journal of Botany [Internet] 2014 [citado em 2024 jan. 23]; 37(4): 441-452. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s40415-014-0084-z.

34. Forgiarini C, Souza AF, Longhi SJ, Oliveira JM. In the lack of extreme pioneers: Trait relationships and ecological strategies of 66 subtropical tree species. Journal of Plant Ecology [Internet] 2015 [citado em 2024 maio 28]; 8(4): 359-367. Disponível em: https://academic.oup.com/jpe/article/8/4/359/943283?login=false.

35. Frangipani MA. Padrões de composição e diversidade funcionais de florestas do Pampa no sul do Brasil. [Tese]. Porto Alegre: Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2016 [acesso em: 2024 jan. 06]. Disponível em: https://lume.ufrgs.br/handle/10183/158274.

36. Rech M. Nucleação da floresta com araucária sobre o campo: Estratégias das plantas e os modelos de metacomunidades. [Tese]. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2016 [acesso em: 2024 jan. 06]. Disponível em: https://lume.ufrgs.br/handle/10183/143858.

37. Malysz M, Overbeck GE. Distinct tree regeneration patterns in Araucaria Forest and old monoculture tree plantations. Revista Brasileira de Botânica [Internet] 2018 [citado em 2024 abr. 15]; 41(3): 621-629. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s40415-018-0475-7.

38. Malysz M, Milesi SV, Santos AS, Overbeck GE. Functional patterns of tree communities in natural Araucaria forests and old monoculture conifer plantations. Acta Botanica Brasilica [Internet] 2019 [citado em 2024 jan. 14]; 33(4): 777-785. Disponível em: https://www.scielo.br/j/abb/a/6PfyFWcthxrDQK7gpp9D3Sc/?lang=en.

39. Missio F, Higuchi P, Silva A, Longhi S, Salami B, Dalla Rosa A, Buzzi-Junior F, Ferreira T, Koche Marcon A, Bento M. Trade-offs and spatial variation of functional traits of tree species in a subtropical forest in southern Brazil. iForest - Biogeosciences and Forestry [Internet] 2016 [citado em 2024 mar. 28]; 9(6): 855-859. Disponível em: http://www.sisef.it/iforest/contents/?id=ifor1960-009.

40. Missio FF, Silva AC, Higuchi P, Longhi SJ, Brand MA, Rios PD et al. Atributos funcionais de espécies arbóreas em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Lages/SC. Ciênc Florest [Internet]. 2017 Jan. [citado em 2024 Jan 05]; 27(1): 215-224. Disponível em: https://doi.org/10.5902/1980509826460.

41. Souza K, Higuchi P, da Silva AC, Schimalski MB, Loebens R, Buzzi F, de Souza CC, Rodrigues LC, Walter FF, Missio FF, Dalla Rosa A. Partição de nicho por grupos funcionais de espécies arbóreas em uma floresta subtropical. Rodriguesia [Internet] 2017 [citado em 2023 ago 09]; 68(4): 1165-1175. Disponível em: https://www.scielo.br/j/rod/a/cTLHZTCKRrjWFTqHVhNHtzD/?format=html.

42. Schlickmann MB. Traços funcionais de espécies arbóreas da Floresta Ombrófila Mista no contexto das mudanças climáticas. [Tese]. Lages: Universidade do Estado de Santa Catarina. 2018 [acesso em 2024 jan. 20]. Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.udesc.br/arquivos/cav/id_cpmenu/1485/Disserta__o_Final_Monique_B__Schilickmann_15682083524281_1485.pdf

43. Schlickmann B, da Silva AC, de Oliveira LM, Oliveira Matteucci D, Domingos Machado F, Cuchi T, et al. Specific leaf area is a potential indicator of tree species sensitive to future climate change in the mixed Subtropical Forests of southern Brazil. Ecological Indicators [Internet] 2020 [citado em 2024 fev 8]; 116: 106477. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X20304143.

44. Silveira TI, Boeger MRT, Maranho LT, Melo JCF, Soffiatti P. Functional leaf traits of 57 woody species of the Araucaria Forest, Southern Brazil. Brazilian Journal of Botany [Internet]. 2015 [citado em: 29 jul 2023]; 38: 357-366. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s40415-014-0111-0.

45. Warring B, Cardoso FCG, Marques MCM, Varassin IG. Functional diversity of reproductive traits increases across succession in the Atlantic Forest. Rodriguésia [Internet]. 2016 [citado em: 14 jan 2023]; 67(2): 321-333. Disponível em: https://www.scielo.br/j/rod/a/3fWzZsY8kSn37DcXWkGyKBP/?lang=en.

46. Vicente-Silva J, Bergamin RS, Zanini KJ, Pillar VD, Müller SC. Assembly patterns and functional diversity of tree species in a successional gradient of Araucaria Forest in Southern Brazil. Brazilian Journal of Nature Conservation [Internet]. 2016 [citado em: 2023 jun 27]; 14: 67-73. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1679007316300998?via%3Dihub.

47. Souza AF, Longhi SJ. Disturbance history mediates climate change effects on subtropical forest biomass and dynamics. Ecology and Evolution [Internet]. 2019 [citado em: 2023 abril 10]; 9: 7184-7199. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ece3.5289.

48. Rosenfield MF, Müller SC, Overbeck GE. Short gradient, but distinct plant strategies: The CSR scheme applied to subtropical forests. Journal of Vegetation Science [Internet]. 2019 [citado em: 02 maio 2023]; 30(5): 984-993. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/jvs.12787?casa_token=Bqb9J6CmpHEAAAAA%3A9piHSYyoT_T_--cnrEis5taUWZyEL0sEr1sdxJnG1TEc5HDtzG3X1qo9gF6_qxV4R2WPte3BUZP8XZE.

49. Klipel J et al. Plant functional traits explain species abundance patterns and strategies shifts among saplings and adult trees in Araucaria forests. Austral Ecology [Internet]. 2021 [citado em: 30 jun 2023]; 46: 1084-1096. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/aec.13044?casa_token=UBRebZ-hYssAAAAA%3ACJwZDvGptkoOI9FGirHYMeP3hWVL676CfJ6Ukeu1qBNqikhyUYg3VaHHK1NNO682ZxtBJqItMeHVX1s.

50. Schlickmann MB, Sandi BA, Rech LF, Muzeka LM, Sonda R, Camargo VC, Silva AC, Higuchi P. Traços funcionais e performance de espécies arbóreas em uma Floresta Ombrófila Mista no Planalto Sul-Catarinense. Ciência Florestal [Internet]. 2019 [citado em: 22 fev 2023]; 29(4): 1592. Disponível em: https://www.scielo.br/j/cflo/a/Lt3BSsPWGy8ncppBWd7bYbp/?format=html&lang=pt.

51. Soboleski VF, Higuchi P, Silva AC, Loebens R, Souza K, Buzzi F, Lima CL, Cruz AP, Silva MAF, Dallabrida JP. Variação de atributos funcionais do componente arbóreo em função de gradientes edáficos em uma floresta nebular no sul do Brasil. Rodriguésia [Internet]. 2017 [citado em: 09 fev 2023]; 68(2): 291-300. Disponível em: https://www.scielo.br/j/rod/a/FgSw33bpTVv7XwtSq9NHb6P/?lang=pt#.

52. Pozzan M, Kissmann C, Sausen TL, Simões DA. Modelos de plantios e atributos funcionais de espécies nativas utilizadas em projetos de restauração em Floresta de Araucária. Ciência Florestal [Internet]. 2020 [citado em: 14 nov 2022]; 30(4): 1103-1115. Disponível em: https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/40924.

53. Silveira MF, Silva AC, Duarte E, Muzeka LM, Larsen JG, Santos V, Lovatel QC, Higuchi P. Functional composition of subtropical highland forests in different successional stages in southern Brazil. Revista Bosque [Internet]. 2021 [citado em: 09 jun 2023]; 42(3): 333-341. Disponível em: https://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0717-92002021000300333&script=sci_abstract&tlng=en.

54. Silveira JM, Siddique I. Tabela de atributos funcionais para escolha de espécies para restauração da Mata Atlântica. [TCC] Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. 2022 [acesso em 2023 out 23]. Disponível em: https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/245836.

55. Laboratório de Dendrologia e Fitossociologia da UDESC-Lages [homepage na internet]. Banco de Dados de Atributos funcionais de espécies arbóreas de Floresta Subtropical no Sul do Brasi. [acesso em 28 fev 2024] Disponível em: https://github.com/higuchip/FT_database/blob/master/README.md.

56. Cornelissen JHC, Lavorel S, Garnier E, Díaz S, Buchmann N, Gurvich DE, Reich PB, Steege H, Morgan HD, Heijden MGA, Pausas JG, Poorter H. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. Australian Journal of Botany [Internet]. 2003 [citado em: 2023 maio 20]; 51: 335-380. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Hans-Ter-Steege/publication/42088399_Handbook_of_protocols_for_standardised_and_easy_measurement_of_plant_functional_traits_worldwide/links/0fcfd511a33e99a743000000/Handbook-of-protocols-for-standardised-and-easy-measurement-of-plant-functional-traits-worldwide.pdf?origin=journalDetail&_tp=eyJwYWdlIjoiam91cm5hbERldGFpbCJ9.

57. Durlo MA. Tecnologia da Madeira: peso específico. Santa Maria: Editora UFSM, 1991.

58. Carvalho PER. Espécies arbóreas brasileiras – 5 Vol. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica: Colombo: Embrapa Florestas, 2008.

59. Lorenzi H. Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil – 3 Vol. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2009.

60. Sanquetta CR et al. Inventário de plantas fornecedoras de produtos não madeireiros da Floresta Ombrófila Mista no estado do Paraná. Scientia Agraria [Internet]. 2010 [citado em 18 dez 2023]; 11(5): 359-369. Disponível em: https://www.redalyc.org/pdf/995/99517331001.pdf.

61. Coradin L, Siminski A, Reis A (Eds.). Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: Plantas para o futuro - Região Sul. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2011.

62. Oliveira Junior CJF, Cabreira PPS. Sistemas agroflorestais: Potencial econômico da biodiversidade vegetal a partir do conhecimento tradicional ou local. Revista Verde [Internet]. 2012 [citado em: 2022 out 17]; 7(1): 212-224. Disponível em: https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/1153.

63. Peixoto JAO et al. Identification of potential non-timber uses in remaining Araucaria Forest, Bituruna – Paraná. Research, Society and Development [Internet]. 2022 [citado em: 2023 mar 24]; 11(5). Disponível em: https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/28265.

64. Kozera C, Dittrich VAO, Silva SM. Fitossociologia do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana, Curitiba/PR, BR. Floresta [Internet]. 2006 [citado em: 2024 jan 16]; 36(2). Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/263966643_Fitossociologia_do_componente_arboreo_de_um_fragmento_de_Floresta_Ombrofila_Mista_Montana_Curitiba_PR_BR.

65. Cappellatti L, Schmitt JL. Flora arbórea de área de Floresta Ombrófila Mista em São Francisco de Paula/RS, Brasil. Pesquisa Botânica, 62: 253-261. São Leopoldo: Instituto Anchietano de Pesquisas, 2011. [acesso em 2024 fev 3]. Disponivel em: https://www.anchietano.unisinos.br/publicacoes/botanica/volumes/062/09.pdf.

66. Watzlawick LF et al. Estrutura, diversidade e distribuição espacial da vegetação arbórea na Floresta Ombrófila Mista em Sistema Faxinal, Rebouças/PR. Ambiência Guarapuava [Internet]. 2011 [citado em: 2023 nov 28]; 7(3): 415-427. Disponível em: https://revistas.unicentro.br/index.php/ambiencia/article/viewFile/1013/1324.

67. Vieira NC, May D. Regeneração natural de Myrtaceae em uma unidade de Conservação urbana, Curitiba/PR, Brasil. REVSBAU [Internet]. 2020 [citado em: 2023 nov 08]; 15(1): 39-49. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revsbau/article/view/69648>.

68. Wagner MA, Fiaschi P. Myrtaceae from the Atlantic Forest subtropical highlands of São Joaquim National Park (Santa Catarina, Brazil). Rodriguésia [Internet]. 2020 [citado em: 2023 dez 12]; 71. Disponível em: https://www.scielo.br/j/rod/a/dsHSX9ZcDJwNZcG88VGZR6R/?lang=en#.

69. Bizarro OMR, Miller DZ, Blum CT. Vegetative characterization and key of Myrtaceae species from a remnant of Araucaria Rainforest, Curitiba, Paraná. Rodriguésia [Internet]. 2024 [citado em: 2024 mar. 28]; 72. Disponível em: https://doi.org/10.1590/2175-7860202172063.

70. Paise G, Vieira EM. Produção de frutos e distribuição espacial de angiospermas com frutos zoocóricos em uma Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul, Brasil. Brazilian Journal of Botany [Internet] 2005 [citado em 2023 maio 03]; 28(3): 615-625. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S0100-84042005000300017.

71. Souza MAC, Baranek E, Lima CSM. Potencial extrativista de mirtáceas em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista no sudoeste paranaense. FRUSUL - Simpósio de Fruticultura da Região Sul, 2019 [citado em: 2023 abril 15]; 2(1). Disponível em: https://portaleventos.uffs.edu.br/index.php/FRUSUL/article/view/10919.

72. Medrado MJS. Sistemas agroflorestais: Aspectos básicos e indicações. Reflorestamento de propriedades rurais para fins produtivos e ambientais: Um guia para ações municipais e regionais. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologias, 2000 [acesso em: 2024 fev. 9]; p. 269-312. Disponível em: https://www-alice-cnptia-embrapa-br.translate.goog/alice/handle/doc/300077?_x_tr_sl=pt&_x_tr_tl=en&_x_tr_hl=en&_x_tr_pto=sc.

73. Freire JRJ. A fixação do Nitrogênio pela Simbiose Rhizóbio/Leguminosa. In: Freire JRJ. (Org.). Microbiologia do Solo. Campinas: Sociedade Brasileira Ciência do Solo, 1992, p. 121-140.

74. Santos LA, Reis VM. A formação do nódulo em leguminosas. Documento 251. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2008 [acesso em: 2024 fev. 9]. Disponível https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPAB-2010/35749/1/doc251.pdf.

75. Carpanezzi AA et al. Espécies pioneiras para recuperação de áreas degradadas: A observação de laboratórios naturais. Embrapa Florestas. 6.° Congresso Florestal Brasileiro. Realizado em Campos do Jordão - São Paulo. 1992 [citado em: 2023 jan 05]. Disponível em: https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/287603/especies-pioneiras-para-recuperacao-de-areas-degradadas-a-observacao-de-laboratorios-naturais.

76. Araujo MM et al. Análise de agrupamento em remanescente de Floresta Ombrófila Mista. Ciência Florestal [Internet]. 2010 [citado em: 2023 maio 18]; 20(1): 1-18. Disponível em: https://www.scielo.br/j/cflo/a/DpgkHyycmfXMGTFRNT6q6WQ/?format=pdf&lang=pt.

77. Silva EP. Atributos do solo e comunidades microbianas associadas à bracatinga (*Mimosa scabrella* benth.) em áreas de mineração de carvão em recuperação. [Tese]. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2016 [acesso em: 2023 dez. 19]. Disponível em: https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/167770.

78. Abib MCS. Adubação verde com ingá (*Inga edulis*) em solo latossolo amarelo de quintais agroflorestais na Amazônia Central. [Tese]. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazôniao, 2017 [acesso em: 2024 jan. 24]. Disponível em: https://repositorio.inpa.gov.br/handle/1/5322.

79. Meirelles AC et al., Estabelecimento inicial de leguminosas arbóreas em um sistema de aleias para consorciamento com frutíferas em solo latossolo amarelo da Amazônia Central. 66ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Plantas Medicinais, 2014 [acesso em: 2023 jun 17]. Disponível em: http://www.sbpcnet.org.br/livro/66ra/resumos/resumos/7434.htm.

80. Cardoso JH. Leguminosas arbóreas e fruticultura: contribuições agroflorestais para a sustentabilidade dos pomares. In: Martins CR, Gomes CB, Wolff LF, Cardoso JH (Eds. Técs.). Leguminosas na fruticultura: uso e integração em propriedades familiares do Sul do Brasil. Brasília, DF: Embrapa, 2019.

81. Fockink GD et al. Espécies prioritárias para restauração da Floresta Ombrófila Mista Montana e Altomontana na Bacia Hidrográfica do Rio Canoas. Advances in Forestry Science [Internet]. 2020 [citado em: 2023 jan 19]; 7(1): 911-923. Disponível em: https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/afor/article/view/8657.

82. Baggio AJ. Aroeira como potencial para usos múltiplos na propriedade rural. Boletim de Pesquisa Florestal [Internet]. 1988 [citado em: 2023 abr 13]; (17): 25-32. Disponível em: https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPF-2009-09/4860/1/baggio.pdf.

83. Marcuzzo SB, Araujo MM, Gasparin E. Plantio de espécies nativas para restauração de áreas em unidades de conservação: um estudo de caso no sul do Brasil. Revista Floresta [Internet]. 2015 [citado em: 2023 mar 27]; 45(1): 129-140. Disponível em: https://core.ac.uk/download/pdf/328063425.pdf.

84. Silva MPKL, Rovedder APM, Hummel RB, Piaia BB, Toso LD, Felker RM, Peccatti A, Matiello J. Desenvolvimento inicial e fenologia em núcleos de restauração no bioma Mata Atlântica, Sul do Brasil. Revista Brasileira de Ciências Agrárias [Internet]. 2019 [citado em: 2023 jan 09]; 14(1): e5612. Disponível em: https://www.agraria.pro.br/ojs32/index.php/RBCA/article/view/v14i1a5612.

85. Souza VQ et al. Resistência de espécies arbóreas submetidas a extremos climáticos de geada em diferentes sistemas agroflorestais. Ciência Rural [Internet]. 2011 [citado em: 2023 jun 09]; 41(6): 972-977. Disponível em: https://www.scielo.br/j/cr/a/mjqBstzKj8L7dSK7pKsBLVR/?lang=pt.

86. Davissone MVDM. Influência das espécies arbóreas sobre a diversidade e atividade da fauna do solo em sistemas agroflorestais. [Tese]. Curitibanos: Universidade Federal de Santa Catarina, 2019 [citado em: 2023 out. 19]. Disponível em: https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/211577.

87. Ferreira PI et al. *Mimosa scabrella* Benth. as facilitator of forest successional advance in the South of Brazil. Floresta e Ambiente [Internet]. 2019 [citado em: 2023 fev 14]; 26(4). Disponível em: https://doi.org/10.1590/2179-8087.008517.

88. Martins DAP, Erdmann JM, Lemos AM, Walter FF, Lanzarini AC, Kanieski MR. Espécies potenciais para recuperação de áreas degradadas a partir de levantamento florístico realizado no Planalto Catarinense. Rev. Ciênc. Agrovet. [Internet]. 28º de julho de 2020 [citado 20º de abril de 2024]; 18(5): 38-46. Disponível em: https://revistas.udesc.br/index.php/agroveterinaria/article/view/10809

89. Gerber D, Topanotti LR, Stolarski OC, Trentin BE, Nicoletti MF, Bechara FC. *Mimosa scabrella* Benth. planted for forest restoration in southern Brazil. RSD [Internet]. 2021 Mar. 18 [citado em: 2023 Apr. 20]; 10(3): e33710312629. Disponível em: https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/12629

90. Cantarelli EB, Maffra CRB, Turchetto F. Desenvolvimento inicial de cinco espécies arbóreas nativas da mata atlântica em plantios de recomposição florestal no sul do Brasil. In: Oliveira RJ (Org.) Engenharia Florestal: contribuições, análises e práticas em pesquisa. Guarujá: Editora Científica Digital; 2022. p. 90-104.

91. Candido-Ribeiro R. Aspectos históricos, demográficos, morfológicos e genéticos de populações de *Butia eriospatha* (Martius ex. Drude) Beccari (Arecaceae) em paisagens contrastantes no planalto serrano de Santa Catarina. [Tese]. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. 2017 [acesso em: 2023 ago 31]. Disponível em: https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/177882.

92. Oda GAM. Neotropical palms in the anthropocene age: Tracking a changing world. [Tese]. Seropédica: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 2019 [acesso em 12 nov. 2023]. Disponível em: https://tede.ufrrj.br/jspui/handle/jspui/5306.

93. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Informativo - Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura 2021 [acesso em: 2023 jul 13]. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/74/pevs_2021_v36_informativo.pdf.

94. Dortzbach D et al. (Org.) Indicação Geográfica - Erva Mate do Planalto Norte Catarinense. Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri), 2018.

95. Radomski MI, Porfírio-da-Silva V, Cardoso DJ. Louro-pardo (*Cordia trichotoma* (Vell.) Arrab. ex Steud.) em sistemas agroflorestais. Documentos 242. Colombro: Empraba Florestas, 2012.

96. Baggio AJ, Vilcahuamán LJM, Correa G. Arborização da cultura da erva-mate: Aspectos gerais, resultados experimentais e perspectivas. Documentos 161. Colombo: Embrapa Florestas, 2008.

97. Junior JFP, Goulart ICGR. Sistema de produção de erva-mate. Colombo: Embrapa Florestas, 2019.

98. Grime JP. Vegetation classification by reference to strategies. Nature [Internet] 1974 [citado em: 12 nov. 2023]; 250: 26-31. Disponível em: https://www.nature.com/articles/250026a0.

99. Fontaneli RS, Santos HP, Fontaneli RS. Forrageiras para integração lavoura-pecuária-floresta na Região Sul-Brasileira. Brasília: EMBRAPA, 2012.

100. Santos HP, Fontaneli RS, Dalmago GA, Santi A, Possebom T, Santos HP, Possebom T. Desempenho econômico de sistemas integrados de produção agropecuária com pastagens perenes envolvendo trigo. In: Reunião da Comissão Brasileira de Pesquisa de Trigo e Triticale [Internet], [citado e 2023 set. 23]; 14: 2021. Atas e Resumos. Passo Fundo: Biotrigo Genética: p. 62-66. Disponível em: https://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1143466?locale=en.

101. Heinrichs R, Aita C, Amado TJC, Fancelli AL. Cultivo consorciado de aveia e ervilhaca: Relação C/N da fitomassa e produtividade do milho em sucessão. Revista Brasileira de Ciência do Solo [Internet]. 2001 [citado em: 2022 out 14]; 25: 331-340. Disponível em: https://www.scielo.br/j/rbcs/a/PdFt5M6wTqcZp7FfbScJwcc/?lang=pt&format=html.

102. Siddique I, Dionísio AN, Simões-Ramos GA. (Orgs.) Construindo conhecimentos. Série agroflorestas agroecológicas do Sul em rede - nº 3. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2017.

103. Marcon MC, Boff MIC, Zanatta JC, Deboni TC. Levantamento de populações "crioulas" de milho no Planalto Serrano Catarinense. Revista Brasileira de Agroecologia [Internet]. 2009 [citado em: 2023 jan 14]; 4(2). Disponível em: https://revista.aba-agroecologia.org.br/rbagroecologia/article/view/7878.

104. Gibathe A. Análise de experiências com agroflorestas em três unidades de produção e vida familiares na mesorregião Centro Sul paranaense. [Tese]. Francisco Beltrão: Unioeste. 2019 [acesso em: 2024 jan 24]. Disponível em: https://tede.unioeste.br/handle/tede/4344#preview-link0.

105. Filippon S, Silva CV, Duarte AS, Biavatti MW, Santos DS, Reis MS. *Bromelia antiacantha* – Banana-do-mato. In: Coradin L, Siminski A, Reis A (eds.). Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: Plantas para o futuro - Região Sul. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2011.

106. Kaufmann MP, Wizniewsky JG. Transição nos sistemas agroecológicos de produção. Santa Maria: UFSM, NTE, UAB, 2020.

107. Sangalli AR. Multifuncionalidade de sistemas agroflorestais na Floresta Ombrófila Mista: Construção participativa e desempenho de indicadores de monitoramento. [Tese]. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2021 [acesso em 2024 jan. 16]. Disponível em: https://lume.ufrgs.br/handle/10183/229722.

108. Filippon S, Fernandes CD, Ferreira DK, Silva DLS, Altrak G, Duarte AS, Reis MS. *Bromelia antiacantha* Bertol. (Bromeliaceae): caracterização demográfica e potencial de manejo em uma população no Planalto Norte Catarinense [Internet] 2012 [citado em 2024 abr. 22]; 2(2). Disponível em: https://revistaeletronica.icmbio.gov.br/BioBR/article/view/276.

109. Odum EP. Fundamentos de Ecologia. 6ª Ed., Lisboa: Fund. Calouste Gulbenkian, 2004.

110. Von Bertalanffy KL. Teoria Geral dos Sistemas – Fundamentos, desenvolvimento e aplicações. Tradução de Francisco M. Guimarães. 5ª Ed. Petrópolis: Vozes, 2006.

111. Baggio AJ et al. Sistema agroflorestal tradicional da bracatinga com culturas agrícolas anuais. Boletim de Pesquisa Florestal EMBRAPA [Internet] 1986 [citado em 2024 dez. 27]; 12: 73-82. Disponível em: https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/32860607/baggio-libre.pdf?1390916016=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DSISTEMA_AGROFLORESTAL_TRADICIONAL_DA_BRA.pdf&Expires=1735969515&Signature=JxBUFF8OitHmAlPrq0snuovUeZworY8pkPG9BkrN9fI19D52lkNu32cELEE~R2lJMV8eZAU9Chise6~BqBfTWW6ZD8o73D7GiiOOPnFMeV~SHpfhKI08rC0HBg2qh81BI6NvkdXxcxT8fSxeu8kZemGCYhIQxSbwq2XKWJSFUQ-kk7Rqe2mlyvpH~JytY6dvrZUTZCM9wKVokhPddCUb2oANe6Xu3BykKOSvKzRQNUs0pem5yLSLsRPnHK~zapb~CGzy5mU-2TADrzoJDj2epngq-0AvrVpHxb2z0TC5oDsk500PxjGh7bJBxgGscmB4tVgkycIWXL4bgBXBzSNk3A__&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA

112. Gibathe A. Análise fitossociológica do componente arbóreo de três sistemas agroflorestais na Mesorregião Centro Sul Paranaense. Terr@Plural [Internet] 2022 [citado em 2024 dez. 20]; 16: 1-19. Disponível em: https://revistas.uepg.br/index.php/tp/article/view/20627.

113. Machado ELM. Análise da diversidade entre sistemas agroflorestais em assentamentos rurais no sul da Bahia. Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal [Internet] 2005 [citado em 2024 dez. 26]; 5: 1-14. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Evandro-Machado/publication/237831075_ANALISE_DA_DIVERSIDADE_ENTRE_SISTEMAS_AGROFLORESTAIS_EM_ASSENTAMENTOS_RURAIS_NO_SUL_DA_BAHIA/links/00b7d53c7f4228add9000000/ANALISE-DA-DIVERSIDADE-ENTRE-SISTEMAS-AGROFLORESTAIS-EM-ASSENTAMENTOS-RURAIS-NO-SUL-DA-BAHIA.pdf.

114. Barbosa JS et al. Atributos físico-hídricos de um cambissolo húmico sob sistema agroflorestal no Planalto Catarinense. Floresta e Ambiente [Internet] 2017 [citado em 2024 dez. 26]; 24: e20160251. Disponível em: https://www.scielo.br/j/floram/a/f93dD5dQMgJ4vjZhFr7MX7x/?lang=pt.

115. Radomski MI, Lacerda AEB. Relato de experiência - Sistemas agroflorestais com Bracatinga para uso e conservação da floresta com Araucária. III Congresso Paranaense de Agroecologia [Internet] 2018 [citado em 2024 dez. 28]. Disponível em: https://cadernos.aba-agroecologia.org.br/cadernos/article/view/2612/2301.

116. Cardoso JH et al. Desempenho de espécies arbóreas implantadas por semeadura direta em sistemas agroflorestais. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento EMBRAPA [Internet] 2012 [citado em 2024 dez. 29]; 164. Disponível em: https://core.ac.uk/reader/33884500.

117. Garcia LT et al. Desenvolvimento inicial de espécies arbóreas em um Sistema Agroflorestal no município de Dourados. Agroecol [Internet] 2016 [citado em 2024 dez. 30]; 11: 2. Disponível em: https://revista.aba-agroecologia.org.br/cad/article/view/21761.

118. Ortiz AI et al. Establishment and natural regeneration of native trees in Agroforestry Systems in the Paraguayan Atlantic Forest. Forests [Internet] 2022 [citado em 2025 jan. 02] 13: 12. Disponível em: https://www.mdpi.com/1999-4907/13/12/2045.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Frugivoria realizada por aves em diferentes espécies arbóreas em floresta com araucária

Gabriela Rodrigues[1,2]*
https://orcid.org/0000-0002-9196-271X
* Contato principal

Nêmora Pauletti Prestes[1]
https://orcid.org/0000-0003-3291-2955

Jaime Martinez[1,2]
https://orcid.org/0000-0002-7164-1951

Rodrigo Noetzold[2]
https://orcid.org/0009-0002-3367-8400

Aline Debastiani Rodrigues[2]
https://orcid.org/0009-0002-2068-4334

Thalita Batistella[2]
https://orcid.org/0009-0000-7141-2270

Elisa Costella[2]
https://orcid.org/0009-0007-4464-670X

Joana Nascimento de Mattos[2]
https://orcid.org/0000-0002-8866-0948

Luciana Elenice Schuster[2]
https://orcid.org/0009-0007-3950-6374

Jeanine Signor[2]
https://orcid.org/0009-0007-2772-995X

Ricardo Grigolo[2]

[1] Associação Amigos do Meio Ambiente (AMA), Departamento de Vida Silvestre/Projeto Charão, Carazinho/RS, Brasil. <*grodrigues.biol@gmail.com, prestes@upf.br, martinez@upf.br>.

[2] Universidade de Passo Fundo, Instituto de Ciências Biológicas, Campus I – BR 285, São José, Passo Fundo/RS, Brasil. <projetocharao@upf.br>.

Recebido em 01/05/2024 – Aceito em 08/10/2024

Como citar:

Rodrigues G, Prestes NP, Martinez J, Noetzold R, Rodrigues AD, Batistella T, Costella E, Mattos JN, Schuster LE, Signor J, Grigolo R. Frugivoria realizada por aves em diferentes espécies arbóreas em floresta com araucária. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 41-56. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2610

Palavras-chave: Avifauna; dispersão de sementes; interações planta-animal.

RESUMO – A frugivoria e a dispersão de sementes realizadas pelas aves são relações mutualísticas consideradas de grande importância para a manutenção e a regeneração das espécies florestais. Conhecer e compreender as interações ecológicas entre as aves e as plantas auxilia na compreensão de seus processos evolutivos. O objetivo deste estudo foi ampliar o conhecimento sobre as aves que exercem frugivoria e que podem ser potenciais dispersorass de algumas espécies arbóreas nativas de remanescentes de floresta com araucárias. Foram realizadas observações focais de três indivíduos de 12 espécies arbóreas, totalizando 1.080 horas de observação. Observamos as aves visitantes, o número de indivíduos de cada espécie, o tempo da visita, o número de frutos consumidos e o comportamento das aves apanhando os frutos. As observações foram realizadas com o auxílio de binóculos e o observador ficou distante cerca de três metros da planta-mãe no período da manhã, das 6 h e 30 min às 12 h. Registramos a interação de 70 espécies de aves consumindo os frutos das espécies arbóreas estudadas. Deste total, 25 espécies de aves podem ser consideradas dispersoras de suas sementes, sendo que a família Thraupidae foi a que mais se destacou das demais e as aves engoliram a maior parte dos frutos consumidos inteiros. Os resultados obtidos neste estudo ampliam o conhecimento sobre frugivoria demonstrando a importância da interação mutualística que ocorre entre as aves e as espécies arbóreas da floresta com araucárias.

CC BY NC ND

Frugivory performed by birds on different tree species in forest with araucaria

Keywords: Birdlife; seed dispersal; plant-animal interactions.

ABSTRACT – Frugivory and seed dispersal carried out by birds are mutualistic relationships considered of great importance for the maintenance and regeneration of forest species. Understanding the ecological interactions between birds and plants helps in comprehending their evolutionary processes. The aim of this study was to expand the knowledge about birds that engage in frugivory and may be potential dispersers of some native tree species in remnants of Araucaria Forest. Focal observations were conducted on three individuals of 12 tree species, totaling 1,080 hours of observation. We observed visiting birds, the number of individuals of each species, the duration of the visit, the number of fruits consumed, and the behavior of birds while picking fruits. Observations were made using binoculars, with the observer positioned approximately three meters away from the mother plant in the morning period from 6:30 a.m. to 12:00 p.m. We recorded the interaction of 70 bird species consuming the fruits of the studied tree species. Out of this total, 25 bird species can be considered dispersers of their seeds, with the Thraupidae family standing out the most, and the birds swallowing the majority of the consumed fruits whole. The results obtained in this study expand the knowledge about frugivory, demonstrating the importance of the mutualistic interaction that occurs between birds and tree species in the Araucaria Forest.

Frugivoría realizada por aves en diferentes especies de árboles en bosque con araucariay

Palabras clave: Avifauna; dispersión de semillas; interacciones planta-animal.

RESUMEN – La frugivoría y la dispersión de semillas llevadas a cabo por las aves son relaciones mutualistas consideradas de gran importancia para el mantenimiento y regeneración de las especies forestales. Conocer y comprender las interacciones ecológicas entre aves y plantas ayuda a entender sus procesos evolutivos. El objetivo de este estudio fue ampliar el conocimiento sobre las aves que realizan la frugivoría y pueden ser potenciales dispersores de algunas especies arbóreas nativas en remanentes del Bosque de Araucaria. Se realizaron observaciones focales de tres individuos de 12 especies de árboles, totalizando 1.080 horas de observación. Observamos las aves visitantes, el número de individuos de cada especie, el momento de la visita, la cantidad de frutos consumidos y el comportamiento de las aves al recolectar los frutos. Las observaciones se realizaron con la ayuda de binoculares y el observador estuvo aproximadamente a tres metros de la planta madre en la mañana, desde las 6:30 am hasta las 12 pm. Registramos la interacción de 70 especies de aves que consumen los frutos de las especies arbóreas estudiadas. De este total, 25 especies de aves pueden considerarse dispersoras de sus frutos o semillas. La familia Thraupidae fue la que más se destacó sobre las demás. Estas especies de aves tragaban la mayoría de los frutos consumidos enteros. Los resultados obtenidos en este estudio amplían el conocimiento sobre la frugivoría al demostrar la importancia de la interacción mutualista que ocurre entre aves y especies de árboles en el Bosque de Araucaria.

Introdução

O Brasil é reconhecido como o país detentor da maior diversidade biológica do mundo, com aproximadamente 116 mil espécies animais e 46 mil espécies vegetais registradas [1]. No âmbito da avifauna, o país destaca-se por abrigar cerca de 19% da diversidade global, totalizando 1.971 espécies de aves em seu território [2]. Esse grupo tem o maior número de espécies frugívoras, possuindo espécies

altamente dependentes de frutos, importantes para os processos de dispersão [3][4][5].

Na região tropical, cerca de 50-90% das espécies vegetais precisam interagir com animais frugívoros para a reprodução [6][7]. A produção de frutos carnosos por plantas e o consumo por animais é a relação ecológica mais comum na região neotropical [8]. Estima-se que 56% de todas as famílias de aves do mundo são consideradas frugívoras, sendo que 20 a 30% da avifauna neotropical inclui frutos em sua dieta [9]. Sua capacidade de deslocamento para diferentes ambientes torna-as interessantes para esse processo simbiótico, em que os diásporos são levados para longe da planta-mãe, diminuindo as taxas de competição com as plantas adultas e de predação das sementes [10], enquanto as aves beneficiam-se do conteúdo nutricional, geralmente na forma de um pericarpo carnoso [11].

Alguns fatores influenciam diretamente na eficiência da dispersão por aves, dos quais se destacam o número de visitas à planta, o número de sementes consumidas por visita, o tipo de tratamento dado à semente e o local de sua deposição [12]. Além disso, a passagem das sementes pelo trato digestivo de alguns animais produz escarificação química e mecânica, quebrando a dormência das sementes [13][14].

As aves frugívoras estão entre as principais dispersoras de espécies de plantas pioneiras, sendo responsáveis pela dinâmica inicial das comunidades e na regeneração de áreas degradadas [15]. Muitas são adaptadas à vida em ambientes urbanos, enquanto outras frequentam esses locais em busca de alimento em épocas de escassez em seu *habitat* natural [16] tornando-as potenciais dispersoras de espécies exóticas. Entender como os animais influenciam as populações vegetais e como a distribuição dos recursos alimentares afeta a diversidade de fauna são temas importantes para a conservação e o manejo da vida silvestre [3].

As primeiras discussões acerca da relação entre as aves e os frutos sob o ponto de vista ecológico foram realizadas a partir da década de 60 [17][18][19][20]. Desde então as aves tornaram-se os vertebrados mais estudados em relação à frugivoria. No entanto, apesar do crescente volume de pesquisas sobre ornitocoria, ainda há um vasto campo a ser explorado para aprofundar a compreensão das interações ecológicas e evolutivas entre aves e plantas [9].

A presente investigação busca ampliar o conhecimento das aves que exercem frugivoria em 12 espécies arbóreas nativas do Rio Grande do Sul que integram ambientes de floresta ombrófila mista: *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg, *Casearia sylvestris* Sw., *Cupania vernalis* Cambess., *Eugenia involucrata* DC, *Eugenia uniflora* L, *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil., *Matayba elaeagnoides* Radlk, *Myrcianthes pungens* (O.Berg) D., *Symplocos uniflora* (Pohl) Benth, *Plinia trunciflora* (O.Berg) Kausel, *Prunus sellowii* Koehne e *Ocotea puberula* (Rich.) Nees; evidenciando aquelas com capacidade de dispersão de suas sementes.

Material e Métodos

O estudo foi conduzido em diferentes municípios da região norte do estado do Rio Grande do Sul, conforme demonstrado na Figura 1, em remanescentes da floresta ombrófila mista, ao longo do período de 2011 a 2019. As espécies vegetais foram estudadas no município de Carazinho (28º 12'34"S, 52º 42'03"W); em Vila Maria (28º 33' 36" S; 52º 07' 34" W), em Passo Fundo em três propriedades particulares (28°15' S, 52º 24' W); (28°14'17.4"S 52°22'26.1"W) e (28°14'19.0"S 52°23'14.8"W); no Centro de Pesquisas Agropecuárias da Universidade de Passo Fundo (Cepagro) (q) campus I da UPF; em Não-Me-Toque (28º 27' 33" S; 52º49'15") e na Estação Ecológica de Aracuri-Esmeralda (28°13' S; 051°09'W), localizada no município de Muitos Capões. Os exemplares estudados das espécies vegetais encontravam-se em fragmentos florestais nativos nos municípios citados.

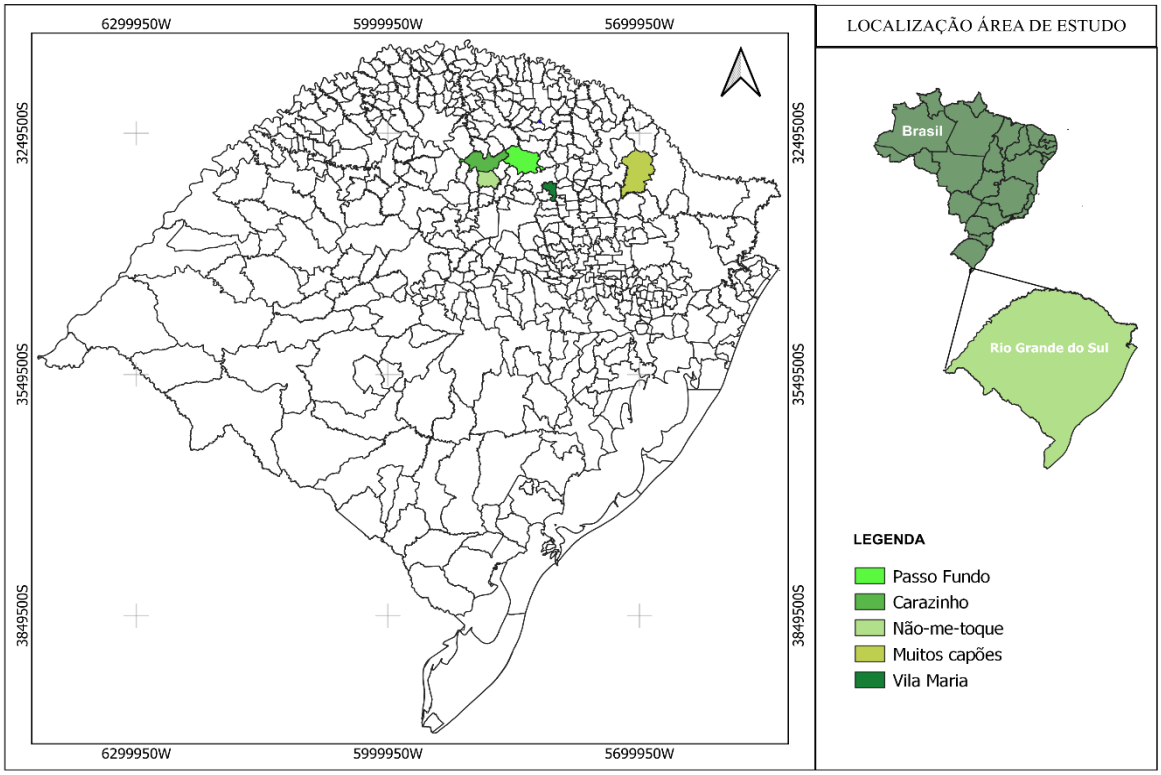


Figura 1 – Localização dos municípios das áreas de estudo no estado do Rio Grande do Sul.

Foram observadas 12 espécies arbóreas nativas, distribuídas em sete famílias: *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg (guabiroba), *Eugenia involucrata* DC. (cereja-do-rio-grande), *Eugenia uniflora* L. (pitanga), *Myrcianthes pungens* (O. Berg) D. (guabiju) e *Plinia trunciflora* (O.Berg) Kausel (jabuticaba), pertencentes à família Myrtaceae. *Casearia sylvestris* Sw. (cafezinho-do-mato), pertencente à família Salicaceae, *Cupania vernalis* Cambess. (camboatá-vermelho) e *Matayba elaeagnoides* Radlk. (camboatá-branco), pertencentes à família Sapindaceae, *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil. (erva-mate), pertencente à família Aquifoliaceae, *Symplocos uniflora* (Pohl) Benth. (sete-sangrias), pertencente à família Symplocaceae, *Prunus sellowii* (L.) Urb. (pesseguinho-do-mato), pertencente à família Rosaceae e *Ocotea puberula* (Rich.) Nees (canela-guaicá), pertencente à família Lauraceae.

Este estudo utilizou o método empregado por Colussi e Prestes [13], com observações focais de três indivíduos de cada espécie, totalizando 36 indivíduos com 30 horas focais para cada espécie (1.080 horas), registrando o consumo de frutos pelas aves em maturação e frutos completamente maduros. Utilizou-se o período das 6h30 às 12 h para a obtenção dos registros, com o auxílio de binóculos cerca de três metros da planta-mãe, com o registro dos seguintes dados: espécies de aves visitantes, o número de indivíduos de cada espécie de ave, se a visita foi considerada completa (quando foi possível observar a ave desde a sua chegada até sua saída) ou incompleta (quando a ave captura o fruto mas não é observado ela ingerindo ou quando se desloca sem se alimentar), o tempo da visita, o número de frutos consumidos, comportamento das aves como o modo de apanhar os frutos, se os frutos foram ingeridos inteiros ou não, e o estágio de maturação dos frutos que foram consumidos.

Os padrões comportamentais adotados pelas aves quanto ao modo de apanhar e se alimentar seguiu a classificação de Moermond e Denslow [21]: colher ("Picking") quando as aves capturaram o fruto próximo ao poleiro sem estender o corpo; alcançar ("Reaching") quando as aves estenderam seu corpo para cima e para baixo com o objetivo de alcançar o poleiro e os frutos; adejar ("Hovering") quando as aves suspenderam-se no ar em frente ao fruto, enquanto batem as asas; pendurar ("Hanging") quando o corpo inteiro e as pernas da ave ficaram sob o poleiro, com a face ventral voltada para cima;

estolar ("Stalling") quando as aves suspenderam-se no ar em frente ao fruto e usando um ângulo de ataque das asas inclinado desceram lentamente e pousaram em frente ou abaixo do fruto para apanhá-lo.

Os dados foram analisados estatisticamente através do teste de análise de variância (ANOVA), comparando o número de frutos consumidos pelas aves nas diferentes espécies vegetais florestais. Empregou-se o programa estatístico BioEstat versão 5.3 para a realização das análises.

Resultados e Discussão

Frugivoria é o evento mutualístico do consumo de frutos por animais. Implicações para a dispersão de sementes das plantas ocorrem uma vez que as sementes são normalmente ingeridas junto com a polpa dos frutos e posteriormente são regurgitadas ou defecadas intactas a alguma distância da planta-mãe. A dispersão de sementes é o processo pelo qual os diásporos são removidos para alguma distância além do limite da copa da planta-mãe por diferentes vetores, animais ou não (como vento). A dispersão pode ser primária, quando os diásporos são removidos diretamente da copa da planta-mãe, ou secundária, quando as sementes são removidas das fezes ou regurgitos de dispersores primários por agentes que promovem uma etapa posterior da dispersão (como roedores e formigas).

Foram registradas 70 espécies de aves pertencentes a 26 famílias que visitaram as espécies vegetais arbóreas. Entre elas, no consumo de frutos, destaca-se Thraupidae (12 espécies), sendo *Thraupis sayaca* (n = 1.496), *Saltator similis* (n = 123) e *Pipraeidea melanonota* (n = 115). Em seguida a família Tyrannidae (19 espécies), com destaque a *Machetornis rixosa* (n = 489) e *Tyrannus savana* (n = 402), seguida da família Turdidae (5 sp), com *Turdus rufiventris* (n = 949) e *Turdus leucomelas* (n = 630). A família Parulidae (4 sp), Furnariidae (3 sp), Columbidae (2 sp), Cuculidae (2 sp), Picidae (2 sp), Psittacidae (2 sp), Dendrocolaptidae (2 sp), Tityridae (2 sp), Rhynchocyclidae (2 sp), Icteridae (2 sp) e com uma espécie de ave as famílias Accipitridae, Pipridae, Corvidae, Hirundidae, Mimidae, Pipridae, Polioptilidae, Ramphastidae, Trochilidae, Trogonidae, Troglodytidae, Vireonidae, Passerellidae.

No total foram consumidos 5.224 frutos em 2.192 visitas, com tempo de visita de 25.540 segundos (426 min), sendo que a espécie arbórea que mais se destacou no consumo de frutos por distintas aves foi *I. paraguariensis* (n = 1.859; 320 visitas), seguida de *O. puberula* (n = 853; 646 visitas), *C. vernalis* (n = 811; 324 visitas), *M. pungens* (n = 535; 246 visitas), *E. uniflora* (n = 452; 262 visitas), *P. trunciflora* (n = 319; 178 visitas), *C. xanthocarpa* (n = 172; 165 visitas), *P. sellowi* (n = 130), *M. elaeagnoides* (n = 40), *E. involucrata* (n = 23; 51 visitas) e *S. uniflora* (n = 20), conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 – Espécies de aves que consumiram os frutos das espécies florestais estudadas.

Família / Espécie arbórea	Espécie de aves	N° visitas	Tempo de visita (seg)	N° frutos consumidos
Aquifoliacea / *Ilex paraguariensis*	*Zonotrichia capensis*	1	-	3
	Molothrus bonariensis	1	60	3
	Mimus saturninus	16	148	145
	Chiroxiphia caudata	3	110	21
	Pipraeidea melanonota	2	165	28
	Saltator similis	3	35	17
	Thraupis sayaca	77	167	389
	Turdus leucomelas	77	101	483
	Turdus rufiventris	74	129	622
	Elaenia sp	8	88	10
	Megarynchus pitangua	2	90	8
	Phylloscartes ventralis	53	46	118
	Pitangus sulphuratus	1	60	4
	Tyrannus melancholicus	2	27	8

Família / Espécie arbórea	Espécie de aves	N° visitas	Tempo de visita (seg)	N° frutos consumidos
Lauracea / *Ocotea puberula*	*Elanoides forficatus*	1	-	-
	Columba livia	1	60	1
	Zenaida auriculata	3	200	-
	Piaya cayana	1	60	-
	Microspingus cabanisi	6	115	-
	Sicalis flaveola	3	80	-
	Sporophila caerulescens	1	60	-
	Zonotrichia capensis	31	130	28
	Furnarius rufus	5	60	16
	Tachycineta leucorrhoa	2	180	3
	Molothrus bonariensis	3	120	2
	Mimus saturninus	7	68	3
	Basileuterus culicivorus	7	145	10
	Myiothlypis leucoblephara	5	66	-
	Setophaga pitiayumi	6	150	-
	Pyrrhura frontalis	5	300	27
	Ramphastos dicolorus	2	90	14
	Pipraeidea melanonota	1	60	1
	Poospiza nigrorufa	1	60	2
	Stilpnia preciosa	1	120	-
	Thraupis sayaca	17	28	47
	Tachyphonus coronatus	1	60	1
	Volatinia jacarina	4	30	9
	Leucochloris albicolis	1	60	-
	Trogon surrucura	2	240	2
	Troglodytes musculus	3	90	-
	Turdus albicollis	305	191	5
	Turdus leucomelas	14	47	94
	Turdus rufiventris	10	120	11
	Camptostoma obsoletum	1	120	-
	Elaenia sp	4	90	2
	Machetornis rixosa	79	76	272
	Pitangus sulphuratus	23	166	79
	Satrapa icterophrys	1	60	1
	Tyrannus savana	85	167	228
	Vireo olivaceus	4	120	5

Família / Espécie arbórea	Espécie de aves	N° visitas	Tempo de visita (seg)	N° frutos consumidos
Myrtacea / *Campomanesia xanthocarpa*	*Microspingus cabanisi*	2	90	-
	Sicalis flaveola	1	60	-
	Zonotrichia capensis	3	80	-
	Thamnophilus caerulescens	1	120	-
	Cacicus chrysopterus	2	20	2
	Molothrus bonariensis	1	76	1
	Basileuterus culicivorus	5	96	-
	Myiothlypis leucoblephara	13	97	-
	Veniliornis spilogaster	1	240	-
	Amazona pretrei	6	370	18
	Pyrrhocoma ruficeps	4	120	1
	Saltator similis	1	120	1
	Thraupis sayaca	100	2894	141
	Trichothraupis melanops	1	180	-
	Turdus albicollis	3	120	-
	Turdus amaurochalinus	2	44	2
	Turdus leucomelas	2	150	-
	Turdus rufiventris	9	127	3
	Elaenia sp	2	13	2
	Myiodynastes maculatus	4	44	1
	Phyllomyias fasciatus	1	60	-
	Vireo olivaceus	1	120	-
Myrtacea / *Eugenia involucrata*	*Cyanocorax chrysops*	2	90	-
	Lepidocolaptes falcinellus	1	120	-
	Zonotrichia capensis	1	120	-
	Syndactyla rufosuperciliata	1	120	-
	Cacicus chrysopterus	7	343	14
	Basileuterus culicivorus	2	90	-
	Myiothlypis leucoblephara	11	98	-
	Celeus flavescens	1	60	-
	Saltator similis	2	90	-
	Turdus albicollis	5	96	1
	Turdus leucomelas	1	120	-
	Turdus rufiventris	5	216	2
	Lathrotriccus euleri	1	120	-
	Myiodynastes maculatus	6	85	4
	Pachyramphus validus	2	60	-
	Tyrannus melancholicus	2	150	2
	Vireo olivaceus	1	180	-

Família / Espécie arbórea	Espécie de aves	N° visitas	Tempo de visita (seg)	N° frutos consumidos
Myrtaceae / *Eugenia uniflora*	*Setophaga pitiayumi*	1	12	1
	Ramphastos dicolorus	1	10	2
	Pipraeidea melanonota	2	25	2
	Saltator similis	6	70	4
	Thraupis sayaca	213	90	390
	Tersina viridis	14	153	19
	Turdus leucomelas	11	31	14
	Turdus rufiventris	6	61	6
	Turdus subalaris	2	40	4
	Elaenia sp	2	20	2
	Synallaxis ruficapilla	4	148	8
Myrtaceae / Myrcianthes pungens	*Pyrrhura frontalis*	2	1122	9
	Pipraeidea melanonota	8	362	83
	Thraupis sayaca	229	3523	422
	Turdus leucomelas	-	-	9
	Turdus rufiventris	7	808	12
Myrtaceae / *Plinia trunciflora*	*Cyanocorax chrysops*	3	108	4
	Pyrrhura frontalis	8	277	22
	Cacicus chrysopterus	30	126	61
	Saltator similis	47	183	82
	Stilpnia preciosa	29	190	44
	Thraupis sayaca	54	206	94
	Turdus albicollis	2	-	3
	Turdus leucomelas	4	213	8
	Turdus rufiventris	1	-	1
Rosaceae / *Prunus sellowii*	*Dendrocolaptes platyrostris*	-	-	6
	Furnarius rufus	-	-	31
	Thraupis sayaca	-	-	6
	Tersina viridis	-	-	16
	Turdus albicollis	-	-	2
	Turdus rufiventris	-	-	14
	Camptostoma obsoletum	-	-	11
	Elaenia sp	-	-	27
	Legatus leucophaius	-	-	3
	Megarynchus pitangua	-	-	14
Salicaceae / *Casearia sylvestris*	*Pipraeidea melanonota*	-	-	-
	Turdus rufiventris	-	-	-
	Tyrannus savana	-	-	-

Família / Espécie arbórea	Espécie de aves	N° visitas	Tempo de visita (seg)	N° frutos consumidos
Sapindacea / *Cupania vernalis*	*Elanoides forficatus*	1	-	3
	Zenaida auriculata	2	180	-
	Piaya cayana	1	180	-
	Guira guira	3	120	-
	Coryphospingus cucullatus	4	90	-
	Microspingus cabanisi	2	120	-
	Zonotrichia capensis	21	177	5
	Furnarius rufus	2	150	1
	Tachycineta leucorrhoa	2	180	3
	Molothrus bonariensis	2	120	10
	Basileuterus culicivorus	2	100	5
	Myiothlypis leucoblephara	3	100	-
	Geothlypis aequinoctialis	1	120	-
	Setophaga pitiayumi	4	150	-
	Pyrrhura frontalis	3	600	11
	Ramphastos dicolorus	2	90	14
	Hemithraupis guira	2	180	-
	Pipraeidea melanonota	6	352	1
	Poospiza nigrorufa	1	-	2
	Saltator similis	7	154	13
	Stilpnia preciosa	7	67	8
	Thraupis sayaca	2	120	2
	Volatinia jacarina	4	30	9
	Trogon surrucura	11	60	11
	Troglodytes musculus	3	80	-
	Turdus albicollis	2	150	1
	Turdus leucomelas	8	40	22
	Turdus rufiventris	72	216	266
	Attila phoenicurus	4	255	-
	Camptostoma obsoletum	1	60	-
	Elaenia sp	1	180	-
	Leptopogon amaurocephalus	2	45	-
	Machetornis rixosa	60	80	217
	Myiodynastes maculatus	4	128	6
	Phyllomyias fasciatus	1	120	-
	Pitangus sulphuratus	9	174	22
	Satrapa icterophrys	1	60	2
	Tityra cayana	1	180	-
	Tyrannus savana	58	50	174
	Vireo olivaceus	2	90	3

Família / Espécie arbórea	Espécie de aves	N° visitas	Tempo de visita (seg)	N° frutos consumidos
Sapindacea / *Matayba elaeagnoides*	*Furnarius rufus*	-	-	2
	Tersina viridis	-	-	4
	Turdus albicollis	-	-	6
	Turdus amaurochalinus	-	-	4
	Turdus rufiventris	-	-	12
	Megarynchus pitangua	-	-	8
	Myiarchus swainsoni	-	-	4
	Pitangus sulphuratus	-	-	-
Symplocacea / *Symplocos uniflora*	*Furnarius rufus*	-	-	2
	Polioptila dumicola	-	-	7
	Saltator similis	-	-	6
	Thraupis sayaca	-	-	5

Cada espécie vegetal investigada revelou padrões específicos de interação com as aves. *I. paraguariensis*, conhecida popularmente como erva-mate, possui frutos drupóides que envolvem as sementes. Carvalho [22] apresenta a dispersão de sementes de *I. paraguariensis* por sabiás. Logo, em nosso trabalho, *I. paraguariensis* recebeu visitas de 14 espécies de aves, destacando-se no consumo de frutos imaturos e maduros *T. rufiventris* (n= 622), *T. leucomelas* (n= 483) e *T. sayaca* (n=389), apresentou nove espécies de aves consideradas dispersoras por engolir o fruto inteiro, sendo destacadas *T. rufiventris* e *T. leucomelas*.

O. puberula recebeu visitas de 36 espécies com destaque em consumo de frutos por *M. rixosa* (n= 272) e *T. savana* (n= 228). Essa é uma das espécies de planta arbórea pioneira tardia mais comuns no Planalto Sul-Brasileiro, cuja floração vai de março a setembro, e a frutificação de dezembro a janeiro, no Rio Grande do Sul. Possui a dispersão de frutos e sementes por zoocoria principalmente por aves, que são atraídas pela coloração vermelha da cúpula que envolve a semente [22]. Em nosso trabalho para *O. puberula* cinco espécies de aves apresentam potencial de dispersão, destacando *T. rufiventris* (n= 11) que consumiu seus frutos inteiros. *V. olivaceus* também foi registrado engolindo o fruto inteiro de *O. puberula*, realizou visitas curtas, atuando portanto, como um potencial dispersor. Essa parece ser uma característica do gênero, pois segundo Greenberg et al. [23] espécies de *Vireo* podem explorar diásporos arilados e agir como dispersores de sementes.

C. xanthocarpa foi visitada por aves de 22 espécies, *T. sayaca* (n = 141) sendo o principal consumidor de frutos maduros seguido de *A. pretrei* (n = 18). *E. involucrata* recebeu visitas de 17 espécies de aves com destaque de consumo no mês de dezembro para *C. chrysopterus* (n = 14). No entanto, esta espécie de ave colhe os frutos e descarta as sementes sobre as árvores, não podendo ser considerada potencial dispersora. *E. uniflora* recebeu visitas de 11 espécies de aves destacando-se no consumo de frutos imaturos e maduros *T. sayaca* (n = 390) e *T. viridis* (n = 19), foi observado *T. leucomelas* (n = 14), *T. rufiventris* (n = 6) e *T. subalaris* (n= 4) engolindo o fruto inteiro, apresentando potencial dispersor para *E. uniflora.*

M. pungens recebeu visitas de cinco espécies de aves, destacando-se com frutos consumidos *T. sayaca* (n = 422). Em *P. trunciflora* nove espécies de aves visitaram, destacando-se no consumo de frutos *T. sayaca* (n= 94) e *S. similis* (n= 82); estas espécies visitantes comeram a polpa dos frutos descartando a semente, não sendo consideradas boas dispersoras para a espécie. *S. preciosa,* que também consumiu frutos de *P. trunciflora e C. vernalis, é* considerada dispersora de sementes de *Schinus terebinthifolius* por engolir os frutos inteiros [24]. *P. sellowii* obteve visitas de 10 espécies, destacando-se no consumo de frutos *F. rufus* (n= 31) e *Elaenia* sp (n= 27). *C. sylvestris* recebeu visitas de três espécies de aves, porém não foi observado o consumo de frutos.

C. vernalis recebeu visitas de 40 espécies de aves, destacando-se no consumo de frutos *T. rufiventris* (n = 266) e *M. rixosa* (n = 217) e como dispersor *T. rufiventris* (n = 36) que colheu os frutos e engoliu os mesmos inteiros, *P. frontalis* e *S. similis* destruíram as sementes da espécie arbórea. *P. frontalis* também destruiu as sementes dos frutos de *O. puberula*, esta espécie de ave já é conhecida por apresentar o mesmo comportamento para *P. trunciflora* onde descarta a semente sob a planta-mãe, não sendo considerada boa dispersora [13]. *M. elaeagnoides* recebeu visitas de oito espécies, destacando-se em consumo de frutos *T. rufiventris* (n = 12) e *M. pitangua* (n = 8). *S. uniflora* recebeu visitas de cinco espécies, destacando-se no consumo de frutos *P. dumicola* (n = 7). Com relação aos comportamentos, o de "colher" foi o mais utilizado, com *T. rufiventris* sendo observado fazendo isso 569 vezes, *T. leucomelas* 422 vezes e *T. sayaca* 333 vezes, conforme apresentado na Tabela 2.

Houve diferença estatística significativa em relação ao consumo de frutos e para todas as espécies arbóreas estudadas (p = 0,00497).

Tabela 2 – Comportamento de alimentação das aves que consumiram as espécies arbóreas.

Espécie	Comportamento de alimentação					Modo de dispersão			
	Colher	Alcançar	Pendurar	Adejar	Estolar	EFI	DSP	DES	CP
Campomanesia xanthocarpa									
Amazona pretrei	1	17	-	-	-	-	-	-	-
Elaenia sp	-	2	-	-	-	-	-	-	-
Cacicus chrysopterus	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Molothrus bonariensis	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Myiodynastes maculatus	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Pipraeidea melanonota	3	4	1	-	-	-	-	-	-
Pyrrhocoma ruficeps	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Saltator similis	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thraupis sayaca	18	88	23	-	-	-	-	-	-
Turdus amaurochalinus	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Turdus rufiventris	-	3	-	-	-	-	-	-	-
Eugenia involucrata									
Cacicus chrysopterus	13	1	-	-	-	1	13	-	-
Myiodynastes maculatus	4		-	-	-	-	4	-	-
Turdus albicollis	1		-	-	-	-	1	-	-
Turdus rufiventris	1	1	-	-	-	-	2	-	-
Tyrannus melancholicus	1	1	-	-	-	-	2	-	-
Eugenia uniflora									
Elaenia sp	-	-	-	2	-	-	-	-	2
Mimus saturninus	2	7	-	-	-	-	-	-	-
Setophaga pitiayumi	-	1	-	-	-	-	-	-	1
Pipraeidea melanonota	1	-	-	-	-	-	-	-	-

Espécie	Comportamento de alimentação					Modo de dispersão			
	Colher	Alcançar	Pendurar	Adejar	Estolar	EFI	DSP	DES	CP
Pitangus sulphuratus	4	-	-	-	-	-	-	-	-
Ramphastos dicolorus	2	-	-	-	-	-	-	-	2
Saltator similis	5	3	-	1	-	-	-	-	11
Synallaxis ruficapilla	4	3	-	-	-	-	-	-	8
Thraupis sayaca	219	124	9	4	-	-	-	-	390
Tersina viridis	10	4	2	2	-	-	-	-	19
Turdus leucomelas	9	3	-	-	-	14	-	-	-
Turdus rufiventris	16	4	-	-	-	6	-	-	-
Turdus subalaris	3	-	-	-	-	4	-	-	-
Tyrannus savana	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Mircianthes pungens									
Pipraeidea melanonota	3	2	1	-	-	-	-	-	-
Pyrrhura frontalis	9	-	-	-	-	-	-	-	-
Thraupis sayaca	1	40	11	-	-	-	-	-	-
Turdus leucomelas	-	-	6	-	-	-	-	-	-
Turdus rufiventris	3	7	-	-	-	-	-	-	-
Plinia trunciflora									
Cacicus chrysopterus	59	2	-	-	-	-	-	-	61
Cyanocorax chrysops	4	-	-	-	-	-	-	-	4
Pyrrhura frontalis	22	-	-	-	-	-	-	-	22
Saltator similis	82	-	-	-	-	-	-	-	82
Stilpnia preciosa	43	-	1	-	-	-	-	-	44
Thraupis sayaca	93	1	-	-	-	-	-	-	94
Turdus albicollis	3	-	-	-	-	-	-	-	3
Turdus leucomelas	8	-	-	-	-	-	-	-	8
Turdus rufiventris	1	-	-	-	-	-	-	-	1
Cupania vernalis									
Myiodynastes maculatus	6	-	-	-	-	6	-	-	-
Pipraeidea melanonota	-	1	-	-	-		1	-	-
Pitangus sulphuratus	6	1	-	-	-	7	-	-	-
Pyrrhura frontalis	-	11	-	-	-	-	-	11	-
Saltator similis	10	3	-	-	-	-	-	13	-
Stilpnia preciosa	1	7	-	-	-	-	8	-	-

Espécie	Comportamento de alimentação					Modo de dispersão			
	Colher	Alcançar	Pendurar	Adejar	Estolar	EFI	DSP	DES	CP
Thraupis sayaca	-	2	-	-	-	-	2	-	-
Trogon surrucura	-	-	-	-	9	9	-	-	-
Turdus albicollis	1	-	-	-	-	1	-	-	-
Turdus rufiventris	34	2	-	-	-	36	-	-	-
Ilex paraguariensis									
Chiroxiphia caudata	21	-	-	-	-	-	-	-	-
Elaenia sp	1	-	1	8	-	10	-	-	-
Megarhynchus pitangua	5	3	-	-	-	8	-	-	-
Mimus saturninus	123	22	-	-	-	145	-	-	-
Molothrus bonariensis	3	-	-	-	-	3	-	-	-
Pipraeidea melanonota	11	17	-	-	-	-	-	-	-
Pitangus sulphuratus	1	-	-	-	-	4	-	-	-
Phylloscartes ventralis	78	3	2	35	-	118	-	-	-
Saltator similis	17	-	-	-	-	-	-	-	17
Thraupis sayaca	333	52	4	-	-	-	-	-	389
Turdus leucomelas	422	51	-	10	-	483	-	-	-
Turdus rufiventris	569	47	-	6	-	622	-	-	-
Tyrannus melancholicus	8	-	-	-	-	8	-	-	-
Zonotrichia capensis	3	-	-	-	-	-	-	-	3
Ocotea puberula									
Elaenia sp	-	2	-	-	-	2	-	-	-
Pitangus sulphuratus	7	-	-	-	-	7	-	-	-
Pyrrhura frontalis	-	27	-	-	-	-	-	27	-
Turdus albicollis	4	1	-	-	-	5	-	-	-
Turdus rufiventris	13	-	-	-	-	11	2	-	-
Vireo olivaceus	-	2	-		-	2		-	-

Modo de dispersão: EFI = engole o fruto inteiro; DSP = descarta a semente sob a árvore; DES = destrói a semente; e CP = come apenas a polpa.

No Brasil, segundo o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos [25], foram registradas 47 das 96 famílias de aves consumidoras de frutos e/ou sementes, 19 das 69 famílias (27,5%) de não-passeriformes possuem representantes frugívoros, enquanto 29 das 67 famílias de passeriformes (43,3%) incluem frutos em suas dietas [26]. Quanto aos psitacídeos, os frutos compõem a maior parte de sua dieta e os frutos da família Myrtaceae estão incluídos na sua alimentação, quase sempre consumindo mais a semente do que a polpa [27].

Em um estudo sobre o comportamento da avifauna na captura e manipulação de frutos de *Trichilia claussenii* (Meliaceae), relatou-se que os atributos de atração mais evidentes para as aves foram a coloração e a acessibilidade dos frutos que estavam em posições terminais, apresentando pedicelos longos [28]. Espécies de aves como *T. rufiventris, Z. Capensis* e *F. rufus* são conhecidas por descartar a semente sob a planta-mãe, não favorecendo a dispersão de *Erythroxylum deciduum* e *Nectandra lanceolata*. Os indivíduos das espécie *P. sulphurathus, T. savana* e *T.sayaca* engolem os frutos inteiros carregando-os para outro local, agindo assim como potenciais dispersores das mesmas espécies arbóreas [29].

Krügel e Behr [30] estudaram as aves que utilizam frutos de *Schinus terebinthifolius* e verificaram que a passagem pelo tubo digestivo de algumas aves antecipa o tempo de germinação de suas sementes e eleva o seu percentual de germinação, em comparação com as sementes *in natura*. Neste estudo, a maioria das aves apresentou o comportamento de engolir o fruto inteiro com a semente. As aves também utilizam notadamente o método de comer apenas a polpa do fruto e descartar a semente, com destaque para a espécie de ave *T. sayaca.* De acordo com Sick [31] *T. sayaca* não é considerada dispersora de sementes por descartar os diásporos e deixá-los cair sobre a planta-mãe. A espécie é conhecida por apresentar este comportamento em sementes de *I. paraguariensis* [13]. Neste estudo, observou-se *T. sayaca* comendo apenas a polpa dos frutos e descartando a semente em *I. paraguariensis, C. xanthocarpa, E. uniflora* e *M. pungens* não sendo considerada dispersora destas espécies arbóreas.

Do total de espécies de aves que consumiram os frutos, 25 espécies apresentaram potencial de dispersão para seis espécies arbóreas. Sendo elas: *C. chrysopterus*, *C. chrysops*, *Elaenia* sp, *M. pitangua*, *M. saturninus*, *M. bonariensis*, *M. maculatus*, *P. pitiayumi*, *P. ventralis*, *P. sulphuratus*, *P. frontalis*, *R. dicolorus*, *S. similis*, *S. ruficapilla*, *T. preciosa*, *T. viridis*, *T. sayaca*, *T. surrucura*, *T. albicollis*, *T. leucomelas*, *T. rufiventris*, *T. subalaris*, *T. melancholicus*, *V. olivaceus* e *Z. capensis*. Essas espécies engoliram a maior parte dos frutos inteiros, ou seja, não danificam suas sementes, sendo possível a germinação das mesmas se depositadas em solo adequado.

Conclusão

Os resultados deste estudo demonstram a relevância das interações mutualísticas entre a avifauna e as espécies arbóreas nativas, especialmente no contexto da restauração ecológica. A dispersão de sementes realizada pelas aves desempenha um papel fundamental no sucesso reprodutivo de espécies como *Ilex paraguariensis* e *Ocotea puberula*, promovendo a regeneração natural das florestas e a conectividade entre fragmentos vegetacionais.

As espécies arbóreas fornecem recursos alimentares essenciais, e as aves frugívoras, ao consumirem seus frutos, atuam como vetores naturais de sementes, favorecendo sua dispersão para áreas degradadas. Entre as aves mais relevantes nesse processo, destacam-se *Turdus rufiventris* e *Turdus leucomelas*, que contribuem significativamente para a estruturação e recuperação da vegetação. Além de seu papel na dispersão de sementes, a avifauna influencia positivamente a dinâmica ecológica ao facilitar a sucessão vegetal, aumentar a diversidade de espécies e restaurar funções ecossistêmicas perdidas em paisagens fragmentadas. No entanto, para que essas interações sejam mantidas, é essencial garantir a conservação dos *habitat* e a conectividade das áreas naturais.

Ainda há diversas lacunas a serem preenchidas sobre as interações ecológicas e evolutivas entre aves frugívoras e plantas, especialmente no bioma da floresta ombrófila mista. O aprofundamento desses estudos pode fornecer subsídios para estratégias mais eficazes de restauração ecológica, reforçando a necessidade de proteger e manejar adequadamente os ecossistemas que sustentam essas interações fundamentais para a biodiversidade.

Referências

1. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. Biodiversidade e ecossistema: Fauna e flora. [acesso em 4 abr 2024]. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br

2. Pacheco JF, Silveira LF, Aleixo A, Agnè CE, Bencke GA, Bravo GA. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee - second edition. Ornithology Research. 2021; 29. doi: 10.5281/zenodo.5138367

3. Galetti M, Alves-Costa CP, Cazetta E. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit colour on the consumption of ornithocoric fruits. Biological Conservation. 2003. 111: 269-273. doi: https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00299-9

4. Staggemeier V, Galetti M. Human impact affects negatively the seed dispersal in ornithochorous fruits: A global perspective. Revista Brasileira de Ornitologia. [Internet]. 2007. 15: 281-287. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/287851344_Human_impact_affects_negatively_the_seed_dispersal_in_ornithochorous_fruits_A_global_perspective

5. Silva JMC, Tabarelli M. Tree especies impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. Nature. 2000, 404: 72-73. doi: https://doi.org/10.1038/35003563

6. Fleming TH, Kress WJ. A brief history of fruits and frugivores. Acta Oecologica. 2011. 37(6): 521-530. doi: https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.01.016.

7. Jordano P, Forget PM, Lambert JE, Böhning-Gaese K, Traveset A, Wright SJ. Frugivores and seed dispersal: mechanisms and consequences for biodiversity of a key ecological interaction. Biology Letters. 2011, 7, issue. https://doi.org/10.1098/rsbl.2010.0986

8. Fleming TH, Breitwisch R, Whitesides GH. Padrões de diversidade de frugívoros de vertebrados tropicais. Revisão Anual de Ecologia, Evolução e Sistemática. 1987; 18: 91-109. doi: https://doi.org/10.1146/annurev.es.18.110187.000515

9. Pizo MA, Galetti M. Métodos e perspectivas da frugivoria e dispersão de sementes por aves. In: Matter SV, Straube FC, Accordi LA, Piacentini V de Q, Candido JF. Ornitologia e conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento. [Internet]. Technical, 2010. Disponível em: https://ib.rc.unesp.br/Home/Departamentos47/ecologia/labic/cap.23_pizo_galetti.pdf

10. Jordano P. Spatial and temporal variation in the avian frugivore assemblage of *Prunus mahaleb*: patterns and consequences. Oikos. 1994. 71: 479-491. doi: https://doi.org/10.2307/3545836

11. Francisco MR, Galetti M. Frugivoria e dispersão de sementes de *Rapanea lancifolia* (Myrsinaceae) por aves numa área de cerrado do Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Ararajuba. [Internet] 2001. 9: 13-19. Disponível em: https://www.avesmarinhas.com.br/2.2%20-%20Frugivoria%20e%20dispers%C3%A3o%20de%20sementes%20por%20aves.pdf

12. Francisco MR, Galetti M. Aves como potenciais dispersores de sementes de *Ocotea pulchella* Mart. (Lauraceae) numa área de vegetação de cerrado do sudeste brasileiro. Revista Brasileira de Botanica. 2002. 25: 11-17. doi: https://doi.org/10.1590/S0100-84042002000100003

13. Colussi J, Prestes NP. Frugivoria realizada por aves em *Myrciaria trunciflora* (Mart) O. Berg. (Myrtaceae), *E. uniflora* L. (Myrtaceae) e *I. paraguariensis* St. Hil. no norte do estado do Rio Grande do Sul. Revista Brasileira de Ornitologia. [Internet] 2011; 19(1): 48-55. Disponível em: http://www.revbrasilornitol.com.br/BJO/article/view/4205

14. Farias J, Sanchez M, Abreu MF, Pedroni F. Seed dispersal and predation of *Buchenavia tomentosa* Eichler (Combretaceae) in a Cerrado sensu stricto, midwest Brazil. Braz. J. Biol., 2015; 75(4): 88-96. doi:10.1590/1519-6984.06214

15. Gonçalves V, Silva A, Baesse C, Melo C. Frugivory and potential of birds as dispersers of *Siparuna guianensis*. Braz J Biol [Internet]. 2015 May; 75(2): 300-304. doi: https://doi.org/10.1590/1519-6984.11413

16. Franchin AG, Oliveira GM, Melo C, Tomé CER, Junior OM. Avifauna do Campus Umuarama, Universidade Federal de Uberlândia (Uberlândia/MG). Revista Brasileira de Zoociências. [Internet] 2004. 6(2). Disponível em: https://periodicos.ufjf.br/index.php/zoociencias/article/view/24195

17. Snow DW. The natural histroy of the Oilbird, *Steatornis caripensis*, in Trinidad, W.I. Part 2. Population, breeding ecology and food. Zoologica, New York. 1962. doi: https://doi.org/10.5962/p.203335

18. Snow DW. A possible selective factor in the evolution of fruiting seasons in tropical forest. Oikos.1965. 15: 274-281. doi: https://doi.org/10.2307/3565124

19. Snow DW. Evolutionary aspects of fruit-eating by birds. Ibis. 1971. 113: 194-202. doi: https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1971.tb05144.x

20. Snow DW. Breeding seasons and annual cycles of Trinidad land-birds. Zoologica. 1964. 49: 1-39. doi: https://doi.org/10.5962/p.203290

21. Moermond TC, Denslow JS. Neotropical avian frugivores: Patterns of behavior morphology and nutrition, with consequences for fruit selection. Washington. D.C: Ornithological Monographis. 1985. 36 ed. doi: https://doi.org/10.2307/40168322

22. Carvalho PER. Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa, v.1, 2003.

23. Greenberg R, Foster MS, Marquez-Valdelamar L. The role of the white-eyed vireo in the dispersal of Bursera fruit on the Yucatan Peninsula. Journal of Tropical Ecology. [Internet]. 1995. 11(4): 619-639. Disponível em: https://www.jstor.org/stable/2560084

24. Jesus S, Monteiro-Filho EL. Frugivory by birds in *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae) and *Myrsine coriacea* (Myrsinaceae). Revista Brasileira de Ornitologia-Brazilian Journal of Ornithology. [Internet]. 2013. 15(31): 7. Disponível em: http://www.revbrasilornitol.com.br/BJO/article/view/3110

25. CBRO. Listas das aves do Brasil. Versão 2021. [Internet]. Disponível em http://www.cbro.org.br

26. Fleming TH. Fruiting plant-frugivore mutualism: the evolutionary theater and the ecological play. 1991. In: Price PW, Lewinsohn TM, Fernandes GW, Benson WW (eds.). Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions. John Wiley & Sons, New York.

27. Galetti M, Pizzo MA. Ecologia e conservação de psitacídeos no Brasil. Belo Horizonte, Melopsittacus Publicações Científicas, 2002. p. 49-62.

28. Martins JT, Vidholzer CFN, Dias RA. Comportamento da avifauna na captura e manipulação de frutos de *Trichilia claussenii* c. dc. (Meliaceae) em mata de restinga do Rio Grande do Sul, Brasil. XIV Congresso de Iniciação Científica e IX Encontro de Pós Graduação, Pelotas, Brasil. [Internet] 2007. Disponível em: https://www2.ufpel.edu.br/cic/2007/cd/pdf/CB/CB_01764.pdf

29. Schú A, Martinez J. Frugivoria por aves de duas espécies arbóreas nativas do Planalto Médio do Rio Grande do Sul. Revista Eletrônica de Biologia. [Internet]. 2012. 5(2): 31-39. Disponível em: https://api.semanticscholar.org/CorpusID:83724263

30. Krugel MM, Behr ER. Utilização de frutos de *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae) por aves no Parque do Ingá. Maringá, Paraná. Biociências. 1998. 6(2): 47-56.

31. Sick H. Ornitologia Brasileira. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. 1997.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Contribuição das samambaias e licófitas para a diversidade da floresta ombrófila mista: um estudo na Reserva Particular do Patrimônio Natural da Universidade de Passo Fundo

Leonardo Martinello da Rosa[1]
https://orcid.org/0009-0001-3545-0576

Michelle Helena Nervo[1]
https://orcid.org/0000-0002-7213-5532

Cristiano Roberto Buzatto[2,3]*
https://orcid.org/0000-0003-4780-0390
* Contato principal

[1] Universidade de Passo Fundo/UPF, Instituto da Saúde, Laboratório Multidisciplinar Vegetal, Campus I, Bairro São José, BR 285, km 292,7, Passo Fundo/RS, Brasil. <leo.da.rosa.123@gmail.com, mhnervo@gmail.com>.

[2] Universidade de Passo Fundo/UPF, Instituto da Saúde, Programa de Pós-Graduação em Sistemas Ambientais e Sustentabilidade, Campus I, Bairro São José, BR 285, km 292,7, Passo Fundo/RS, Brasil. <crbuzatto@gmail.com>.

[3] Universidade de Passo Fundo/UPF, Instituto da Saúde, Programa de Pós-Graduação em Ensino de Ciências e Matemática, Campus I, Bairro São José, BR 285, km 292,7, Passo Fundo/RS, Brasil. <crbuzatto@gmail.com>.

Recebido em 02/05/2024 – Aceito em 12/08/2024

Como citar:

da Rosa LM, Nervo MH, Buzatto CR. Contribuição das samambaias e licófitas para a diversidade da floresta ombrófila mista: um estudo na Reserva Particular do Patrimônio Natural da Universidade de Passo Fundo. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 57-65. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2625

Palavras-chave: Biodiversidade; conservação; mata atlântica; pteridófitas.

RESUMO – A Reserva Particular do Patrimônio Natural da Universidade de Passo Fundo (RPPN UPF) é uma unidade de conservação localizada no município de Passo Fundo, estado do Rio Grande do Sul, Brasil, inserida no bioma Mata Atlântica e abrangendo a floresta ombrófila mista (FOM). Este estudo teve como objetivo completar a lista de samambaias e licófitas presentes na RPPN, fornecendo dados florísticos importantes para a conservação desses grupos. Foram encontradas 65 espécies, distribuídas em 39 gêneros e 13 famílias, sendo 61 espécies de samambaias em 35 gêneros e 11 famílias, e quatro espécies de licófitas em quatro gêneros e duas famílias. Foram feitos 21 novos registros de espécies em comparação a estudos anteriores. A família Lycopodiaceae foi a mais representativa entre as licófitas, enquanto Polypodiaceae se destacou entre as samambaias. Os resultados demonstram a importância da RPPN na conservação da diversidade de samambaias e licófitas da Mata Atlântica e da FOM, destacando seu papel como unidade de conservação.

Contribution of ferns and lycophytes to the diversity of mixed ombrophilous forest: a study in the Private Natural Heritage Reserve of Passo Fundo University

Keywords: Biodiversity; conservation; Atlantic Forest; pteridophytes.

ABSTRACT – The Private Reserve of Natural Heritage of the University of Passo Fundo (RPPN UPF) is a conservation unit located in the municipality of Passo Fundo, Rio Grande do Sul State, Brazil, within the Atlantic Forest biome and encompassing the mixed ombrophilous forest (FOM). This study aimed to complete the list of ferns and lycophytes found in the RPPN, providing important floristic data for the conservation of these groups. A total of 65 species were found, distributed across 39 genera and 13 families, with 61 fern species in 35 genera and 11 families, and four lycophyte species in four genera and two families. Twenty-one new species records were added compared to previous studies. The family Lycopodiaceae was the most representative among lycophytes, while Polypodiaceae stood out among ferns. The results demonstrate the importance of the RPPN in conserving the diversity of ferns and lycophytes in the Atlantic Forest and FOM, highlighting its role as a Conservation Unit.

Contribución de helechos y licofitas a la diversidad del bosque mixto ombrófilo: un estudio en la Reserva Particular del Patrimonio Natural de la Universidad de Passo Fundo

Palabras clave: biodiversidade; conservación; mata atlântica; pteridófitas.

RESUMEN – La Reserva Particular del Patrimonio Natural de la Universidad de Passo Fundo (RPPN UPF) es una unidad de conservación ubicada en el municipio de Passo Fundo, estado de Rio Grande do Sul, Brasil, inserta en el bioma Mata Atlántica y que abarca el bosque ombrófilo mixto (BOM). Este estudio tuvo como objetivo completar el listado de helechos y licofitas presentes en la RPPN, proporcionando datos florísticos importantes para la conservación de estos grupos. Se encontraron 65 especies, distribuidas en 39 géneros y 13 familias, siendo 61 especies de helechos en 35 géneros y 11 familias, y cuatro especies de licofitas en cuatro géneros y dos familias. Se realizaron 21 nuevos registros de especies en comparación con estudios anteriores. La familia Lycopodiaceae fue la más representativa entre las licofitas, mientras que Polypodiaceae se destacó entre los helechos. Los resultados demuestran la importancia de la RPPN en la conservación de la diversidad de helechos y licofitas de la Mata Atlántica y el BOM, resaltando su papel como Unidad de Conservación.

Introdução

A Reserva Particular do Patrimônio Natural da Universidade de Passo Fundo (RPPN UPF) é uma unidade de conservação localizada no município de Passo Fundo, estado do Rio Grande do Sul/RS, Brasil. Essa área está inserida no bioma Pampa [1], que é de extrema importância para a conservação, pois já perdeu mais de 93% de sua área original, restando apenas fragmentos florestais dispersos [2][3]. A formação vegetacional da RPPN UPF é a floresta ombrófila mista (FOM), também conhecida como floresta com araucária, característica da região Sul e Sudeste do Brasil, com destaque para a presença marcante de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze e da samambaia arborescente *Dicksonia sellowiana* Hook. [4][5]. Infelizmente, os remanescentes de FOM compreendem menos de 1% da área originalmente coberta [6].

As samambaias e licófitas constituem um grupo extremamente diversificado de plantas vasculares sem sementes, com grande capacidade adaptativa que lhes permite sobreviver em variadas condições ambientais e *habitat*, abrangendo ecossistemas austrais, boreais, subtropicais, temperados e tropicais [7][8]. Esse grupo também apresenta diversas formas de vida, podendo uma mesma espécie exibir mais de uma forma, e devido à sua grande diversidade, as espécies podem responder de maneira distinta a um mesmo ambiente [9]. A Mata Atlântica abriga

CC BY NC ND

as maiores taxas de endemismo de samambaias e licófitas, enquanto a FOM destaca-se pela riqueza desse grupo de plantas [8], tornando ambientes como esses de suma importância para a conservação dessas espécies.

A flora de samambaias e licófitas da RPPN UPF já foi explorada de maneira preliminar [10], porém, nem todas as espécies presentes na unidade foram contempladas. Estudos de levantamento florístico são essenciais para fornecer dados importantes sobre a flora local e contribuir para o desenvolvimento de estudos mais complexos em taxonomia, ecologia, conservação, entre outros [11]. Assim, o objetivo do presente trabalho foi dar continuidade ao estudo anterior [10] para completar de forma definitiva a flora de samambaias e licófitas da RPPN UPF, contribuindo para o conhecimento desse grupo de plantas em nível regional e para outras unidades de conservação, especialmente as da categoria RPPN.

Material e métodos

A área de estudo foi a RPPN UPF, oficialmente estabelecida em 2016 com a aprovação do Instituto Chico Mendes para Conservação da Biodiversidade (ICMBio), a pedido da Fundação Universidade de Passo Fundo (FUPF). A RPPN UPF abrange aproximadamente 32,21 ha e está localizada no município de Passo Fundo, a uma elevação de 687 m acima do nível do mar. O clima na região é subtropical úmido, do tipo Cfa, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano, de acordo com a classificação climática de Köppen (Embrapa).

A RPPN UPF engloba principalmente áreas de preservação permanente, juntamente com uma porção de reserva legal destinada à pesquisa do Centro de Extensão e Pesquisa Agropecuária (Cepagro) da universidade. A unidade também protege o Arroio Miranda e seus afluentes. Grande parte da RPPN UPF é composta por remanescentes florestais de FOM com diferentes graus de conservação, além de áreas em diferentes estágios de regeneração natural, incluindo floresta secundária, áreas úmidas, capoeirão e capoeira [12]. Há também áreas destinadas à agricultura, com plantações de lavouras anuais e pomares.

O método do caminhamento [13] foi empregado em expedições de campo realizadas entre junho de 2019 e março de 2020. As coletas foram feitas apenas quando uma espécie foi encontrada pela primeira vez ou em casos de dúvida. As amostras foram armazenadas e herborizadas seguindo a metodologia descrita por Windisch [14]. A maioria das espécies foi identificada em campo, enquanto as demais foram identificadas usando chaves de identificação até o nível de espécie, com o auxílio da Flora e Funga do Brasil 2022 [15] e da Flora Digital do Rio Grande do Sul [16]. Todas as coletas foram herborizadas e incorporadas ao Herbário RSPF.

Os resultados obtidos na RPPN UPF foram comparados com os de outros estudos de samambaias e licófitas realizados em áreas protegidas de FOM na região Sul do Brasil, incluindo os estudos de Falavigna et al. [17], Mallmann et al. [4], Nunes et al. [18] e Schmitt et al. [19]. A partir dessas comparações, realizou-se uma análise de similaridade florística entre os estudos utilizando o programa de análise estatística PAST e o algoritmo UPGMA, baseado no índice de Bray-Curtis.

Resultados e discussão

Neste estudo, foram registradas 65 espécies de licófitas e samambaias na RPPN UPF (Tabela 1). Desse total, 61 espécies pertencem ao grupo das samambaias, abrangendo 35 gêneros e 11 famílias, enquanto as licófitas foram representadas por quatro espécies, quatro gêneros e duas famílias (Tabela 1). Adicionalmente aos achados preliminares de Nervo & Buzatto [10], foram acrescentados 21 novos registros de espécies, abarcando seis famílias (Tabela 1).

A família mais proeminente entre as licófitas foi a Lycopodiaceae Mirb., com três espécies, seguida por Selaginellaceae Willk., com uma espécie. Esses resultados confirmam a minoria das licófitas em relação às samambaias, conforme observado nos padrões globais, onde representam menos de 1% das plantas vasculares [20][21]. Lycopodiaceae engloba cerca de 400 espécies, sendo metade delas encontradas nos neotrópicos [22]. Por outro lado, Selaginellaceae é amplamente distribuída em todas as regiões do mundo, exceto na Antártida, sendo especialmente abundante em áreas tropicais e compreendendo aproximadamente 800 espécies [23].

No que concerne às samambaias, as famílias mais proeminentes foram Polypodiaceae J. Presl (com 16 espécies), seguida por Blechnaceae Newman (com 10 espécies), Pteridaceae E.D.M.Kirchen e Thelypteridaceae Pic.Serm. (com sete espécies cada). A alta representatividade de espécies de Polypodiaceae nas formações florestais do Rio

CC BY NC ND

Tabela 1 – Espécies das samambaias e licófitas da Reserva Particular do Patrimônio Natural da Universidade de Passo Fundo.

Família/Espécie	Hab
Anemiaceae	
Anemia phyllitidis (L.) Sw.	T
Aspleniaceae	
Asplenium claussenii Hieron.	T
Asplenium gastonis Fée *	T
Asplenium inaequilaterale Willd. *	T
Asplenium scandicinum Kaulf.	E
Asplenium serra Langsd. & Fisch.	E
Asplenium ulbrichtii Rosenst.	E
Athyriaceae	**T**
Deparia petersenii (Kunze) M. Kato	
Blechnaceae	**T**
Blechnum auriculatum Cav. *	T
Blechnum austrobrasilianum de la Sota *	T
Blechnum occidentale L.	T
Lomaria spannagelii (Rosenst.) Gasper & V.A.O.Dittrich *	T
Lomaridium acutum (Desv.) Gasper & V.A.O. Dittrich	T
Lomaridium plumieri (Desv.) C. Presl *	T
Lomariocycas schomburgkii (Klotzsch) Gasper & A.R. Sm.	T
Neoblechnum brasiliense (Desv.) Gasper & V.A.O. Dittrich	T
Parablechnum cordatum (Desv.) Gasper & Salino *	T
Telmatoblechnum serrulatum (Rich.) Perrie, D.J. Ohlsen & Brownsey. *	T
Dennstaedtiaceae	
Dennstaedtia globulifera (Poir.) Hieron.	T
Pteridium esculentum (G. Forst.) Cockayne	T
Dicksoniaceae	
Dicksonia sellowiana Hook.	T
Dryopteridaceae	
Ctenitis submarginalis (Langsd. & Fisch.) Ching	T
Lastreopsis amplissima (C.Presl) Tindale	T
Polystichum montevidense (Spreng.) Rosenst.	T
Rumohra adiantiformis (G.Forst.) Ching	T/E
Hymenophyllaceae	
Didymoglossum hymenoides (Hedw.) Desv.	R
Didymoglossum reptans (Sw.) C.Presl *	E
Hymenophyllum polyanthos (Sw.) Sw.	E
Polyphlebium angustatum (Carmich.) Ebihara & Dubuisson	E
Trichomanes anadromum Rosenst.	E

Lycopodiaceae	
Lycopodiella alopecuroides (L.) Cranfill *	R
Lycopodium clavatum L. *	R
Palhinhaea cernua (L.) Franco & Vasc. *	T
Polypodiaceae	
Campyloneurum aglaolepis (Alston) de la Sota	E
*Campyloneurum austrobrasilianum (*Alston) de la Sota	E
Campyloneurum nitidum (Kaulf.) C.Presl	E
Microgramma squamulosa (Kaulf.) de la Sota	E
Niphidium rufosquamatum Lellinger	E
Pecluma cf. *recurvata* (Kaulf.) M.G.Price	E
Pecluma cf. *singeri* (de la Sota) M.G.Price *	E
Pecluma paradiseae (Langsd. & Fisch.) M.G.Price	E
Pecluma pectinatiformis (Lindm.) M.G.Price	E
Pecluma truncorum (Lindm.) M.G.Price *	E
Pecluma sicca (Lindm.) M.G.Price	E
Pleopeltis hirsutissima (Raddi) de la Sota	E
Pleopeltis macrocarpa (Bory ex Willd.) Kaulf.	E
Pleopeltis pleopeltidis (Fée) de la Sota	E
Pleopeltis pleopeltifolia (Raddi) Alston	E
Pleopeltis minima (Bory) J. Prado & R.Y. Hirai	E
Pteridaceae	
Adiantopsis chlorophylla (Sw.) Fée	T
Adiantopsis perfasciculata Sehnem *	T
Adiantum raddianum C.Presl	T
Anogramma leptophylla Link	T
Doryopteris concolor (Langsd. & Fisch.) Kuhn & Decken *	T
Doryopteris patula (Fée) Fée *	T
Doryopteris pentagona Pic. Serm.	T
Vittaria lineata (L.) Sm.	E
Selaginellaceae	
Selaginella muscosa Spring.	T
Thelypteridaceae	
Amauropelta rivularioides (Fée) Salino & T.E.Almeida *	T
Amauropelta retusa (Sw.) Pic.Serm. *	T
Amauropelta recumbens (Rosenst.) Salino & T.E.Almeida *	T
*Christella hispidula (*Decne.) Holttum	T
Christella dentata (Forssk.) Brownsey & Jermy	T
Goniopteris riograndensis (Lindm.) Ching *	T
Macrothelypteris torresiana (Gaudich.) Ching	T

Hab = hábito; T = terrestre; E = epífita; e R = rupícola. [*] novos registros.

CC BY NC ND

Grande do Sul é um padrão conhecido, sendo atribuída à sua capacidade adaptativa e ocorrência em diversos ambientes [21]. Grande parte das espécies de Polypodiaceae são epífitas, conferindo à família a posição de quarta família mais representativa de epífitos entre todas as plantas vasculares [24][25], bem como a mais representativa da flora regional [4][10][21][24].

Blechnum L. foi especialmente relevante dentro Blechnaceae, englobando quatro espécies. Esse gênero é complexo, com ocorrência em várias partes do mundo, mas com maior diversidade concentrada no hemisfério sul, principalmente no Neotrópico e Oceania. Destaca-se que das 150 espécies que compõem o gênero, 50 ocorrem na América e 30 no Brasil [26][27]. As quatro espécies de *Blechnum* registradas neste estudo pertencem ao grupo de *Blechnum occidentale* L., conhecido por sua alta plasticidade ecológica, o que permite sua ocorrência desde ambientes naturais de florestas até áreas abertas e modificadas [21].

Pteridaceae e Thelypteridaceae apresentam distribuição cosmopolita, porém concentrada em regiões tropicais úmidas e áridas, onde ocupam uma notável diversidade de nichos ecológicos, abrigando mais de 1.000 espécies. Diferentemente de outras famílias, Pteridaceae possui espécies com variadas formas de vida, incluindo terrestres, epífitas, rupícolas adaptadas a climas secos e espécies de ambientes aquáticos [28]. Sendo assim, destacam-se como uma das famílias mais ricas em espécies nos trópicos [7]. Composta por aproximadamente 1.000 espécies em todo o mundo, Thelypteridaceae é uma das famílias mais numerosas entre as samambaias, sendo suas espécies geralmente encontradas em áreas úmidas e não perturbadas [28][29]. Porém, sua taxonomia tem sido pouco explorada devido a divergências quanto ao número de gêneros e à dificuldade de visualização de características macroscópicas de identificação de suas espécies [30].

Dentre os gêneros mais destacados em termos de diversidade de espécies estão *Pecluma* M.G.Price (Polypodiaceae) e *Asplenium* L. (Aspleniaceae), ambos com seis espécies, além de *Pleopeltis* Humb. (Polypodiaceae), com cinco espécies. *Pecluma* abrange cerca de 40 espécies epífitas e rupícolas, raramente ocorrendo em ambiente terrestre. Sua distribuição vai desde a Flórida até o norte da Argentina [31][32]. Já *Asplenium* é cosmopolita, com cerca de 30% de suas espécies ocorrendo no Neotrópico. Possui um grande número de espécies epífitas e terrícolas, sendo sua distribuição concentrada em regiões de clima tropical e temperado [33]. *Pleopeltis* é associado a ambientes secos, com adaptações que conferem maior resistência à dessecação, permitindo que suas espécies suportem tais condições [34]. Essa característica pode explicar sua grande representatividade e ocorrência na RPPN UPF como um todo. Além disso, segundo o mesmo autor, *Microgramma* C. Presl. também se destaca por adaptações ao ressecamento, com a espécie *M. squamulosa* (Kaulf.) de la Sota, única representante do gênero na RPPN UPF, ocorrendo em grande quantidade.

Comparando os resultados obtidos com estudos anteriores, verificou-se que a riqueza de espécies na RPPN UPF superou a encontrada em áreas como a Floresta Nacional de Canela em Canela/RS, com 58 espécies em 517,7 ha [19]; o Parque Municipal do Iguaçu em Curitiba/PR, com 32 espécies em 57 ha [18]; o Parque Nacional Aparados da Serra em Cambará do Sul/RS, com 55 espécies em três fragmentos de FOM com 246, 57 e 5,2 ha, respectivamente [4]; e o Parque Ferradura em Canela/RS, com 58 espécies em 400 ha [17].

Nossos dados revelaram que a análise de similaridade florística entre os estudos [4][17][18][19], utilizando o índice de Bray-Curtis e o algoritmo UPGMA, apresentou uma correlação de 0,95 (Figura 1). A RPPN UPF demonstrou uma maior afinidade florística (54%) com o Parque da Ferradura, compartilhando 42 espécies comuns [17]. Esse padrão de agrupamento também foi observado na Floresta Nacional de Canela (46%, 40 espécies em comuns) [19], seguido pela Floresta Nacional de São Francisco de Paula (37%, 34 espécies em comum) [4]. Este agrupamento ficou segregado do Parque Municipal do Iguaçu, em Curitiba, Paraná [18], devido à menor similaridade e, consequentemente, ao menor número de espécies compartilhadas.

Esses resultados evidenciam a grande representatividade da RPPN UPF na conservação de samambaias e licófitas e maior similaridade com áreas próximas, apesar de sua menor extensão territorial em comparação a outras áreas estudadas. Além disso, enfatizam a relevância dessa Unidade de Conservação para a preservação dos grupos vegetais estudados em ecossistemas tão importantes como a Mata Atlântica e a FOM, que requerem prioridade em ações de conservação. Esse estudo reforça, portanto, o valor e a necessidade contínua de proteção e manejo adequado da RPPN UPF, visando a conservação da rica diversidade de samambaias e licófitas encontrada na região.

CC BY NC ND

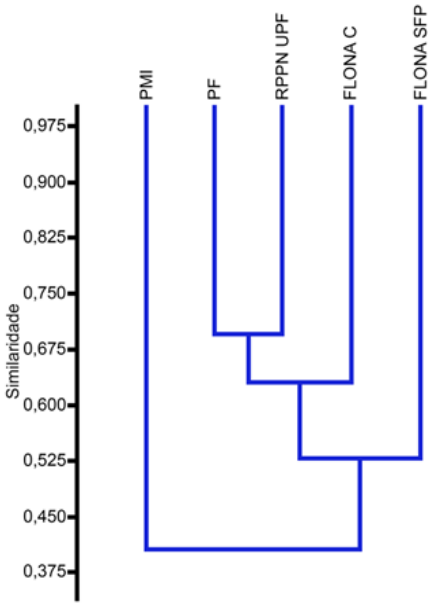


Figura 1 – Dendrograma de similaridade (coeficiente de Bray-Curtis) produzido por análise de agrupamento (método de ligação UPGMA) da composição de samambaias e licófitas entre cinco áreas de Floresta Ombrófila Mista. PMI = Parque Municipal de Iguaçú – Curitiba; PF = Parque da Ferradura – Canela; RPPN UPF = Reserva Particular do Patrimônio Natural da Universidade de Passo Fundo; FLONA SFP = Floresta Nacional de São Francisco de Paula; e FLONA C = Floresta Nacional de Canela.

Conclusão

A RPPN UPF abriga uma rica diversidade de samambaias e licófitas, totalizando 65 espécies registradas. Destas, as samambaias foram predominantes, representando a maioria das espécies encontradas. Além disso, foram acrescentados 21 novos registros de espécies em relação a estudos anteriores, evidenciando a importância da RPPN UPF como um refúgio para esses grupos vegetais.

A análise de similaridade florística demonstrou que a RPPN UPF possui uma alta correlação com outras áreas estudadas, especialmente com o Parque da Ferradura. Esses resultados ressaltam a relevância da RPPN UPF na conservação das samambaias e licófitas, bem como sua conexão com áreas vizinhas. Portanto, a proteção e o manejo adequado dessa reserva são essenciais para preservar a diversidade vegetal, contribuindo para a conservação dos ecossistemas da Mata Atlântica e da FOM.

Agradecimentos

À Fundação Universidade de Passo Fundo, pela autorização para realização da pesquisa; aos integrantes do Laboratório Multidisciplinar Vegetal (Multiveg), pelo auxílio em campo; à equipe do Herbário RSPF, pelo apoio durante o tombamento dos espécimes.

Referências

1. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [homepage na internet]. Mapa de biomas e sistema costeiro- marinho do Brasil - 1:250 000. 2019 [acesso em 31 jan 2024]. Disponível em: https://www.ibge.gov.br.

2. Silvério Neto R, Bento MC, Menezes SJMC, Almeida FD. Caracterização da cobertura florestal de unidades de conservação da mata Atlântica. Floresta e Ambiente, 2015; 22(1): 32-41.

3. Tabarelli M, Pinto LP, Silva JMC, Hirota MM, Bedê LC. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. Megadiversidade 2005; 1: 132-138.

4. Mallmann IT, Silva VL, Schmitt JL. Inventory of ferns and lycophytes within forest fragments of Araucária in southern Brazil. Biota Neotropica 2018; 18(4): e20170348.

5. Ruiz ECZ, Mussio CF, Rickli ML, Nauiack CHB, Figueiredo Filho A. Diversidade e fitossociologia de fragmentos com floresta de Araucária em pequenas propriedades rurais no Estado do Paraná, Brasil. Investig. Agrar. 2019; 21(2): 81-92.

6. Araújo MM, Chami L, Longhi SJ, Avila AL, Brena DA. Análise de agrupamento em remanescente de Floresta Ombrófila Mista. Ciência Florestal 2010; 20(1): 1-18.

7. Travassos CC, Jardim MAG, Maciel S. Florística e ecologia de samambaias e licófitas como indicadores de conservação ambiental. Biota Amazônia 2014; 4(4): 40-44.

8. Windisch PG. Fern conservation in Brazil. Fern Gazete 2002; 16: 295-300.

9. Nervo MH, Frederico VSC, Windisch PG, Overbeck GE. Fern and lycophyte communities at contrasting altitudes in Brazil's subtropical Atlantic Rain Forest. Folia Geobotanica 2016; 51: 305-317.

10. Nervo MH, Buzatto CR. Samambaias e licófitas da RPPN – UPF. Anais do 3 Seminário Sul-Brasileiro sobre a Sustentabilidade da Araucária. Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo; 2018. p.112-115.

11. Souza MC, Kawakita K, Slusarski SR, Pereira GF. Vascular flora of the Upper Paraná River floodplain. Brazilian Journal of Biology 2009; 69(2): 735-745.

12. Universidade de Passo Fundo [homepage na internet]. Apresentação. Portal Institucional. [acesso em 27 abr. 2023]. Disponível em: https://www.upf.br/rppn/apresentacao

13. Filgueiras TS, Brochado AL, Nogueira PE, Guala II GF. Caminhamento: Um método expedito para levantamentos florísticos qualitativos. Cadernos de Geociência 1994: 12.

14. Windisch PG. Pteridófitas da Região Norte-Ocidental do Estado de São Paulo: guia para excursões. Universidade Estadual Paulista: São José do Rio Preto; 1992.

15. Flora e Funga do Brasil [*homepage* na internet]. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. [acesso em 1 Mai 2023]. Disponível em: http://floradobrasil.jbrj.gov.br/.

16. Flora digital do Rio Grande do Sul e Santa Catarina [*homepage* na internet]. [acesso em 1 Mai 2023]. Disponível em: https://floradigital.ufsc.br/.

17. Falavigna TJ, Lehn CR, Arana MD. Ferns and lycophytes from Ferradura Park, Canela/RS, Brazil. Lilloa 2021; 58(1): 1-14.

18. Nunes MG, Michelon C, Imig DC. Samambaias e licófitas do Parque Municipal do Iguaçu, Curitiba, (PR, Brasil). Acta Biológica Paranaense 2016; 45(4): 53-64.

19. Schmitt JL, Fleck R, Burmeister EL, Rubio MAK. Diversidade e formas biológicas de pteridófitas da Floresta Nacional de Canela, Rio Grande do Sul: Contribuições para o plano de manejo. Pesquisas, **Botânica** 2006; 57(1): 275-288.

20. Smith AR, Pryer KM, Schuettpelz E, Korall P, Schneider H, Wolf PG. A classification for extant ferns. Taxon 2006; 55: 705-731.

21. Moraes GP, Lehn CR. Levantamento florístico das samambaias e licófitas do Parque Municipal Rudolfo Arno Goldhart, Panambi, Rio Grande do Sul, Brasil. Revista de Ciências Ambientais 2019; 13(3): 17-29.

22. Øllgaard B, Windisch PG. Lycopodiaceae in Brazil. Conspectus of the family I. The genera *Lycopodium*, *Austrolycopodium*, *Diphasium*, and *Diphasiastrum*. Rodriguésia 2014; 65(2): 293-309.

23. Góes-Neto LAA, Pallos J, Salino A. Flora das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil: Selaginellaceae. Rodriguésia 2016; 67(5): 1177-1180.

24. Padoin TOH, Graeff V, Silva VL, Schmitt JL. Florística e aspectos ecológicos das samambaias e licófitas da mata ciliar de um afluente do Rio Rolante no Sul do Brasil. Pesquisas, Botânica 2014; 68: 335-348.

25. Sundue MA, Parris BS, Ranker TA, Smith AR, Fujimoto EL, Zamora-Crosby D, Morden CW, Chiou W-L, Chen C-W, Rouhan G, Hirai RY, Prado J. Global phylogeny and biogeography of grammitid ferns (Polypodiaceae). Molecular Phylogenetics and Evolution 2014; (81): 195-206.

26. Dittrich VAO, Salino A, Monteiro E. The *Blechnum occidentale* (Blechnaceae, Polypodiopsida) species group in southern and southeastern Brazil. Phytotaxa 2015; 231(3): 201-229.

27. Perrie LR, Wilson RK, Shepherd LD, Ohlsen DJ, Batty EL, Brownsey PJ, Bayly MJ. Molecular phylogenetics and generic taxonomy of Blechnaceae ferns. Taxon 2014; 63(4): 745-758.

28. Moura LC, Arruda AJ, Salino A. Flora das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil: Thelypteridaceae. Rodriguesia 2016; 67(5): 1181-1189.

28. Schuettpelz E, Schneider H, Huiet L, Windham MD, Pryer KM. A molecular phylogeny of the fern family Pteridaceae: assessing overall relationships and the affinities of previously unsampled genera. Molecular Phylogenetics and Evolution 2007; 44(3): 1172-1185.

29. Smith AR. Thelypteridaceae. In: Kramer KU, Green PS. The families and genera of vascular plants: Pteridophytes and gymnosperms. Springer, New York. 1990. vol. 1, 417 p.

30. Paixão LC. O gênero *Amauropelta* Kunze (Thelypteridaceae) no Brasil [dissertação]. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte; 2013. 129 f.

31. Assis FC, Almeida TE, Russell SJ, Schneider H, Salino A. Molecular phylogeny and recircumscription of the fern genus *Pecluma* (Polypodiaceae–Polypodiopsida). Phytotaxa 2016; 247(4): 235-246.

32. Martínez OG, Assis FC, Torres EIM, Cacharani DA, Jaimez DG. El género *Pecluma* (Polypodiaceae) em Argentina. Darwiniana 2016; 4(2): 234-251.

33. Xu K-W, Zhang L, Rothfels CJ, Smith AR, Viane R, Lorence D, Wood KR, Chen C-W, Knapp R, Zhou L, Lu NT, Zhou X-M, Wei H-J, Fan Q, Chen S-F, Cicuzza D, Gao X-F, Liao W-B, Zhang L-B. A global plastid phylogeny of the fern genus *Asplenium* (Aspleniaceae). Cladistics 2019; 36(1): 22-71. https://doi.org/10.1111/cla.12384

34. Hietz P. Fern adaptations to xeric environments. In: Mehltreter K, Walker LR, Sharpe JM. Fern Ecology. Cambridge University Press, Cambridge, 2010. P. 140-176.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

O controle microbiano de pragas pode ser melhorado por homeopatias?

Egabrieli Garbin[1]
https://orcid.org/0000-0002-9992-0653
* Contato principal

Mariana Fiedler[1]
https://orcid.org/0000-0001-6424-0124

Pedro Boff[2]
https://orcid.org/0000-0002-9041-5503

Mari Inês Carissimi Boff[1]
https://orcid.org/0000-0003-1700-8837

[1] Universidade do Estado de Santa Catarina/UDESC, Centro de Ciências Agroveterinárias/CAV, Brasil. <egabrieligarbin123@gmail.com, marianafiedler@gmail.com, mari.boff@udesc.br>.

[2] Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, Estação Experimental de Lages/SC, Brasil. <pboff@epagri.sc.gov.br>.

Recebido em 01/05/2024 – Aceito em 30/07/2024

Como citar:

Garbin E, Fiedler M, Boff P, Boff MIC. O controle microbiano de pragas pode ser melhorado por homeopatias? Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 66-70. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2618

Palavras-chave: *Beauveria bassiana*; preparados homeopáticos; multiplicação fúngica.

RESUMO – O controle microbiano está fundamentado na utilização de microorganismos capazes de infectar e causar a morte de insetos praga em ecossistemas agrícolas. A perda da eficiência de multiplicação devido às sucessivas repicagens em biofábricas vem contribuindo negativamente na utilização de fungos entomopatogênicos. Neste trabalho, objetivou-se estudar o uso de altas diluições dinamizadas (ADD) no crescimento micelial de *Beauveria bassiana*. O experimento foi conduzido no Laboratório de Homeopatia e Saúde Vegetal (EPAGRI – Lages/SC), utilizando-se o delineamento inteiramente casualizado, com quatro tratamentos e quatro repetições. Os tratamentos constituíram-se de: *Barrita carbonica*, *Kali iodatum, Sepia succus*, todas na potência de 30CH (CH = ordem de diluição centesimal hahnemanniana) e água destilada esterilizada (controle). Os tratamentos na proporção de 5% foram adicionados ao meio de cultura batata-dextrose-ágar, imediatamente antes da solidificação e vertido em placas. Em cada placa de Petri foi repicada a *B. bassiana* em disco de 0,7 cm de diâmetro. As placas foram transferidas e mantidas em câmera incubadora a 25°C e fotoperíodo de 12 horas. No quarto dia o crescimento micelial foi avaliado o diâmetro da colônia. Os dados foram analisados com auxilio do software R. Valores de crescimento micelial de *B. bassiana* nos tratamentos com as ADD não diferiram entre si. Quando comparado ao tratamento controle, a homeopatia *S. succus* reduziu o crescimento micelial de *B. bassiana*, enquanto as ADD *B. carbonica* e *K. iodatum* não diferiram do controle. Sugere-se testar outras ADD e em diferentes potências para incrementar a multiplicação de *B. Bassiana* em laboratório.

CC BY NC ND

Can microbial pest control be improved by homeopathies?

Keywords: *Beauveria bassiana*; homeopathic preparations; fungal multiplication.

ABSTRACT – Microbial control involves using microorganisms that infect and kill insect pests in agricultural ecosystems. However, the reduced multiplication efficiency of entomopathogenic fungi due to successive subcultures in biofactories has limited their use. This study aimed to evaluate the effects of high dynamized dilutions (HDD) on the mycelial growth of *Beauveria bassiana*. The experiment took place at the Homeopathy and Plant Health Laboratory (EPAGRI – Lages/SC), using a completely randomized design with four treatments and four replications. The treatments included *Barrita carbonica*, *Kali iodatum*, *Sepia succus*, all at a potency of 30CH (CH=centesimal hahnemannian dilution), and sterilized distilled water (control). Treatments at a 5% proportion were added to the potato-dextrose-agar medium before solidification and poured onto plates. A 0.7 cm diameter disc of *B. bassiana* was placed in each Petri dish. The plates were incubated at 25°C with a 12-hour photoperiod. On the fourth day, mycelial growth was measured by colony diameter, and the data were analyzed using R software. Results showed no significant differences between the HDD treatments. Compared to the control, homeopathic *S. succus* reduced *B. bassiana* mycelial growth, while *B. carbonica* and *K. iodatum* showed no difference from the control. Further testing with different HDD and potencies is suggested to enhance the multiplication of *B. bassiana* in laboratory conditions.

¿Se puede mejorar el control de plagas microbianas mediante homeopatías?

Palabras clave: *Beauveria bassiana*; preparaciones homeopáticas; multiplicación de hongos.

RESUMEN – El control microbiano se basa en el uso de microorganismos que infectan y matan insectos plaga en los ecosistemas agrícolas. La pérdida de eficiencia de multiplicación debido a subcultivos sucesivos en biofábricas ha afectado negativamente el uso de hongos entomopatógenos. El objetivo de este trabajo fue estudiar el uso de altas diluciones dinamizadas (ADD) en el crecimiento micelial de *Beauveria bassiana*. El experimento se realizó en el Laboratorio de Homeopatía y Sanidad Vegetal (EPAGRI – Lages/SC), con un diseño completamente al azar, cuatro tratamientos y cuatro repeticiones. Los tratamientos incluyeron *Barrita carbonica*, *Kali iodatum*, *Sepia succus*, todos a una potencia de 30CH (CH=centesimal hahnemanniano), y agua destilada esterilizada (control). Se agregaron los tratamientos en proporción del 5% al medio de cultivo papa-dextrosa-agar antes de la solidificación, vertiéndose en placas. *B. bassiana* se colocó en cada placa de Petri con un disco de 0,7 cm de diámetro. Las placas fueron incubadas a 25°C y un fotoperiodo de 12 horas. Al cuarto día, se evaluó el crecimiento micelial midiendo el diámetro de la colonia. Los datos fueron analizados con el software R. Los valores de crecimiento micelial de *B. bassiana* en los tratamientos ADD no mostraron diferencias significativas entre sí. Comparado con el control, la homeopatía *S. succus* redujo el crecimiento micelial, mientras que *B. carbonica* y *K. iodatum* no mostraron diferencias respecto al control. Se sugiere probar otras ADD y potencias para mejorar la multiplicación de *B. bassiana* en el laboratorio.

Introdução

Os fungos entomopatogênicos infectam e suprimem a população de insetos-praga nos diferentes estágios de seu desenvolvimento [1] e são considerados os principais controladores microbianos de insetos [2]. Os fungos entomopatógenos possuem características de virulência ressaltadas [3]; dentre os que representam este grupo, a espécie *Beauveria bassiana* tem patogenicidade principalmente para insetos pertencentes às ordens Coleoptera, Diptera e Lepidoptera. Naturalmente, os fungos

CC BY NC ND

entomopatogênicos estão presentes no microclima solo-planta e garantem benefícios dinâmicos entre os organismos envolvidos [4], mas em programas de incremento do uso de controladores biológicos podem ser isolados e reintroduzidos no ambiente através de formulações biológicas.

No entanto, as formulações biológicas podem estar sujeitas à redução de viabilidade havendo, dessa forma, a necessidade do cuidado com a qualidade e as condições do desempenho dos fungos entomopatogênicos que compõem as diferentes formulações caracterizadas como "bioinsumos" [5]. Tanto o controle biológico quanto o uso de altas diluições dinamizadas são métodos compostos por diferentes técnicas que se adequam perfeitamente aos sistemas de cultivos ecológicos. Segundo Boff [6] a utilização das altas diluições dinamizadas colaboram na obtenção e manutenção do equilíbrio em ecossistemas agrícolas. No Brasil, por exemplo, uso de altas diluições dinamizadas para a produção orgânica de alimentos é permitida e esta previsto na Instrução Normativa nº 17 de 2014 [7].

Homeopatia como terapeutica humana foi implementada no ano de 1796 pelo médico Samuel Hahnemann, e seus princípios baseiam-se na lei do semelhante, experimentação em organismo sádio, substância única e dose única [8]. A princípio, segundo Hahnemman, a homeopatia pode ser utilizada para equilibrar a força vital dos organismos, independente de sua origem e ou função nos locais onde coexistem conferindo-lhes bom desempenho [8].

O uso das altas diluições dinamizadas, uma vez que, atuam sobre os organismos vivos promovem aumentos na biomassa de fungos utilizados no controle microbiológico de pragas agrícolas. *Carbo vegetabilis* e *Digitalis purpurea* 30CH promoveram incrementos de 50% no crescimento micelial do fungo antagonista *Trichoderma asperellum* [9]. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de altas diluições dinamizadas sobre o crescimento micelial do fungo entomopatogênico *Beauveria bassiana*.

Material e Métodos

O experimento foi conduzido no Laboratório de Homeopatia e Saúde Vegetal da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri), Lages/SC, em delineamento experimental inteiramente casualizado, com quatro tratamentos e quatro repetições. A cepa ICBBbas004 do fungo entomopatogênico *Beauveria bassiana* foi fornecida pela empresa ICB BIOAGRITEC Ltda.

O experimento foi conduzido em delineamento experimental inteiramente casualizado, com quatro tratamentos e quatro repetições. Os tratamentos constituíram-se das altas diluições dinamizadas de *Barrita carbonica*, *kali iodatum* e *Sepia succus*, todas na potência de 30CH (CH = ordem de diluição centesimal hahnemanniana) e água destilada e esterilizada como controle. A seleção das altas diluições dinamizadas para os testes foi baseada na analogia com a Matéria Médica Homeopática [10]. As matrizes das altas diluições dinamizadas foram adquiridas em farmácia homeopática e, antes da aplicação, foram derivadas em solução de água destilada esterilizada, seguindo a metodologia descrita na Farmacopeia Homeopática Brasileira [11]. O fungo entomopatogênico *B. bassiana* foi multiplicado em meio de Batata-Dextrose-Agar (BDA) e incubadas por 15 dias em câmera incubadora (BOD) a 25ºC e fotófase de 12 horas, até a esporulação completa das colônias.

Na instalação do bioensaio, cada tratamento, na proporção de 5%, foi homogeneizado em 20 ml de meio de cultura Batata-Dextrose-Agar (BDA) antes da solidificação e vertido em placas de Petri. No centro das placas foi repicado, sobre o meio de cultura um disco de 0,7 mm de diâmetro, colonizado com *B. bassiana*. As placas foram acondicionadas em câmera incubadora (BOD) a 25ºC e fotoperíodo de 12 horas. Quatro dias após a repicagem, com o auxílio de paquímetro digital, avaliou-se o diâmetro micelial das colonias, obtido através da média das medidas diametricamente opostas e expresso em centímetros (cm) e considerando o disco inicial (0,7 cm) da *B. bassiana*. Os dados foram submetidos a análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey, a 5%, com auxílio do software estatístico R [12].

Resultados e Discussão

As altas diluições dinamizadas de *Barrita carbonica* e *kali iodatum*, testadas na potência de 30CH, não diferiram estatísticamente do controle e são iguais entre si (Tabela1). *Sepia succus* obteve um diâmetro micelial de 6,9 cm apresentando-se menor que a testemunha, mas igual às demais altas diluições testadas (Tabela 1). Garbin [13], em seu estudo, indica a eficiência de *Pulsatilla* no incremento do crescimento micelial das colônias de *B. bassiana*,

CC BY NC ND

o que vai ao encontro da filosofia homeopática, que se baseia na busca do equilíbrio e vitalidade do organismo [14]. Sendo assim, pesquisas que buscam suprir questões como a deste trabalho, de melhoria na viabilidade de fungos entomopatogênicos, têm um vasto caminho de pesquisas a ser explorado. E, uma vez que há efeitos sobre microorganismos, pode-se explorar potências e altas diluições que estimulem a biomassa de fungos entomopatogênicos e até mesmo incrementos de eficiência do biocontrole no campo.

Tabela 1 – Valores médios de crescimento micelial (DM) aos quatro dias após a repicagem do fungo entomopatogênico *Beauveria bassiana* (cepa ICBBbas004) cultivado no meio BDA contendo a adição de altas diluições dinamizadas na potência de 30CH. Lages, 2024.

Tratamento	DM (cm)
Controle	7,8 a
Barrita carbonica	7,1 ab
kali iodatum	7,1 ab
Sepia succus	6,9 b

Médias seguidas por letras diferentes, na coluna, diferem entre si pelo teste de Tukey ($p<0,05$). Fonte: elaborada pela autora (2024).

Barrita carbonica é uma alta diluição dinamizada bastante utilizada para casos de envelhecimento prematuro, questões desgenerativas e é oriunda de matéria prima mineral, assim como *Kali iodatum*. Essa última, com características de fortalecimento de tecidos, já *Sepia succus* possui sua matéria prima de origem mineral e apresenta características de organismo fraco [10]. A ausência de respostas que vão de encontro ao objetivo proposto, pode se justificar pela alta diluição dinamizada ou a potência testada não ter sua bioatividade na mesma frequência do que o organismo necessitaria, para que suas funções biológicas ou fisiológicas fossem estimuladas [15]. Todavia, buscar alternativas ou melhorar técnicas não residuais, que promovam o equilíbrio e regereação de ambientes são cada vez mais demandadas. Seja pelo consumidor ou por políticas públicas que buscam cultivos mais sustentáveis [16].

Conclusão

As altas diluições dinamizadas *Barrita carbonica* e *kali iodatum* 30CH não têm o desenvolvimento micelial do fungo entomopatogênico *Beauveria bassiana* maior que o controle e são estatísticamente iguais.

Sepia succus 30CH inibe o desenvolvimento micelial do fungo entomopatogênico *Beauveria bassiana* em relação ao controle e não difere das altas diluições dinamizadas *Barrita carbonica* e *kali iodatum* na 30CH.

Agradecimentos

À Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação de Santa Catarina (FAPESC), Projeto PAP 2021, conv. FAPESC/2021TR879.

À CAPES e ao CNPq, pelas bolsas concedidas à primeira e à última autora, respectivamente.

Referências

[1] Leite LG, Filho AB, Almeida JEM, Alves SB. Produção de fungos entomopatogênicos. Comunicação Científica. 2003: 92.

[2] Damin S, Alves LFA, Bonini AK, Alexandre TM. *In vitro* assay on homeopathic solutions on *Metarhizium anisopliae* (Metsch) Sorok (Ascomycota: Clavicipitaceae). Arq Inst Biol. 2016; 82: 1-8. doi: https://doi.org/10.1590/1808-1657001142013

[3] Zhang L, Yue Q, Wang C, Xu Y, Molnár I. Secondary metabolites from hypocrealean entomopathogenic fungi: genomics as a tool to elucidate the encoded parvome. Nat Prod Rep. 2020; 37: 1164-1180. doi: https://doi.org/10.1039/D0NP00007H

[4] Fadiji AE, Bavalola OO, Santoyo G, Perazzoli M. The potential role of microbial biostimulants in the amelioration of climate change-associated abiotic stresses. Front Microbiol. 2022 Jan: 12: 829099. doi: https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.829099

[5] Felizatti AP, Manzano RM, Rodrigues IMW, Silva MFDFDS, Fernandes JB, Forim MR. Encapsulation of *B. bassiana* in biopolymers: improving microbiology of insect pest control. Frontiers in Microbiology. 2021 Aug; 12: 704812. doi: https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.704812

[6] Boff P. Agricultura saudável: da prevenção de doenças, pragas e parasitas à terapêutica não residual. Lages: Epagri; 2008: 80.

[7] Instrução Normativa nº 17 de 2014 (Brasil). Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. [citado em 17 de abr. 2024]. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/sustentabilidade/organicos/legislacao/portugues/instrucao-normativa-no-17-de-18-de-junho-de-2014.pdf/view&gt

[8] Andrade FMCD, Casali VWD. Homeopatia, agroecologia e sustentabilidade. Revista Brasileira de Agroecologia. [Internet]. 2011 [citado 2025 Mai 06]; 6(1): 49-56. Disponível em: https://orgprints.org/id/eprint/23094/1/Andrade_Homeopatia.pdf

[9] Garbin E, Boff P, Boff MIC. Altas diluições dinamizadas no crescimento micelial de *Trichoderma asperellum*. Anais do Seminário Regional de Plantas Bioativas e Homeopatia; Jornada Sul Brasileira de Pesquisa em Plantas Medicinais e Homeopatia. Passo Fundo/RS, UPF; EMATER/RS. 2023. [acesso em: 17 abr. 2024]. Disponível em: https//www.even3.com.br/anais/plantasbioativashomeopatia2023/670624-ALTAS-DILUICOES-DINAMIZADAS-NO-CRESCIMENTO-MICELIAL-DE-TRICHODERMA-ASPERELLUM.

[10] Lathoud JA. Estudos de matéria médica homeopática. São Paulo: Editora Organon; 2010.

[11] Farmacopeia Homeopática Brasileira (Brasil). [Internet]. São Paulo: Atheneu; 2011. [citado 2025 abr. 25]. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/pesquisa/copy_of_Normasparacitacaoereferencias.pdf

[12] R Core Team. R: a language and environment for statistical computing. R. Foundation for Statistical Computing. 2022. [acesso em: 10 abr. 2024]. Disponível em: http://www.gexpdes.ufba.br:3838/gexpdes/

[13] Garbin E, Boff P, Boff M. Ação de altas diluições dinamizadas no crescimento micelial de *Beauveria bassiana*. Anais do Seminário Regional de Plantas Bioativas e Homeopatia; Jornada Sul Brasileira de Pesquisa em Plantas Medicinais e Homeopatia. Passo Fundo/RS, UPF; EMATER/RS. 2023. [acesso em: 17 abr. 2024]. Disponível em https//www.even3.com.br/anais/plantasbioativashomeopatia2023/670322-ACAO-DE-ALTAS-DILUICOES-DINAMIZADAS-NO-CRESCIMENTO-MICELIAL-DE-BEAUVERIA-BASSIANA

[14] Hahnemann S. Organon da arte de curar. São Paulo: Robe Editorial; 2001.

[15] Bonato CM. Homeopatia simples: alternativas para a agricultura familiar. Marechal Cândido Rondon: Líder; 2012.

[16] Teixeira MZ, Carneiro SMTPG. Efeito de ultradiluições homeopáticas em plantas: revisão da literatura. Rev Homeopatia. 2017; 80(1): 68-78.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Siphoneugena reitzii D. Legrand: germination, quality and physiological classification of the seeds of a Myrtaceae from the araucaria forest

Bruno Jan Schramm Corrêa[1]*
https://orcid.org/0000-0003-3528-4042
* Contato principal

Alexandra Cristina Schatz Sá[1]
https://orcid.org/0000-0003-1532-8765

André Rodrigues da Costa[2]
https://orcid.org/0000-0003-3090-9031

Juliano Pereira Gomes[1]
https://orcid.org/0000-0002-3539-9862

Luciana Magda de Oliveira[1]
https://orcid.org/0000-0001-7362-1041

Adelar Mantovani[1]
https://orcid.org/0000-0003-2952-2171

Roseli Lopes da Costa Bortoluzzi[1]
https://orcid.org/0000-0002-7445-7244

[1] Universidade do Estado de Santa Catarina/UDESC, Lages/SC, Brasil. <brschramm74@gmail.com, alexandra.schatz.sa@gmail.com, juliano.gomes@udesc.br, luciana.oliveira@udesc.br, adelar.mantovani@udesc.br, roseli.bortoluzzi@udesc.br>.

[2] Instituto Federal de Santa Catarina/IFSC, Campus Urupema, Urupema/SC, Brasil. <andre.costa@ifsc.edu.br>.

Recebido em 18/04/2024 – Aceito em 24/03/2025

Como citar:

Corrêa BJS, Schatz Sá AC, Costa AR, Gomes JP, Oliveira LM, Mantovani A, Bortoluzzi RLC. *Siphoneugena reitzii* D. Legrand: germination, quality and physiological classification of the seeds of a Myrtaceae from the araucaria forest. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 71-78. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2588

Keywords: Blotter; camboim; recalcitrant seeds; seed storage; substrates.

ABSTRACT – The aim of this study was to describe germination methods, viability characteristics and physiological classification in seed storage of *Siphoneugena reitzii* D. Legrand, a Myrtaceae that occurring in high-altitude areas of the mixed ombrophilous forest. The seeds were collected from five matrices located at "Fazenda das Nascentes" – RPPN Serra da Farofa in the municipality of Urupema, Santa Catarina. The fruits were processed and the seeds exposed for initial characterization of the batches, with determination of water content, germination and vigour and counting and observation of empty or predated seeds. The *S. reitzii* seeds were tested for the best germination conditions on three substrates (sand, blotter and paper roll) and at two temperatures (20 and 25ºC). Once the best germination conditions had been found, the seeds were then subjected to physiological classification in storage, carried out by drying them quickly in silica gel until they reached approximately 10% humidity and then germination testing after drying. The results indicated that *S. reitzii* seeds germinate in up to 11 days, with good germination using blotting paper at 20ºC (69%) and a moderate rate with sand at 20 and 25ºC (55 and 57%). There

CC BY NC ND

were no obvious problems with predated or empty seeds, however, the seeds were classified as recalcitrant and sensitive to desiccation, as they completely lost viability after drying to close to 11% water content. This information allows for better selection of storage methods and seedling production of *S. reitzii*.

Siphoneugena reitzii D. Legrand: germinação, qualidade e classificação fisiológica das sementes de uma Myrtaceae da floresta com Araucária

Palavras-chave: Papel mata-borrão; camboim; sementes recalcitrantes; armazenamento de sementes; substratos.

RESUMO – O objetivo deste trabalho foi descrever os métodos de germinação, as características da viabilidade e a classificação fisiológica em armazenamento de sementes de *Siphoneugena reitzii* D. Legrand, Myrtaceae ocorre em locais de alta altitude da floresta ombrófila mista. As sementes foram coletadas em cinco matrizes localizadas na "Fazenda das Nascentes" – RPPN Serra da Farofa no município de Urupema, Santa Catarina. Os frutos foram beneficiados e as sementes expostas a caracterização inicial dos lotes, com determinação de teor de água, germinação e vigor e contagem e observação de sementes vazias ou predadas. As sementes de *S. reitzii* foram testadas quanto à melhor condição para germinação em três substratos (areia, mata-borrão e rolo de papel) e em duas temperaturas (20 e 25ºC). Diante da melhor condição de germinação, as sementes foram então submetidas a classificação fisiológica em armazenamento, realizada com secagem rápida em sílica gel até atingir aproximadamente 10% de umidade e posterior teste de germinação após a secagem. Os resultados indicaram que as sementes de *S. reitzii* germinam em até 11 dias, com boa germinação utilizando papel mata-borrão a 20ºC (69%) e uma taxa moderada com areia a 20 e 25ºC (55 e 57%). Não foram visualizados problemas evidentes com sementes predadas ou vazias, no entanto, as sementes foram classificadas como recalcitrantes e sensíveis à dessecação, pois perderam totalmente a viabilidade após secagem até próximo a 11% de teor de água. Essas informações permitem a melhor seleção de métodos de armazenamento e produção de mudas de *S. reitzii*.

Siphoneugena reitzii D. Legrand: germinación, calidad y clasificación fisiológica de las semillas de una Myrtaceae del bosque de Araucarias

Palabras clave: Papel de germinación; camboim; semillas recalcitrantes; almacenamiento de semillas; sustratos.

RESUMEN – El objetivo de este estudio fue describir los métodos de germinación, las características de viabilidad y la clasificación fisiológica en el almacenamiento de semillas de *Siphoneugena reitzii* D. Legrand, una Myrtaceae presente en zonas de altura del bosque ombrofilo mixto. Las semillas fueron colectadas en cinco matrices localizadas en la "Fazenda das Nascentes" – RPPN Serra da Farofa en el municipio de Urupema, Santa Catarina. Los frutos fueron procesados y las semillas expuestas para la caracterización inicial de los lotes, con determinación del contenido de agua, germinación y vigor y conteo y observación de semillas vacías o predadas. Las semillas de *S. reitzii* se sometieron a pruebas para determinar las mejores condiciones de germinación en tres sustratos (arena, papel secante y rollo de papel) y a dos temperaturas (20 y 25ºC). Una vez encontradas las mejores condiciones de germinación, las semillas se sometieron a una clasificación fisiológica en almacenamiento, realizada secándolas rápidamente en gel de sílice hasta alcanzar aproximadamente un 10% de humedad y, a continuación, a una prueba de germinación tras el secado. Los resultados indicaron que las semillas de *S. reitzii* germinan hasta en 11 días, con una buena germinación utilizando papel secante a 20ºC (69%) y una tasa moderada con arena a 20 y 25ºC (55 y 57%).

CC BY NC ND

No hubo problemas evidentes con las semillas predadas o vacías, sin embargo, las semillas se clasificaron como recalcitrantes y sensibles a la desecación, ya que perdieron completamente la viabilidad después de secarse hasta cerca del 11% de contenido de agua. Esta información permite seleccionar mejor los métodos de almacenamiento y la producción de plántulas de *S. reitzii*.

Introduction

In the production of native tree seeds, it is important to determine some of the essential characteristics for propagation, likewise germination, vigor and storage potential [1]. In this sense, environmental factors are essential and have a direct influence on germination potential, in which the availability of water, temperature, oxygen and the type of substrate are considered to be the most important external factors linked to quality, viability and dormancy [2][3]. Likewise, determining the physiological behavior of seeds during storage is important for forestry, as it provides useful data for making decisions about when to sow seeds in nurseries or direct plantings, avoiding the unnecessary loss of viability and vigor of the propagules [4].

In this context, Myrtaceae is a family of plants found in tropical and subtropical environments, which plays a significant role in the natural regeneration of ecosystems [5]. The dispersal and propagation of this group is carried out primarily by seeds, and it is essential to know the characteristics of the propagules both for the conservation of biodiversity and for reforestation initiatives [6][7].

Among Myrtaceae with scarce information on their reproductive and silvicultural behavior, *Siphoneugena reitzii* D. Legrand, popularly known as camboim, is a specie with a tree-like habit, heliophytic, early secondary/late secondary that can reach a height of up to 15 m. The bark is smooth with a greyish or yellowish coriaceous lamina [8][9]. It occurs in high-altitude areas of southern and southeastern Brazil, such as the dense ombrophilous forest and the high-montane mixed ombrophilous forest [10] and has been classified by Gomes [11] as a "relic species," as it thrives in high-altitude areas above 1,800 m.

The species produces very hard and heavy wood, locally used for fence posts or as firewood [8] and despite the apparent uniqueness of the establishment of this species, *S. reitzii* have been gaining attention due to their potential for use in the food, cosmetics and pharmaceutical industries [11] due to the presence of volatile oils with anti-inflammatory activity [12] and antimicrobial action [13]. In addition to their ecological importance in restoration, they act as bioindicator plants for dystrophic soils with high acidity [11].

Despite the proven potential of this species, due to its specific occurrence, little is known about its silvicultural characteristics. It is known that its fruits are small circular glabrous berries, reddish in color when immature and purple when ripe, which contain 1 to 2 seeds with eugenioid embryos [10] that are usually part of the seed bank in mixed ombrophilous forests at high altitudes [14][15]. However, there are no conclusive studies on germination, seed quality and physiological classification for *S. reitzii*. In this way, the aim of this study was to describe germination in diferents substrates and temperatures, quality and physiological classification of *Siphoneugena reitzii* seeds.

Material and Methods

Collection area

The study was carried out using *S. reitzii* seeds obtained from five matrices located at the "Fazenda das Nascentes – RPPN Serra da Farofa –owned by the Klabin SA company, located on the border between the municipalities of Painel and Urupema, Santa Catarina, Brazil, at an altitude of 1,425 m and with a Cfb climate (humid subtropical mesothermal), according to the Köppen classification [16][17]. The region's climatic conditions include annual temperatures of around 12 to 14°C, with mild summers, no dry season, recurrent severe frosts and well-distributed rainfall throughout the year, ranging from 1,600 to 1,900 mm per year. Snow is also common in the coldest months [17][16]. The phytoecological region is classified as araucaria forest (mixed ombrophilous forest) subclassification highmontane [17].

The trees were selected at a minimum distance of 200 m apart, in order to avoid obtaining parents with genetic similarities. Initially, the ripe fruits (dark

CC BY NC ND

purple in color) were collected using a lopper and then taken to the Forest Seed Laboratory (LASF) at the "Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV)" of the "Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)", where they were pulped under running water. The seeds remained distributed on trays with paper towels for around 8 hours to dry on the surface and were then subjected to characterization and the other tests. It should be noted that the seeds from the matrices were analyzed as a single batch.

Initial characterization and testing of temperatures and substrates

For the initial characterization of the lots, germination, vigor and water content tests were carried out. The water content was determined according to the Rules for Seed Analysis [18], with the samples in an oven at 105±3°C for 24 hours with two repetitions of 3 g per repetition. The seeds were weighed on an analytical balance in aluminum capsules with a determined weight and placed in an oven. The water content was calculated based on the weight of the wet seeds. To assess predated and empty seeds, 100 seeds of each species were cut lengthways with a scalpel and analyzed under a stereomicroscope.

S. reitzii seeds were exposed to different treatments to assess the influence of different substrates and temperatures on seed germination. The germination tests were carried out in a 2 x 3 factorial design (temperature x substrate) in a B.O.D. chamber. The seeds were placed to germinate in three substrates: in acrylic gerboxes with autoclaved sand (SA), blotting paper (mt) and paper rolls (RP) moistened to 2.5 (mL) times the weight of the paper (G), and at temperatures of 20 and 25°C in constant light [18][19]. Evaluations were carried out daily from the 4th day until the 40th day of the test. After the end of the experiment, the ungerminated seeds were opened with a scalpel to check if they had rotted.

Four replicates of 25 seeds were used per batch/treatment, where the percentages of normal, abnormal, dead and hard seedlings were assessed, in accordance with the Instructions for Seed Analysis of Forest Species [20], and the seeds were considered germinated when they had more than 2 mm of primary root. At the same time, the germination percentage index (G%) [18], the germination speed index (GVI) [21] and the mean germination time (MGT) [22] were evaluated.

Physiological classification of *Siphoneugena reitzii* seeds

For the physiological classification of *S. reitzii,* the protocol proposed by Hong and Ellis [23] and adapted by Sacandé et al. [24] was used. The first stage, before drying, a seed germination test carried out at 20°C on blotting paper. On the second stage, the rapid drying method was carried out by placing the seeds in airtight recipients exposed to silica gel at a temperature of 23°C, until they reached approximately 10% humidity. The weight was checked on an analytical balance every hour for the first 8 to 124 hours, and every 12 hours thereafter. The loss of water from the seeds was monitored using the mass difference calculation proposed by Sacandé et al [24].

In the third stage, the seeds that reached low water contents were stored in a freezer set at -20°C for three months in airtight plastic bags. All stages were tested for viability using a germination test in a B.O.D. set at 20°C for *S. reitzii,* both on blotting paper, according to the results of the previous tests. Based on the germination rate obtained, the seeds were classified as orthodox, intermediate or recalcitrant.

Data analysis

The germination and seed physiology tests were analyzed using the R statistical program with the "ExpDesp" package [25], which tested the normality and homogeneity of the data obtained in each of the analysis stages. The Entirely Randomized Design (ICD) was used for the germination analysis. After obtaining the data, normality was assessed using the Shapiro-Wilk test. Analyses of variance were carried out and mean tests were conducted (Tukey at 5% probability). Given the assumptions of normality for physiological quality in storage and germination, the data was submitted to analysis of variance and the means to the t-test at 5% probability.

Results

Initial characterization and testing of temperatures and substrates

The moisture content obtained for the *S. reitzii* seeds was 34.2%. It should be noted that all the seeds evaluated showed no apparent predation, damage, parasites or empty propagules and all the germinated seeds formed normal seedlings, while the non-germinated seeds showed rot (Figure 1).

CC BY NC ND

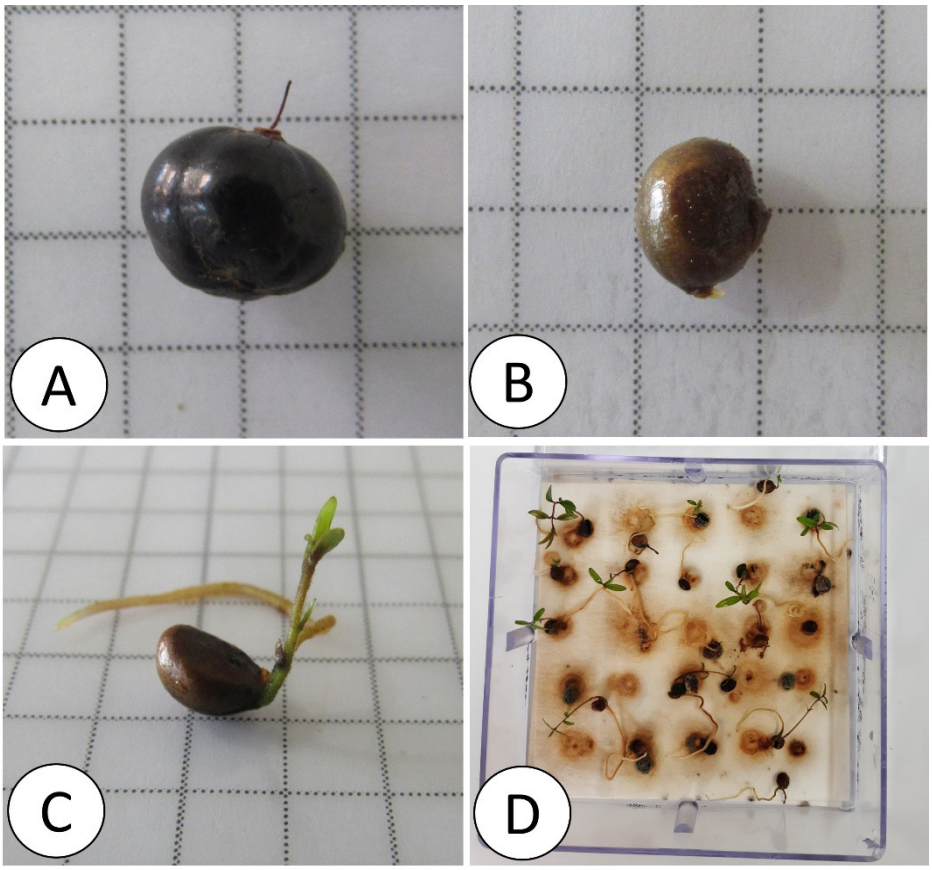


Figure 1 – *Siphoneugena reitzii*. A = Mature fruits in pre-processing. B = Seed. C = Seed in the process of germination. D = Seeds germinated in a blotter substrate at a temperature of 20°C.

The test with *S. reitzii* seeds showed an interaction between germination and the substrates tested. The highest average germination occurred on blotting paper at 20°C, followed by sand at 20 and 25°C and blotting paper at 25°C (Table 1; Figure 1D).

Table 1 – Germination (G%), germination speed index (GVI) and mean germination time (MGT) of *Siphoneugena reitzii* seeds, at different temperatures and substrates.

Substrates	**Temperature (°C)**					
	20	**25**	**20**	**25**	**20**	**25**
	G%		**GVI**		**MGT**	
Sand	55 ab	57 ab	0.37	0.37	11	11
Blotting paper	69 a	45 abc	0.33	0.21	11	11
Paper rolls	27 bc	17 c	0.23	0.18	13	12

Averages followed by the same letter do not differ statistically by the Tukey test at 5%. According to the Levene test at 5% significance, the variances can be considered homogeneous.

The treatments using roll paper rolls did not show satisfactory germination results (Table1). The MGT showed that germination occurs in 11 days, while the germination speed index (GVI) was not significant for all treatments.

CC BY NC ND

Physiological classification

S. reitzii seeds had a water content of 34.2% and a germination percentage of up to 69% before drying. After drying (to approximately 11% humidity in 4 days) the seeds completely lost their viability, as indicated by the germination test (Tab. 2).

Table 2 – Gemination and water content of *Siphoneugena reitzii* seeds before and after drying, following the stages of Hong and Ellis protocol.

Hong and Ellis protocol*	Seeds condition	Water content (%)	Germination (%)
Stage 1	Before drying	34.2	69
Stage 2	After drying	11	0
Stage 3	Freeezing at -20	NA**	NA

* Hong and Ellis [23] protocol adapted by Sacandé [24]. ** Not aplicable.

Since the seeds do not germinate, they lost viability after drying and were not subjected to freezing according to the protocol.

Discussion

The satisfactory germination percentage of *S. reiztii* reinforces the fact that its seeds germinate quickly, with no major impediments to radicle emission, such as dormancy or low physiological quality, in a pattern similar to that observed in *Myrceugenia euosma* [26]. Its water content is similar to that obtained by other Myrtaceae, such as *Eugenia rostrifolia* D. Legrand (34%) and *Campomanesia xanthocarpa* (Mart.) O.Berg (33%) [27]. It should also be noted that the humidity found for its seeds is a common characteristic in other Myrtaceae [19].

The temperature of 20°C favored a higher germination percentage when blotting paper was used, indicating a possible relationship with the availability of moisture provided by this substrate, which also contributed to higher germination in *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O.Berg (Myrtaceae) seeds [28]. The use of sand had no statistically significant effect on the germination percentage at 20 and 25°C. This suggests that sand may have varied humidity between treatments due to its drainage capacity, which is unsuitable for fast-germinating seeds, as observed in other Myrtaceae species [29] [19][30][31].

On the other hand, the use of paper rolls is not recommended for this species due to the low germination values observed, possibly due to the low light intensity and the availability of moisture for the seeds, which also affected the germination of *Eugenia umbellata* Spreng. seeds [29]. In addition, at a temperature of 25°C, a decrease in germination was observed compared to 20°C, perhaps related to the physiological characteristics of the seeds in the face of the exposed temperature. This species is native to places with high altitudes and low temperatures [10]. In fact, the municipality of Urupema, Santa Cataria State, where the seeds were collected, has average temperatures that oscillate around 18°C during the summer, when the ripe fruits were collected. Therefore, it can be inferred that the ideal temperature for the germination of *S. reitzii* is related to its region of origin, as observed for *Eugenia involucrata* [19].

The ability to germinate at temperatures close to local averages, the quality of the seeds and the adaptation to different types of substrates suggest an ecological plasticity that can be exploited in conservation and propagation programs for the species [26]. Furthermore, understanding the optimum germination conditions can facilitate the production of seedlings and expand the cultivation of *S. reitzii* in nurseries, contributing to initiatives on its conservation and sustainable use [1][2].

The low tolerance of *S. reitzii* seeds to desiccation at 10-12% moisture allows them to be classified as recalcitrant according to their physiological performance in storage, and Myrtaceae often includes several recalcitrant species [32] [33]. The causes of desiccation intolerance may be related to several factors, including the accumulation of insoluble reserves, cellular dedifferentiation, the efficiency of the antioxidant system and the accumulation of

protective proteins and oligosaccharides, as well as a disorder in membrane repair metabolism [34][32]. This initial parameter can inform future research into the critical and lethal degree of humidity and points to the need for specific precautions when storing these seeds.

Conclusion

Siphoneugena reitzii seeds showed a response to the substrates and temperatures tested, with the highest germination on blotting paper at 20°C, followed by moderate germination in sand at 20 and 25°C. The seeds germinate quickly, have no apparent problems with empty seeds or predation and form normal seedlings, demonstrating the viability and potential of this species for propagation. However, the seeds are recalcitrant, losing their viability completely during desiccation at approximately 10% humidity.

Acknowledgements

The authors would like to thank CAPES/PROAP-AUXPE, CNPq, FAPESC - 2021TR787, FIEPE CAV, FUMDES/UNIEDU, and Klabin SA for their financial support. The first author would like to thank the "Programa de Pós-graduação em Produção Vegetal (PPGPV) of "Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)", Mireli Moura Pitz Floriani (RPPN Serra da Farofa) and professors Dr. Adriano Valentin, Dr. Christopher Thomas Blum, Dr. Jaçanan Eloisa de Freitas Milani for their comments. The authors are also grateful to the editors and anonymous reviewers.

References

1. Nevill PG, Tomlinson S, Elliott CP, Espeland EK, Dixon KW, Merritt DJ. Seed production areas for the global restoration challenge. Ecology and Evolution. 2016; 6(20): 7490. doi: https://doi.org/10.1002/ece3.2455

2. Marcos-Filho J. Seed vigor testing: an overview of the past, present and future perspective. Scientia Agricola. 2015; 72(4): 363-374. doi: https://doi.org/10.1590/0103-9016-2015-0007

3. Marques ACA, Pinto Junior OB, Vieira VLL. Avaliação de tratamentos de superação de dormência em sementes do *Delonix regia* (Boger ex Hook.) Raf coletadas no Horto Florestal Tote Garcia, Cuiabá, Mato Grosso. Ensaios e Ciência. 2017; 21: 48-58. doi: 10.17921/1415-6938.2017v21n1p48-51

4. Hong TD, Ellis RH. A protocol to determine seed storage behaviour. Rome: International Plant Genetic Resources Institute; 1996.

5. Parizotto A, Mussio CF, Ruiz ECZ, Figueiredo Filho A, Dias AN. Florística e diversidade da regeneração natural em clareiras em Floresta Ombrófila Mista. Pesquisa Florestal Brasileira. 2019; 39. doi: https://doi.org/10.4336/2019.pfb.39e201801711

6. Gressler E, Pizo MA, Morellato LPC. Polinização e dispersão de sementes em Myrtaceae do Brasil. Brazilian Journal of Botany. 2006; 29: 509-530. doi: https://doi.org/10.1590/S0100-84042006000400002

7. Amorim IP, Silva JPN, Barbedo CJ. As sementes de *Eugenia* spp. (Myrtaceae) e seus novos conceitos sobre propagação. Hoehnea. 2020; 47: e29. doi: https://doi.org/10.1590/2236-8906-29/2020

8. Sobral M. A família das Myrtaceae no Rio Grande do Sul. São Leopoldo: Unisinos; 2003.

9. Montibeller-Silva K, Gomes JP, Mantovani A, Bortoluzzi RLDC. Relações ecológicas entre orquídeas e forófitos em Floresta Ombrófila Mista sob influência nebular, Planalto Serrano Catarinense. Rodriguésia. 2020; 71: e01252018. Doi: https://doi.org/10.1590/2175-7860202071139

10. Wagner MA, Fiaschi P. Myrtaceae from the Atlantic forest subtropical highlands of São Joaquim National Park (Santa Catarina, Brazil). Rodriguésia. 2020; 1(71): 1-24. doi: https://doi.org/10.1590/2175-7860202071006

11. Gomes JP, Dacoregio HM, Silva KMD, Rosa LHD, Bortoluzzi RLDC. Myrtaceae na bacia do rio Caveiras: Características ecológicas e usos não madeireiros. Floresta e Ambiente. 2017; 24. doi: https://doi.org/10.1590/2179-8087.011115

12. Apel M, Limberger RP, Sobral M, Menut C, Henriques A. Chemical composition of the essential oil of *Siphoneugena reitzii* D. Legrad. Journal of Essential Oil Research. 2001; 13(6); 429-430. doi: https://doi.org/10.1080/10412905.2001.9699716

13. Souza GHB, Mello JCP, Lopes NP. Farmacognosia: coletânea científica. Ouro Preto: UFOP; 2011.

14. Duarte LS, Dos-Santos MM, Hartz SM, Pillar VD. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. Austral ecology. 2006; 31(4): 520-528. doi: https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01602.x

15. Chami LB, Araujo MM, Longhi SJ, Kielse P, Lúcio ADC. Mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescente de Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula/RS. Ciência Rural. 2011; 41: 251-259. doi: https://doi.org/10.1590/S0103-84782011000200012

16. Alvares CA, Sentelhas PC, Stape JL. Modeling monthly meteorological and agronomic frost days, based on minimum air temperature, in Center-Southern Brazil. Theoretical and Applied Climatology. 2018; 134: 177-191. doi: https://doi.org/10.1007/s00704-017-2267-6

17. Martins D, Chaves CL, Bortoluzzi RLC, Mantovani A. Florística de Floresta Ombrófila Mista Altomontana e de Campos em Urupema, Santa Catarina, Brasil. Revista Brasileira De Biociências. 2011; 9(2): 156-166.

18. Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Regras para análise de sementes. Brasília: MAPA; 2009.

19. Gomes JP, Oliveira LM de, Ferreira PI, Batista F. Substratos e temperaturas para teste de germinação em sementes de Myrtaceae. Ciência Florestal. 2016; 26(1): 285-293. doi: https://doi.org/10.5902/1980509821120

20. Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instruções para Análise de Sementes de Espécies Florestais. Brasília: MAPA; 2013.

21. Maguire JD. Speeds of germination-aid selection and evaluation for seedling emergence and vigor. Crop Science. 1962; 2: 176-177. doi: https://doi.org/10.2135/cropsci1962.0011183X000200020033x

22. Labouriau LG. A germinação das sementes. Washington: Secretaria Geral da Organização dos Estados Americanos; 1983.

23. Hong TD, Ellis RH. A protocol to determine seed storage behaviour. Rome: International Plant Genetic Resources Institute; 1996.

24. Sacandé M, Joker D, Dulloo ME, Thompsen KA. Comparative storage biology of tropical tree seeds. Rome: IPGRI; 2004.

25. R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing; 2022.

26. Cosmo NL, Gogosz AM, Rego SS, Nogueira AC, Kuniyoshi YS. Morfologia de fruto, semente e plântula, e germinação de sementes de *Myrceugenia euosma* (O. Berg) D. Legrand (Myrtaceae). Floresta. 2017; 47(4): 479-488. doi: 10.5380/rf.v47i4.46933

27. Santos CMR dos, Ferreira AG, Áquila MEA. Características de frutos e germinação de sementes de seis espécies de Myrtaceae nativas do Rio Grande do Sul. Ciência Florestal. 2004; 14: 13-20. doi: https://doi.org/10.5902/198050981802

28. Rego SS, Nogueira AC, Kuniyoshi YS, Santos ÁFD. Germinação de sementes de *Blepharocalyx salicifolius* (HBK) Berg. em diferentes substratos e condições de temperaturas, luz e umidade. Revista Brasileira de Sementes. 2009. 31: 212-220. doi: https://doi.org/10.1590/S0101-31222009000200025

29. Masetto TE, Davide AC, Rocha Faria JM, Da Silva EAA, Rezende RKS. Avaliação da qualidade de sementes de *Eugenia pleurantha* (Myrtaceae) pelos testes de germinação e tetrazólio. Agrarian. 2009; 2(5): 33-46. doi: https://doi.org/10.14295/oh.v13i0.1757

30. Periotto F, Gualtieri SCJ. Germinação e desenvolvimento inicial de *Campomanesia pubescens* (DC.) O. Berg (Myrtaceae) em diferentes substratos. Ciência Florestal. 2017; 27: 743-752. doi: https://doi.org/10.5902/1980509828607

31. Carvalho BS, Felix FC, Matos DCP, Kratz D. Análises física e fisiológica de sementes de *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg e *Eugenia involucrata* DC. (Myrtaceae) em diferentes temperaturas e substratos. Caderno de Ciências Agrárias. 2020; 12: 1-7. doi: https://doi.org/10.35699/2447-6218.2020.20458

32. Scalon S de PQ, Neves EMDS, Maseto TE, Pereira ZV. Sensibilidade à dessecação e o armazenamento em sementes de *Eugenia pyriformis* Cambess (uvaia). Revista Brasileira de Fruticultura. 2012; 34: 269-276. doi: https://doi.org/10.1590/S0100-29452012000100036

33. Guardia MC, Asperti LM, Cancian GM, Barbedo CJ. Tolerância à dessecação e armazenamento de sementes de *Myrcianthes pungens* (O. Berg) D. Legrand (Myrtaceae). Hoehnea. 2020; 47: e192020. doi: https://doi.org/10.1590/2236-8906-19/2020

34. Leonhardt C, Calil AC, Fior CS. Germinação de sementes de *Myrcia glabra* (O. Berg) D. Legrand e *Myrcia palustris* DC. – Myrtaceae armazenadas em câmara fria. Iheringia, Série Botânica. 2010; 65: 25-34.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Caracterização das propriedades físicas de quatro espécies arbóreas para aplicações na indústria madeireira

Victória Varela Silva[1]*
https://orcid.org/0000-0001-9507-8537
* Contato principal

Isabelle da Silva Wolff[1]
https://orcid.org/0000-0002-5485-6870

Daiani Aparecida Mafra[2]
https://orcid.org/0009-0001-2888-2565

[1] Universidade do Estado de Santa Catarina/UDESC, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Lages/SC, Brasil. <10084204923@edu.udesc.br, isaawolff1@gmail.com>.

[2] Universidade Federal do Paraná/UFPR, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Curitiba/PR, Brasil. <daiani62@hotmail.com>.

Recebido em 18/04/2024 – Aceito em 24/03/2025

Como citar:

Silva VV, Wolff IS, Mafra DA. Caracterização das propriedades físicas de quatro espécies arbóreas para aplicações na indústria madeireira. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 79-92. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2616

Palavras-chave: Caracterização; propriedades físicas; espécies de madeira.

RESUMO – O estudo das propriedades físicas da madeira é essencial para otimizar sua utilização na indústria de transformação, possibilitando o direcionamento adequado dos materiais para diferentes aplicações, verificando a capacidade e aproveitamento da utilização da madeira. Este estudo teve como objetivo caracterizar corpos de prova de quatro espécies madeireiras – *Pinus* sp., *Cryptomeria* sp., *Ochroma* sp. e *Dinizia excelsa* – conforme normas da Norma Brasileira Regulamentadora 7190, visando à análise das propriedades físicas para fins didáticos e práticos. Avaliaram-se densidade, teor de umidade, contração e inchamento máximos, coeficiente de retratibilidade e anisotropia de cada espécie. As espécies analisadas apresentaram densidades médias e baixas, sendo que *Ochroma* sp. destacou-se pelo maior teor de umidade. As análises de contração e inchamento mostraram maiores valores no sentido tangencial, indicando necessidade de técnicas adequadas de secagem. Os coeficientes de anisotropia apresentaram variações, sugerindo relativa estabilidade dimensional para a maioria das espécies. Embora as características encontradas possam indicar possíveis usos industriais, observou-se a necessidade de mais repetições para reforçar a confiabilidade dos resultados.

CC BY NC ND

Characterization of the physical properties of four tree species for applications in the timber industry

Keywords: Characterization; physical properties; wood species.

ABSTRACT – The study of the physical properties of wood is essential to optimize its use in the processing industry, enabling the proper direction of materials for different applications, verifying the capacity and use of wood. The objective of this study was to characterize specimens of four timber species – *Pinus* sp., *Cryptomeria* sp., *Ochroma* sp. and *Dinizia excelsa* – according to Brazilian Regulatory Standard 7190 standards, aiming at the analysis of physical properties for didactic and practical purposes. Density, moisture content, maximum contraction and swelling, retractability coefficient and anisotropy of each species were evaluated. The analyzed species presented medium and low densities, and *Ochroma* sp. stood out for its higher moisture content. The contraction and swelling analyses showed higher values in the tangential direction, indicating the need for adequate drying techniques. The anisotropy coefficients showed variations, suggesting relative dimensional stability for most species. Although the characteristics found may indicate possible industrial uses, it was observed that more repetitions were needed to reinforce the reliability of the results.

Caracterización de las propiedades físicas de cuatro especies arbóreas para aplicaciones en la industria maderera

Palabras clave: Caracterización; propiedades físicas; especies madereras.

RESUMEN – El estudio de las propiedades físicas de la madera es fundamental para optimizar su uso en la industria de procesamiento, posibilitando la adecuada dirección de los materiales para las diferentes aplicaciones, verificando la capacidad y el uso de la madera. El objetivo de este estudio fue caracterizar especímenes de cuatro especies maderables – *Pinus* sp., *Cryptomeria* sp., *Ochroma* sp. y *Dinizia excelsa* – de acuerdo con la Norma Regulatoria Brasileña 7190, con el objetivo de analizar las propiedades físicas con fines didácticos y prácticos. Se evaluó la densidad, el contenido de humedad, la contracción e hinchamiento máximos, el coeficiente de retracción y la anisotropía de cada especie. Las especies analizadas presentaron densidades medias y bajas, y *Ochroma* sp. se destacó por su mayor contenido de humedad. Los análisis de contracción e hinchamiento mostraron valores más altos en la dirección tangencial, lo que indica la necesidad de técnicas de secado adecuadas. Los coeficientes de anisotropía mostraron variaciones, lo que sugiere una relativa estabilidad dimensional para la mayoría de las especies. Aunque las características encontradas pueden indicar posibles usos industriales, se observó que se necesitaron más repeticiones para reforzar la confiabilidad de los resultados.

Introdução

A madeira é um material orgânico, complexo e heterogêneo, caracterizado por arranjos variados e distribuição variável. Suas propriedades são porosas, higroscópicas e anisotrópicas, e o estudo dessas propriedades físicas é essencial para a transformação industrial e para determinar sua aptidão para diferentes aplicações e técnicas de manejo [1]. Entre as etapas da caracterização física, a determinação da densidade destaca-se como uma das mais importantes. A densidade é a principal propriedade física que reflete as características anatômicas, químicas e condições de crescimento estabelecidas em reflorestamentos. Ela representa uma quantificação direta do material lenhoso por unidade de volume e está relacionada às características essenciais para o uso de produtos florestais [2].

A densidade da madeira é, portanto, fundamental para sua classificação, influenciando diretamente sua resistência, elasticidade e dureza. Segundo [3], essa densidade pode variar conforme as características da espécie e fatores ambientais e silviculturais, o que pode impactar as propriedades da madeira em função do ambiente onde a espécie se desenvolve. Já o teor de umidade desempenha papel crucial na trabalhabilidade, estabilidade dimensional e durabilidade da madeira, sendo também um fator importante para determinar sua suscetibilidade a fungos e agentes degradadores [4]. Controlar o teor de umidade é essencial para minimizar deformações e garantir a integridade do produto final, principalmente quando a madeira atinge o equilíbrio higroscópico com o ambiente [5]. Dessa forma, o controle das propriedades físicas é indispensável para adequar a madeira às exigências específicas de cada aplicação industrial.

A densidade depende de diversos fatores, como a espécie, a posição no tronco, proporção de lenho tardio e inicial, o teor de umidade, a idade da árvore, o local e condições do plantio, além de outros [6][1]. Entre esses fatores, o único passível de intervenção para aumentar a densidade é o manejo do povoamento, que pode incluir técnicas como melhoramento genético, controle de espaçamento, desbaste e poda.

Outro fator essencial no desempenho e utilização da madeira é o teor de umidade, que afeta o poder calorífico, a trabalhabilidade, a facilidade de transporte e a suscetibilidade a fungos. O teor de umidade influencia também a qualidade da celulose, pois o desfibramento realizado em madeira seca apresenta maior tendência a quebras.

Para alcançar o teor de umidade adequado, é necessário submeter a madeira a um processo de secagem lento e gradual, garantindo, assim, a qualidade do produto final. Esse processo é determinante para melhorar a absorção de produtos, a estabilidade e a resistência da madeira, já que, em geral, quanto menor o teor de umidade, maior a resistência mecânica [7]. Contudo, gradientes elevados de umidade durante a secagem podem causar defeitos, especialmente se a secagem for feita de forma inadequada, levando a alterações estruturais, como encanoamento, arqueamento e torção, que podem inviabilizar seu uso na serraria [6].

Esses defeitos são explicados pela movimentação desigual dos componentes da madeira em seus eixos. A retratabilidade, ou seja, a contração e o inchamento, depende do arranjo anatômico das fibras e ocorre com mais intensidade no sentido tangencial, seguido do radial e, em menor grau, no longitudinal. A instabilidade dimensional e os altos coeficientes de anisotropia limitam as aplicações da madeira e requerem técnicas apropriadas de processamento para otimizar sua qualidade [1].

Para avaliar o comportamento da madeira durante a secagem e sua probabilidade de apresentar defeitos, utiliza-se o coeficiente de anisotropia de contração, que considera as diferenças entre os movimentos nos sentidos tangencial e radial. Esse coeficiente está associado à densidade, pois, em geral, quanto maior a densidade, maior a anisotropia.

Diante disso, este estudo buscou determinar as propriedades físicas de quatro espécies distintas – *Pinus* sp., *Cryptomeria* sp., *Ochroma* sp. e *Dinizia excelsa* Ducke –, quantificando a densidade, o teor de umidade, a contração e o inchamento máximos, o coeficiente de retratabilidade e a anisotropia de cada uma, com o objetivo de classificá-las e indicar usos apropriados.

Material e Métodos

A madeira de *Dinizia excelsa* utilizada neste estudo foi proveniente de uma fonte particular de um residente da cidade de Brusque, Santa Catarina. As demais espécies (*Pinus* sp., *Cryptomeria* sp. e *Ochroma* sp.) foram obtidas no Laboratório de Propriedades Físicas e Mecânicas da Universidade do Estado de Santa Catarina, na cidade de Lages/SC. Seguindo as normas da NBR 7190, foram obtidos três corpos de prova com as seguintes dimensões: 3 cm no sentido radial, 2 cm no sentido tangencial e 5 cm no longitudinal.

A seleção das quatro espécies visou abranger uma diversidade de características físicas e densidades, permitindo uma comparação didática entre tipos de madeira com diferentes aptidões industriais. Contudo, devido à quantidade limitada de material disponível, este estudo contou com um número reduzido de amostras, suficiente apenas para identificar alguma variabilidade entre os corpos de prova. Para futuras pesquisas mais aprofundadas, recomenda-se um aumento no número de amostras e repetições. Ressalta-se que, devido a esse fator, os resultados obtidos podem ser superficiais e, por vezes, apresentar valores diferentes dos esperados, já que a variabilidade entre amostras de uma mesma árvore, entre árvores distintas e entre locais com diferentes

CC BY NC ND

condições de crescimento não pôde ser plenamente avaliada.

Densidade

Inicialmente, os corpos de prova foram dispostos em ambiente climatizado a 20°C com 65% de umidade para a determinação da densidade aparente, a 12% de umidade de equilíbrio, conforme a fórmula apresentada a seguir.

$$ME12\% = \frac{m12\%}{V12\%}$$

Em que: *ME*12% é a densidade aparente, a 12% de umidade, em g/cm^3; *m*12% é a massa dos Corpos de Prova, a 12% de umidade, em g; e *V*12% é o volume do corpo de prova (comprimento x altura x largura), a 12% de umidade, em cm^3.

Para isso, o volume foi determinado por meio da medição dos corpos de prova nos eixos tangencial, radial e longitudinal, com o auxílio de um paquímetro pelo método de Arquimedes, conforme descrito por [5]. Este método é amplamente utilizado para amostras de madeira devido à sua praticidade e precisão, especialmente em casos de corpos de prova com formas irregulares. Esse procedimento oferece uma alternativa eficaz e sem necessidade de aparelhos específicos, sendo uma escolha prática para experimentos laboratoriais didáticos. Cada medida foi realizada duas vezes no mesmo local, obtendo-se uma média para maior precisão nos cálculos. A pesagem foi realizada por meio de uma balança analítica.

Posteriormente, os corpos de prova foram submetidos a imersão em água, para a saturação de seus espaços vazios, em um dessecador com aplicação de vácuo duas vezes ao dia. Após esse processo, a densidade saturada foi obtida por meio de duas metodologias: a volumétrica e o método da balança.

$$MEsat = \frac{msat}{Vsat}$$

Em que: *MEsat* é a densidade saturada, em g/cm^3; *msat* é a massa saturada dos Corpos de Prova, em g; e *Vsat* é o volume do corpo de prova, em cm^3.

No método do volume, a determinação deste foi realizada conforme descrito anteriormente, assim como a pesagem. Já para o outro método, a densidade foi obtida pelo peso que o corpo de prova apresentou ao ser imerso em um béquer com água, segurado por uma agulha e com o cuidado de não encostar no vidro do recipiente.

Por último, os corpos de prova foram colocados em uma estufa a 103°C ± 2°C, com monitoramento até alcançarem 0% de umidade e peso constante. O uso da estufa foi considerado um método de secagem forçada, devido ao controle de temperatura, umidade e ventilação, diferentemente do método natural ao ar livre, que é dificultado por esses fatores e pelo longo tempo necessário para secagem, sem atingir 0% de umidade.

Desta forma, após alcançar 0% de umidade, os corpos de prova foram novamente medidos para o cálculo do volume, e uma nova pesagem foi realizada, possibilitando o cálculo da densidade a 0%. Com os dados obtidos, também foi determinada a densidade básica de cada uma das espécies. As fórmulas utilizadas para os cálculos estão apresentadas a seguir.

$$ME0\% = \frac{m0\%}{V0\%} \qquad MEbásico = \frac{Pseco}{Vverde}$$

Em que: *M*E0% é a densidade, a 0% de umidade, em g/cm^3; *m*0% é a massa dos Corpos de Prova, a 0% de umidade, em g; *V*0% é o volume do corpo de prova (comprimento x altura x largura), a 0% de umidade, em cm^3; *MEbásico* é a densidade básica, em g/cm^3; *Pseco* é o peso seco dos Corpos de prova, em g; e *Vverde* é o volume verde do corpo de prova, em cm^3.

Teor de umidade

O teor de umidade é a relação entre o peso da madeira com água contida no seu interior e seu peso em estado complemente seco, expresso em porcentagem [5]. Os valores de pesagem a 0%, 12% e dos corpos de prova saturados foram reutilizados da etapa de determinação da densidade, e, através da fórmula apresentada a seguir, foi possível determinar o teor de umidade.

$$U\% = \frac{Pu - Po}{Po} \times 100$$

Em que: *U*% é o teor de umidade, em %; *Pu* é o peso úmido, em g; e *Po* é o peso seco, em g.

CC BY NC ND

O método da pesagem é considerado um dos mais exatos, dependendo apenas da precisão da balança e da agilidade do operador ao pesar e anotar os valores da amostra seca, já que a madeira pode absorver umidade após entrar em contato com o ambiente.

Contração e inchamento máximos

A contração e o inchamento da madeira dependem do arranjo anatômico das fibras com maior movimentação no sentido tangencial, menor no radial e praticamente nula no sentido longitudinal. Neste estudo, foram obtidas tanto a contração e o inchamento volumétricos quanto em cada sentido da madeira, utilizando as fórmulas apresentadas a seguir.

$$\beta vmax\% = \frac{Vu - Vo}{Vu} \times 100 \qquad \alpha vmax\% = \frac{Vu - Vo}{Vo} \times 100$$

Em que: $\beta vmax\%$ é a contração máxima, em %; $\alpha vmax\%$ é o inchamento máximo, em %; Vu é o volume úmido, em cm^3; e Vo é o volume seco, em cm^3.

Para o cálculo de ambos, foram utilizados os volumes obtidos inicialmente na determinação da densidade, assim como as mensurações de cada corpo de prova nas etapas de 0% e de saturação, para determinar a contração e o inchamento nos sentidos tangencial, radial e longitudinal.

Coeficiente de retratabilidade

É o valor representativo de quanto a madeira contrairá na variação de 1% de umidade, permitindo o cálculo de valores intermediários de contração através da diferença entre duas dimensões ($\Delta\alpha$) e a relação desse com a diferença de teores de umidade (ΔTu), sendo determinado no sentido tangencial e radial através da fórmula:

$$Q\ \%/\% = \frac{\Delta\beta}{\Delta Tu}$$

Em que: Q é o coeficiente de retratabilidade, em %/%; $\Delta\beta$ é a diferença entre duas dimensões, em %; e ΔTu é a diferença de teores de umidade, em %.

Anisotropia

A anisotropia de contração é a relação entre a contração tangencial e a contração radial. Obtida pela fórmula abaixo:

$$Ac = \frac{\beta t}{\beta r}$$

Em que: Ac é a anisotropia de contração; βt é a contração tangencial, em %; e βr é a contração radial, em %.

Para a interpretação dos dados obtidos, considerou-se que valores de anisotropia apresentados, variando de 1,2 a 1,5 são madeiras excelentes, portanto fáceis de secar e mais procuradas para usos que não permitem defeitos; de 1,6 a 1,9 são considerados normais; e valores de 2 ou mais necessitam de maiores cuidados durante a secagem.

Os resultados apresentados nos gráficos a seguir correspondem aos valores médios dos três corpos de prova avaliados para cada espécie. Os dados referentes a cada corpo de prova, que serão discutidos na seção de resultados, serão apresentados ao final do artigo em tabelas anexas.

Resultados e Discussão

Os valores obtidos para densidade aparente a 0% e 12% de umidade, saturada e básica, estão apresentados na Figura 1. Para *Pinus sp.* a densidade básica variou de 0,5381 a 0,5460 g/cm^3, enquanto a densidade aparente a 12% de umidade variou de 0,6110 a 0,6525 g/cm^3. De forma semelhante, os corpos de prova de *Cryptomeria sp.* obtiveram valores que variaram de 0,5600 a 0,5629 g/cm^3 para densidade básica, resultado semelhante ao encontrado nos estudos de (8) e de 0,6434 a 0,6446 g/cm^3 para densidade aparente. Para as duas espécies, esses valores caracterizam uma densidade e resistência mecânica média, o que pode ser explicado devido ao rápido crescimento nos seus primeiros anos de vida, resultando em um maior espaçamento nos seus anéis de crescimento do cerne.

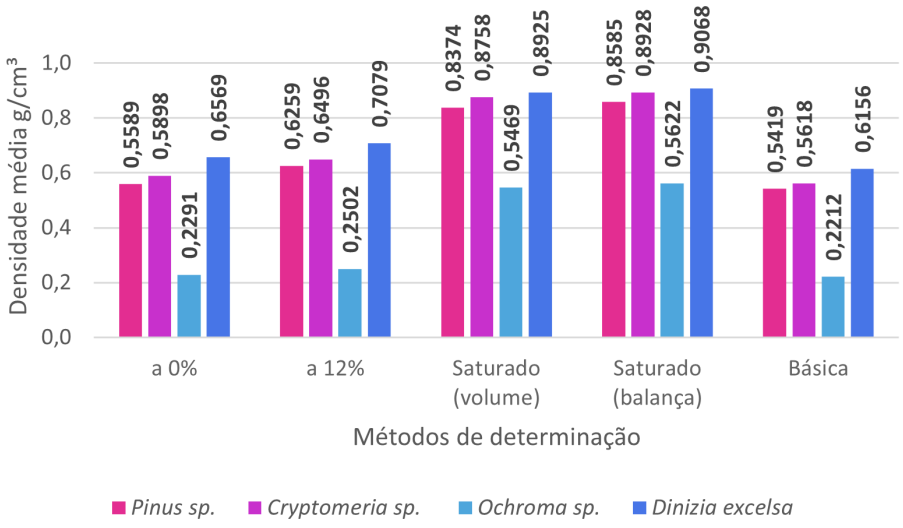


Figura 1 – Densidades dos corpos de prova (CP) analisados de *Pinus* sp., *Cryptomeria* sp. e *Dinizia excelsa*. Fonte: Elaborado pelos autores, 2024.

A variação da densidade básica e aparente de *Ochroma sp.* foi de 0,2184 a 0,2251 g/cm³ e de 0,2468 a 0,2549 g/cm³, respectivamente. Encontraram [9]densidade básica igual a 0,25 g.cm-³ para a espécie aos sete anos de idade. Esses valores demonstram uma densidade baixa, ou seja, com presença majoritária de células com lume grande e parece celular fina (madeiras porosas). Geralmente, são madeiras mais fáceis de secar devido a água presente no lume da célula ser mais fácil de ser retirada do que a da parede celular. Conforme cita [10], essa madeira tem grande potencial para ser utilizada na produção de celulose e papel.

Já a espécie *Dinizia excelsa* apresentou densidade básica entre 0,5990 e 0,6251 g/cm³ e densidade aparente entre 0,6842 e 0,7197 g/cm³ e apesar de seus valores serem maiores quando comparados aos das primeiras duas primeiras espécies anteriores, também foi classificada como uma madeira de densidade média.

Os resultados dos teores de umidade a 12%, saturada e máximo das espécies estão apresentados na Figura 2. Para o teor de umidade a 12%, os valores variaram entre 13,1% e 15,6%, com exceção dos corpos de prova 3 de *Pinus sp.* (19,50%) e o corpo de prova 2 de *Cryptomeria sp.* (17,96%). As amostras de *Dinizia excelsa* apresentaram valores pouco inferiores aos de *Pinus sp.* e *Cryptomeria sp.*, fato que se relaciona com a densidade um pouco mais elevada da espécie, como já citado.

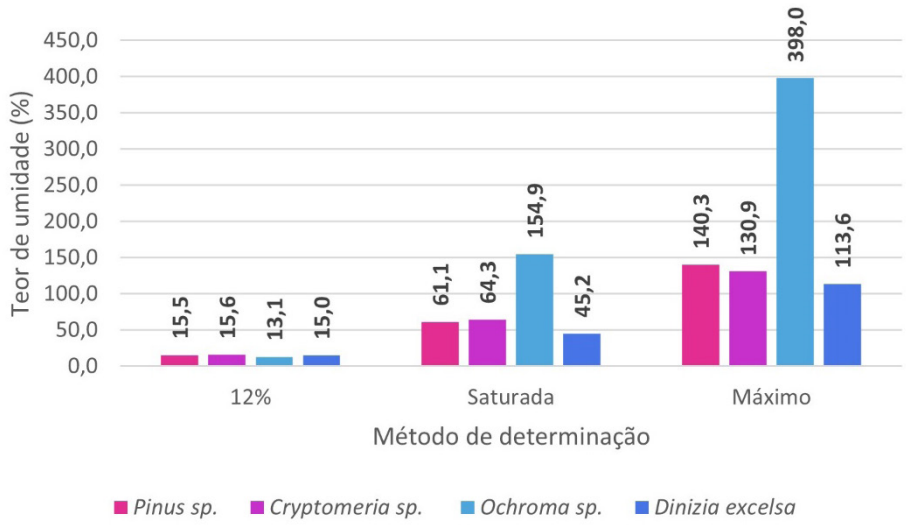


Figura 2 – Teores de umidade dos corpos de prova (CP) analisados de *Pinus* sp., *Cryptomeria* sp., *Ochroma* sp. e *Dinizia excelsa*. Fonte: Elaborado pelos autores, 2024.

Os teores de umidade com as amostras saturadas para *Pinus sp.*, *Cryptomeria sp.* e *Dinizia excelsa* tiveram valor mínimo de 45,2% e máximo de 64,3%. Esses valores estão intimamente associados à quantidade de espaços vazios presentes na madeira, fato que também pode ser observado nos valores elevados na espécie *Ochroma sp.* Um alto teor de umidade significa que é uma madeira porosa, tendo muitos espaços vazios que são facilmente preenchidos pela água. Consequentemente uma madeira com essa característica vai apresentar uma menor resistência mecânica, isso se entende até o ponto de saturação das fibras (28% de teor de umidade), na qual a partir desta a resistência não altera significativamente.

Quando completamente saturadas, amostras de *Dinizia excelsa* (de maiores densidades) atingem teores de umidade que vão de 113,1 a 113,8, ao passo de *Ochroma sp.* (de menores densidades) podem atingir até 404,9, confirmando a relação das características anatômicas da madeira com a densidade, e essa com os teores de umidade.

A Figura 3 mostra os dados obtidos de contração e inchamento máximo das espécies, mostrando os resultados de cada eixo da madeira, assim como o volumétrico. Sendo assim, a contração e inchamento volumétrico dependem do arranjo anatômico das fibras, sendo os maiores valores no sentido tangencial, intermediários no sentido radial e menores longitudinalmente, sendo desprezados em alguns casos. Isso fica evidente ao observar a Figura 3, onde os valores de contração e inchamento máximos longitudinais são mais baixos, podendo ser quase nulos como a amostra 1 de *Ochroma sp.* que apresentou contração e inchamento máximo de 0,05.

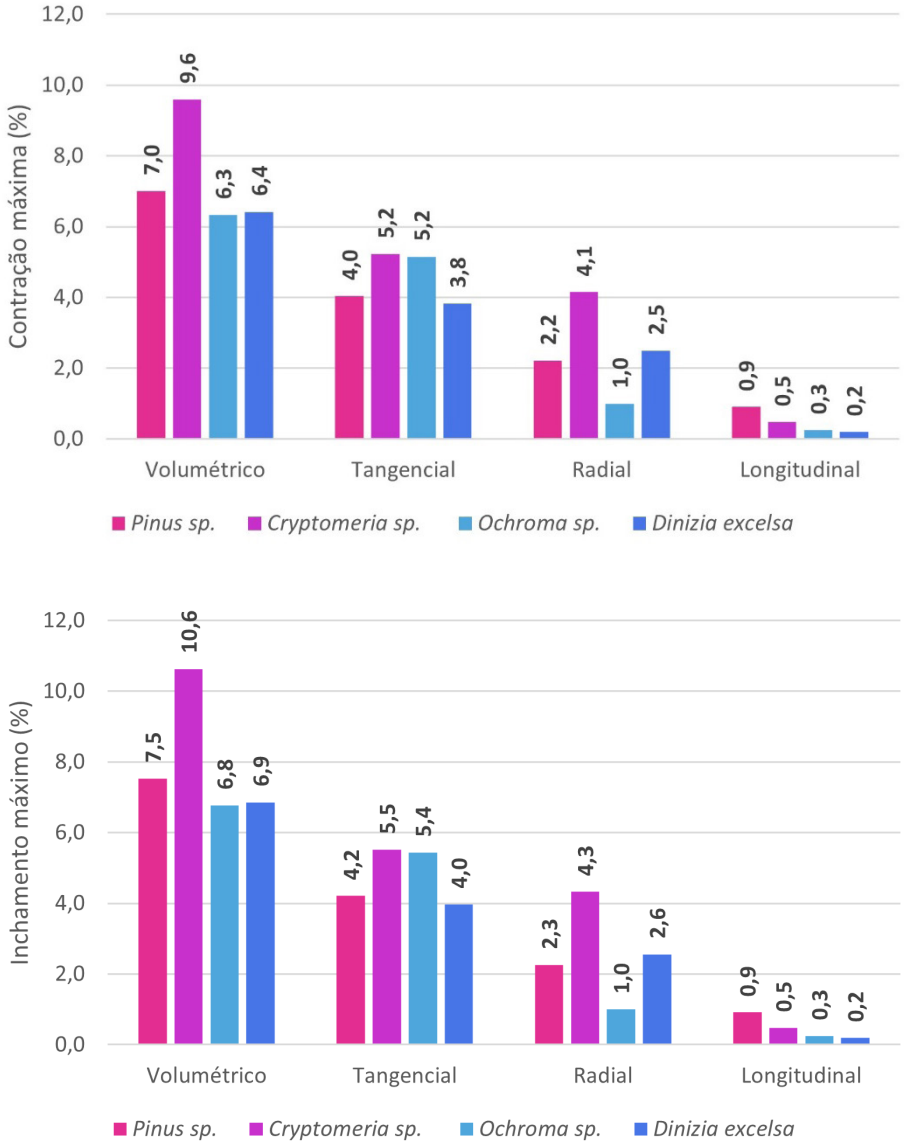


Figura 3 – Contração e inchamento máximo volumétrico (V), tangencial (T), radial (R) e longitudinal (L) dos corpos de prova (CP) analisados de *Pinus* sp., *Cryptomeria* sp., *Ochroma* sp. e *Dinizia excelsa*. Fonte: Elaborado pelos autores, 2024.

Além disso, podemos observar que os eixos tangenciais obtiveram maior contração e inchamento do que o eixo radial, confirmando a teoria que no primeiro eixo citado as fibras se movimento em maior intensidade, notando esse padrão em todas as espécies estudadas.

Na Figura 4 podem-se observar os resultados da retratabilidade da madeira das espécies. No coeficiente de retratabilidade são considerados apenas os sentidos tangenciais e radiais da madeira, desconsiderando o longitudinal devido seu baixo valor de retratabilidade, como já mencionado. Assim como a contração e inchamento, a retratabilidade do sentido tangencial deve ser maior do que no radial.

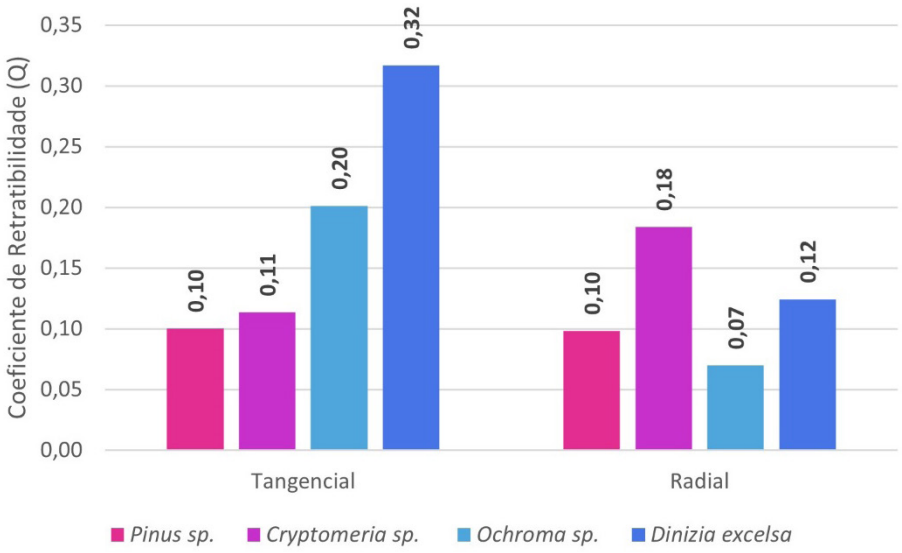


Figura 4 – Coeficiente de retratabilidade no sentido tangencial (QT) e radial (QR) dos corpos de prova (CP) analisados de *Pinus* sp., *Cryptomeria* sp., *Ochroma* sp. e *Dinizia excelsa*. Fonte: Elaborado pelos autores, 2024.

No entanto, isso não aconteceu em todas as situações deste estudo, como podemos observar no comportamento das espécies de *Pinus* sp. e *Cryptomeria* sp., que possuíram resultados iguais de retratabilidade para os dois sentidos e resultados maiores para o radial, respectivamente. Esse fato que pode ser justificado por erros de medição ou, ainda, pela absorção de água dos corpos de prova após a secagem da madeira a 0% de umidade.

Conforme dito anteriormente, a madeira trabalha mais no sentido tangencial apresentando um maior valor de retratabilidade. Portanto, quanto maior a diferença no comportamento da madeira nos dois sentidos, maior a probabilidade de ocorrência de defeitos durante a secagem [11] o que dificulta a utilização de certas madeiras pela serraria, por exemplo, que necessita de madeiras sem defeitos visando a estética. Pensando nisso, o cálculo de anisotropia de contração auxilia a determinar a diferença entre os eixos da madeira e definir o comportamento desta durante a secagem. Os resultados para as quatro espécies analisadas estão descritos na Figura 5.

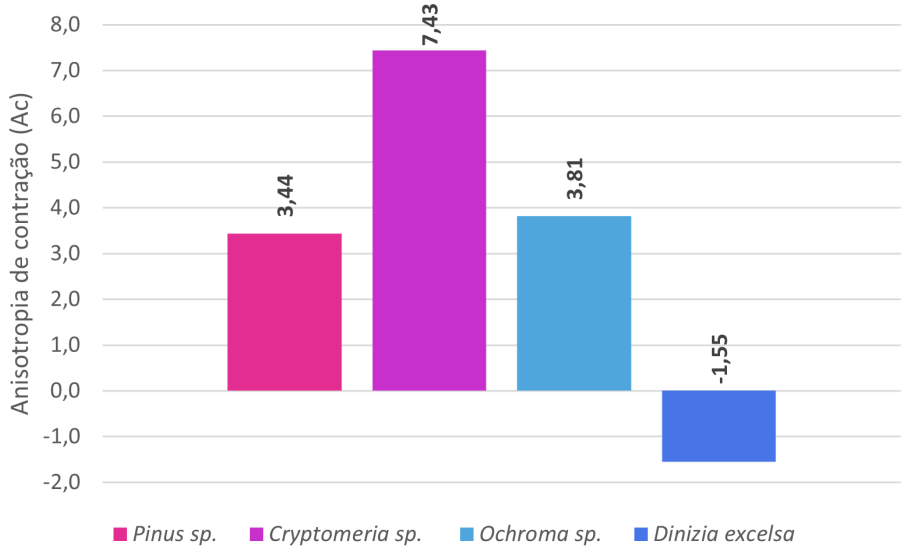


Figura 5 – Anisotropia de contração dos corpos de prova (CP) analisados de *Pinus* sp., *Cryptomeria* sp., *Ochroma* sp. e *Dinizia excelsa*. Fonte: Elaborado pelos autores, 2024.

O ideal para o valor de anisotropia seria igual a 1, porém, este valor não é cabível para a madeira, tendo em vista que é um material complexo e tem diferenças entre os seus eixos. No entanto, de 1,2 até 1,4 são considerados valores para madeiras excelentes em usos que não permitem empenamento, como observado na amostra 2 da espécie *Dinizia excelsa*. De 1,5 até 1,9 são valores considerados normais, servindo como exemplo a amostra 1 de *Cryptomeria sp.* Acima de 2,0, que foram a maioria das situações, são madeiras que necessitam de cuidado redobrado durante a secagem, sendo necessário fazer essa de forma mais lenta e, portanto, utilizando de um longo período.

De forma errônea, como também ocorreu no coeficiente de retratabilidade, alguns valores de anisotropia não se encaixaram em nenhuma das situações possíveis para a madeira, gerando valores menores que 1,2. Como o cálculo depende do valor de contração da madeira nos sentidos tangenciais e radiais, os valores absurdos podem ser explicados através das mesmas justificativas anteriores: devido a erros de medição e absorção de água pela madeira após secagem.

Conclusão

Concluímos que as espécies *Pinus* sp., *Cryptomeria* sp. e *Dinizia excelsa*, com densidades médias, são indicadas para aplicações que exigem resistência moderada e estabilidade, como na construção civil e na fabricação de móveis. Em contrapartida, a *Ochroma* sp., com baixa densidade e alta capacidade de retenção de umidade, destaca-se para usos que exigem leveza e facilidade de manuseio, sendo mais indicada para a produção de celulose, papel, e itens de isolamento.

Contudo, é importante ressaltar que, para uma avaliação mais embasada e precisa dessas características, são necessárias mais repetições experimentais, o que permitirá um grau de confiança maior na definição de usos específicos para cada espécie na indústria.

Referências

1. Fonte APN, Trianoski R, Iwakiri S, Anjos R. Propriedades físicas e químicas da madeira de cerne e alburno de *Cryptomeria japonica*. Revista de Ciências Agroveterinárias. 2017. DOI: 10.5965/223811711632017277

2. Lobão MS, Della Lúcia RM, Moreira MSS, Gomes A. Caracterização das propriedades físico-mecânicas da madeira de eucalipto com diferentes densidades. Revista Árvore [Internet], nov. 2004; 28(6): 889-894. DOI: 10.1590/S0100-67622004000600014.

3. Latorraca JVDF, Albuquerque CECD. Efeito do rápido crescimento sobre as propriedades da madeira. Floresta E Ambiente, 2000 [Acesso em: 07 mai 2025]; 7(1): 279-291. Disponível em: https://www.scielo.br/j/floram/a/BcyCjTYvtfR73Np8qNq5zQN/?lang=pt.

4. Brito JO, Barrichelo LEG. Usos diretos e propriedades da madeira para geração de energia. IPEF: Filosofia de Trabalho de uma Elite de Empresas Florestais Brasileiras. Circular Técnica, nº 52, PBP/3.1.8, jun. 1979 [Acesso em: 07 mai 2025]. Disponível em: https://www.ipef.br/publicacoes/ctecnica/nr052.pdf.

5. Moreschi JC. Propriedades da madeira. Departamento de Engenharia e Tecnologia Florestal, Universidade Federal do Paraná, 4ª edição, Curitiba, PR, 2012 [Acesso em: 07 mai 2025]. Disponível em: http://www.madeira.ufpr.br/disciplinasmoreschi/PROPRIEDADES%20DA%20MADEIRA.pdf.

6. Oliveira JTS, Hellmesitee JC, Tomazello Filho M. Variação do teor de umidade e da densidade básica na madeira de sete espécies de eucalipto. Revista Árvore Jan. 2005; 29(1): 115-127. DOI: 10.1590/S0100-67622005000100013.

7. Silveira LHC, Rezende AV, Vale AT. Teor de umidade e densidade básica da madeira de nove espécies comerciais amazônicas. Acta Amazonica, 2013; 43(2): 179-184. DOI: /10.1590/S0044-59672013000200007.

8. Yang TH, Wang SY, Lin CJ, Tsai MJ. Evaluation of the mechanical properties of Douglas-fir and Japanese cedar lumber and its structural glulam by nondestructive techniques. Construction and Building Materials, 2008; 22: 487-493. DOI: 10.1016/j.conbuildmat.2006.11.012.

CC BY NC ND

9. Lobão MS, Castro VR de, Rangel A, Sarto C, Tomazello Filho M, Silva Júnior FG da et al. Agrupamento de espécies florestais por análises univariadas e multivariadas das características anatômica, física e química das suas madeiras. Scientia Forestalis, dez. 2011. Sci. For., Piracicaba [Acesso em: 07 mai 2025]; 39(92): 469-477. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/264701678_Agrupamento_de_especies_florestais_por_analises_univariadas_e_multivariadas_das_caracteristicas_anatomica_fisica_e_quimica_das_suas_madeiras.

10. Oliveira W, Goes LS, Quintilhan MT, Caldeira R, Caldeira SF, Pereira BL et al. Propriedades da madeira de *Ochroma pyramidale* (Cav. ex Lamk) Urban em duas idades. In: Anais do Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia da Madeira, 2017. Campinas: Galoá, 2017. [Acesso em: 07 mai 2025]. Disponível em: https://proceedings.science/cbctem/trabalhos/propriedades-da-madeira-de-ochroma-pyramidale-cav-ex-lamk-urban-em-duas-idades?lang=pt-br.

11. Oliveira JTS, Tomazello Filho M, Fiedler NC. Avaliação da retratibilidade da madeira de sete espécies de Eucalyptus. Revista Árvore, 2010; 34(5): 929-936. DOI: 10.1590/S0100-67622010000500018

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Anexos

Anexo 1 – Densidades dos corpos de prova (CP) analisados de *Pinus* sp., *Cryptomeria* sp., *Ochroma* sp. e *Dinizia excelsa*.

Espécie	CP	Densidade (g/cm³)				
		a 0%	a 12%	Saturada método volume	Saturada método balança	Básica
Pinus sp.	1	0,5564	0,6110	0,8271	0,8571	0,5381
Pinus sp.	2	0,5574	0,6141	0,8385	0,8652	0,5415
Pinus sp.	3	0,5629	0,6525	0,8466	0,8532	0,5460
Cryptomeria sp.	1	0,5803	0,6446	0,8649	0,8827	0,5629
Cryptomeria sp.	2	0,6033	0,6605	0,9027	0,9151	0,5600
Cryptomeria sp.	3	0,5929	0,6434	0,8598	0,8808	0,5624
Ochroma sp.	1	0,2255	0,2487	0,5464	0,5621	0,2201
Ochroma sp.	2	0,2262	0,2468	0,5337	0,5458	0,2184
Ochroma sp.	3	0,2355	0,2549	0,5606	0,5787	0,2251
Dinizia excelsa	1	0,6559	0,7197	0,8959	0,9037	0,6226
Dinizia excelsa	2	0,6590	0,7196	0,8871	0,9074	0,6251
Dinizia excelsa	3	0,6558	0,6842	0,8946	0,9093	0,5990

Anexo 2 – Teores de umidade dos corpos de prova (CP) analisados de *Pinus* sp., *Cryptomeria* sp., *Ochroma* sp. e *Dinizia excelsa*.

Espécie	CP	Teor de umidade (%)		
		12%	Saturada	Máximo
Pinus sp.	1	13,54	61,03	141,1
Pinus sp.	2	13,42	61,60	140,8
Pinus sp.	3	19,50	60,75	139,0
Cryptomeria sp.	1	14,52	63,22	133,7
Cryptomeria sp.	2	17,96	66,69	127,1
Cryptomeria sp.	3	14,39	62,87	130,0
Ochroma sp.	1	13,01	157,66	404,9
Ochroma sp.	2	13,04	148,89	403,4
Ochroma sp.	3	13,23	158,22	385,9
Dinizia excelsa	1	15,60	45,33	113,8
Dinizia excelsa	2	15,13	44,87	113,1
Dinizia excelsa	3	14,22	45,34	113,8

CC BY NC ND

Anexo 3 – Contração e inchamento máximo volumétrico (V), tangencial (T), radial (R) e longitudinal (L) dos corpos de prova (CP) analisados de *Pinus* sp., *Cryptomeria* sp., *Ochroma* sp. e *Dinizia excelsa*.

Espécie	CP	Contração máxima (%)				Inchamento máximo (%)			
		V	T	R	L	V	T	R	L
Pinus sp.	1	7,69	4,86	2,47	0,52	8,33	5,11	2,53	0,52
Pinus sp.	2	6,90	3,52	2,40	1,13	7,41	3,65	2,46	1,14
Pinus sp.	3	6,43	3,73	1,75	1,07	6,88	3,88	1,78	1,08
Cryptomeria sp.	1	8,67	4,77	4,00	0,10	9,50	5,01	4,17	0,10
Cryptomeria sp.	2	10,24	4,94	4,41	1,23	11,41	5,19	4,61	1,24
Cryptomeria sp.	3	10,95	7,11	4,04	0,10	12,30	7,65	4,21	0,10
Ochroma sp.	1	5,94	4,80	1,15	0,05	6,32	5,04	1,16	0,05
Ochroma sp.	2	5,19	4,65	0,41	0,15	5,47	4,87	0,42	0,15
Ochroma sp.	3	7,83	6,00	1,40	0,55	8,49	6,39	1,42	0,55
Dinizia excelsa	1	6,01	3,62	2,43	0,05	6,39	3,76	2,49	0,05
Dinizia excelsa	2	7,08	3,95	2,97	0,30	7,62	4,11	3,06	0,30
Dinizia excelsa	3	6,14	3,90	2,08	0,25	6,54	4,06	2,13	0,25

Anexo 4 – Coeficiente de retratabilidade no sentido tangencial (QT) e radial (QR) dos corpos de prova (CP) analisados de *Pinus* sp., *Cryptomeria* sp., *Ochroma* sp. e *Dinizia excelsa*.

Espécie	CP	Coeficiente de retratabilidade (%/%)	
		QT	QR
Pinus sp.	1	0,11	0,14
Pinus sp.	2	0,10	0,10
Pinus sp.	3	0,09	0,06
Cryptomeria sp.	1	0,08	0,15
Cryptomeria sp.	2	0,11	0,25
Cryptomeria sp.	3	0,23	0,16
Ochroma sp.	1	0,16	0,04
Ochroma sp.	2	0,18	0,08
Ochroma sp.	3	0,27	0,09
Dinizia excelsa	1	0,22	0,11
Dinizia excelsa	2	0,20	0,15
Dinizia excelsa	3	0,53	0,11

CC BY NC ND

Anexo 5 – Anisotropia de contração dos corpos de prova (CP) analisados de *Pinus* sp., *Cryptomeria* sp., *Ochroma* sp. e *Dinizia excelsa*.

Espécie	CP	Anisotropia
Pinus sp.	1	5,3
Pinus sp.	2	2,1
Pinus sp.	3	3,0
Cryptomeria sp.	1	1,9
Cryptomeria sp.	2	18,3
Cryptomeria sp.	3	2,2
Ochroma sp.	1	4,4
Ochroma sp.	2	-3,7
Ochroma sp.	3	10,8
Dinizia excelsa	1	0,4
Dinizia excelsa	2	1,3
Dinizia excelsa	3	-6,3

O avanço no uso do solo no Rio Grande do Sul nas áreas de ocorrência da *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze ao longo do tempo

Júlia de Moraes Brandalise[1]*
https://orcid.org/0000-0002-2785-0641
* Contato principal

Cristiano Roberto Buzatto[2]
https://orcid.org/0000-0003-4780-0390

[1] Universidade Federal do Rio Grande do Sul/UFRGS, Instituto de Biociências, Programa de Pós-Graduação em Botânica, Campus do Vale, Porto Alegre/RS, Brasil. <juliabrandalise05@gmail.com>.

[2] Universidade de Passo Fundo/UPF, Instituto da Saúde, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Campus I, Passo Fundo/RS, Brasil. <crbuzatto@gmail.com>.

Recebido em 18/09/2024 – Aceito em 12/03/2025

Como citar:

Brandalise JM, Buzatto CR. O avanço no uso do solo no Rio Grande do Sul nas áreas de ocorrência da *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze ao longo do tempo. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 93-100. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2604

Palavras-chave: Agropecuária; uso e cobertura do solo; vegetação nativa.

RESUMO – A floresta ombrófila mista, dominada pela gimnosperma *Araucaria angustifólia,* é uma formação típica da Mata Atlântica no Rio Grande do Sul. Considerada espécie-chave, *A. angustifolia* sustenta o ecossistema, fornecendo recursos para a fauna e representando fonte de renda. No entanto, está classificada como Criticamente em Perigo (CR) pela IUCN, ameaçada pela perda de *habitat* e extração ilegal de madeira. O uso do solo no estado forma um mosaico de vegetação campestre e florestas, mas, nas últimas décadas, a conversão do solo avançou sobre áreas de *A. angustifolia*. Tornando as populações da espécie cada vez menores e mais isoladas. Este estudo avaliou essa expansão nos últimos 30 anos com dados do MapBiomas. Os resultados indicam mudanças significativas, especialmente a conversão de áreas naturais em agropecuária. Enquanto no passado a vegetação nativa cobria 25% do estado, hoje restam apenas 3,5%. A agropecuária ocupa mais da metade do território, comprometendo os remanescentes da espécie. Diante desse desafio, é essencial buscar estratégias que conciliam conservação e uso sustentável dos recursos naturais. Alternativas incluem incentivo ao extrativismo sustentável, fortalecimento da fiscalização e monitoramento via satélite para acompanhar a perda de vegetação.

The advance in land use in Rio Grande do Sul in the areas of occurrence of *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze over time

Keywords: Agriculture; land use and land cover; native vegetation.

ABSTRACT – The mixed ombrophilous forest, dominated by the gymnosperm *Araucaria angustifolia*, is a typical formation of the Atlantic Forest in Rio Grande do Sul. Considered a key species, *A. angustifolia* sustains the ecosystem by providing resources for fauna and serving as a source of income. However, it is classified as Critically Endangered (CR) by the IUCN, threatened by habitat loss and illegal logging. Land use in the state forms a mosaic of grassland vegetation and forests, but in recent decades, land conversion has advanced over *A. angustifolia* areas, making the species' populations increasingly smaller and more isolated.This study assessed this expansion over the last 30 years using MapBiomas data. The results indicate significant changes, especially the conversion of natural areas into agriculture and livestock farming. While in the past native vegetation covered 25% of the state, today only 3.5% remains. Agriculture and livestock now occupy more than half of the territory, endangering the species' remaining populations. Given this challenge, it is essential to seek strategies that reconcile conservation and the sustainable use of natural resources. Alternatives include promoting sustainable extractivism, strengthening enforcement efforts, and using satellite monitoring to track vegetation loss.

El avance en el uso del suelo en Rio Grande do Sul en las áreas de ocurrencia de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze a lo largo del tiempo

Palabras clave: Agricultura; uso y cobertura del suelo; vegetación nativa.

RESUMEN – El bosque ombrófilo mixto, dominado por la gimnosperma *Araucaria angustifolia*, es una formación típica de la Mata Atlántica en Rio Grande do Sul. Considerada una especie clave, *A. angustifolia* sostiene el ecosistema al proporcionar recursos para la fauna y servir como fuente de ingresos. Sin embargo, está clasificada como En Peligro Crítico (CR) por la UICN, amenazada por la pérdida de hábitat y la tala ilegal. El uso del suelo en el estado forma un mosaico de vegetación de pastizales y bosques, pero en las últimas décadas, la conversión del suelo ha avanzado sobre las áreas de *A. angustifolia*, haciendo que las poblaciones de la especie sean cada vez más pequeñas y más aisladas. Este estudio evaluó esta expansión en los últimos 30 años utilizando datos de MapBiomas. Los resultados indican cambios significativos, especialmente la conversión de áreas naturales en actividades agropecuarias. Mientras que en el pasado la vegetación nativa cubría el 25% del estado, hoy solo queda un 3,5%. La agropecuaria ocupa más de la mitad del territorio, comprometiendo los remanentes de la especie. Ante este desafío, es esencial buscar estrategias que concilien la conservación y el uso sostenible de los recursos naturales. Las alternativas incluyen el fomento del extractivismo sostenible, el fortalecimiento de la fiscalización y el monitoreo satelital para seguir la pérdida de vegetación.

Introdução

A Mata Atlântica é um bioma megadiverso, reconhecido globalmente como um dos *hotspots* de biodiversidade, abrigando cerca de 20.000 espécies de plantas, das quais aproximadamente 8.000 são endêmicas [1]. Esse bioma se estende por 17 estados e ocupa cerca de 15% do território nacional [2]. Originalmente, sua cobertura se estendia do Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, no extremo sul do Brasil. No entanto, atualmente, mais de 3.000 cidades foram construídas em áreas que antes eram cobertas por esse bioma, restando apenas 24% da floresta no país [2]. A exploração de madeireira, a agricultura, a pecuária e a urbanização são os principais fatores responsáveis pela destruição da Mata Atlântica [3]. O bioma compreende cinco

formações florestais: (i) floresta ombrófila densa; (ii) floresta ombrófila mista; (iii) floresta estacional semidecidual; e (iv) floresta estacional decidual. Sendo uma das formações mais representativas do bioma, a floresta ombrófila mista é caracterizada por espécies adaptadas a temperatura mais baixa [4][5].

A floresta ombrófila mista, predominante no sul do Brasil, é caracterizada pela dominância de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae), a única Araucariaceae nativa do Brasil [6]. Sendo considerado um fóssil vivo, é um gênero antigo do período Jurássico [7]. Considerando sua longa história evolutiva e seu grau de ameaça de extinção, é a terceira espécie mais distinta evolutivamente e globalmente ameaçada entre todas as gimnospermas [8]. *Araucaria angustifolia* possui um elevado valor ecológico, econômico e cultural, sendo uma espécie-chave e uma fonte essencial de recursos, especialmente em períodos de escassez [4]. De acordo com a IUCN, a espécie é classificada como Criticamente em Perigo (CR), com as principais ameaças incluindo a exploração madeireira, o cultivo de monoculturas, a expansão da pecuária e a falta de políticas públicas adequadas para a proteção das áreas de floresta remanescente [6].

No Rio Grande do Sul, a distribuição da floresta ombrófila mista se apresenta em um mosaico com a vegetação campestre predominante ao sul do estado [9][10]. Durante o último período glacial e o início do Holoceno, o clima seco e frio impediu o desenvolvimento das florestas, favorecendo a formação de vegetação campestre. À medida que o clima se tornava mais úmido e o fogo diminuía, pequenas galerias úmidas começaram a abrigar indivíduos de *A. angustifolia* e outras espécies arbóreas, expandindo-se gradualmente [11][12]. O Pampa, que cobre cerca de 68% da região sul do Rio Grande do Sul, desempenha um papel crucial nesse processo [13]. Historicamente, a distribuição natural e a abundância de *A. angustifolia* eram muito maiores na região sul do estado, antes da colonização pós-colombiana [14]. A vegetação campestre abriga uma diversidade de 3.642 espécies de plantas vasculares [9]. Que estão sob constante ameaça, já que restam apenas 40% de vegetação nativa nessas áreas, destas apenas 08% são áreas florestais [15]. Além disso, essa é uma formação muito heterogênea, com 10 sistemas ecológicos distintos, com características florísticas e físicas próprias, que representam a distribuição mais austral de *A. angustifolia* no Brasil [16]. É evidente que a dinâmica do uso e cobertura do solo tem um papel determinante na distribuição dessas espécies.

Atualmente, o uso do solo no Rio Grande do Sul é dominado por áreas de agropecuária, totalizando cerca de treze milhões de hectares, ou 47,22% do território [13]. Originalmente, a floresta ombrófila mista cobria cerca de 25% do estado, mas hoje restam apenas 3,5% da vegetação original [2]. A fragmentação de *habitat*, caracterizada pela redução gradual das áreas contínuas de vegetação, influencia diretamente na conservação da espécie [17]. Para compreender a relação entre o uso do solo e a distribuição de espécies, é essencial analisar como as mudanças no uso do solo afetaram as áreas de ocorrência das espécies ao longo do tempo. Diante do cenário de intensas transformações na paisagem do Rio Grande do Sul, este estudo busca responder às seguintes questões: (1) Quais foram as principais mudanças no uso e cobertura do solo no território do Rio Grande do Sul ao longo dos últimos 30 anos? (2) Qual é a categoria de uso do solo predominante atualmente no estado? (3) As áreas de ocorrência de *A. angustifolia* sofreram alterações significativas nesse período? (4) Quais regiões de ocorrência da espécie apresentaram os maiores e menores níveis de mudança no uso do solo? (5) Quais estratégias podem ser adotadas para a conservação de *A. angustifolia* no Rio Grande do Sul, especialmente no sentido de mitigar a perda de *habitat*? Ao abordar essas questões, pretende-se compreender a distribuição atual da espécie no estado, identificar as áreas mais suscetíveis às mudanças no uso do solo e, assim, contribuir para a projeção de cenários futuros e para a formulação de ações mais eficazes de conservação.

Descrição do caso

Os pontos de ocorrência de *A. angustifolia* no estado do Rio Grande do Sul foram identificados a partir de coletas georreferenciadas, cujas coordenadas geográficas estão disponíveis nas plataformas SpeciesLink e GBIF [18][19]. Para a obtenção dos dados de uso e cobertura do solo, foram utilizadas imagens de satélite fornecidas pela rede colaborativa MapBiomas, abrangendo as décadas de 1980 a 2020 (1985-2023). Esses dados foram processados e analisados no *software* QGIS, resultando em dois mapas que ilustram a evolução do uso do solo durante esse intervalo de tempo em comparação a área de ocorrência de *A. angustifolia* (Figura 1). As informações sobre a área ocupada por cada categoria de uso do solo (em hectares) foram extraídas da plataforma MapBiomas e, com base nesses dados, elaborou-se um gráfico de linhas no software RStudio

CC BY NC ND

para analisar as variações nas diferentes categorias de uso do solo ao longo do tempo. O gráfico foi gerado utilizando o pacote 'ggplot2', o que possibilitou a representação das mudanças anuais nas categorias de uso, facilitando a visualização das tendências de transformação no uso do solo ao longo do período analisado [20][21].

Embora a ocorrência de *A. angustifolia* se concentre na região dos Campos de Cima da Serra, sua distribuição abrange todas as regiões do estado (Figura 1). Na década de 1980, a espécie era predominantemente encontrada em áreas naturais, com exceção da região norte do estado, onde sua presença era comum em áreas agrícolas (Figura 1). A conversão do solo para agropecuária foi mais evidente no norte do estado, embora também tenha sido notada, em menor escala, nas regiões nordeste, central e sudeste, resultando na substituição das áreas naturais de ocorrência de *A. angustifolia* (Figura 1). A expansão das atividades relacionadas a agropecuária, especialmente soja, também se estenderam às áreas do Pampa, como os areais do sudeste, a região metropolitana e o escudo cristalino, impactando, assim, as zonas de ocorrência da espécie no sul do estado (Figura 1). Contudo, as regiões da Serra e do Vale do Taquari mantiveram, predominantemente, a vegetação nativa intacta, sendo estas as áreas com a maior concentração de registros de *A. angustifolia* (Figura 1).

As principais tendências no uso do solo no Rio Grande do Sul destacam a expansão da agropecuária, que atualmente ocupa cerca de 13 milhões de hectares, correspondendo a 47% da área total do estado. Desde 1990, essa categoria aumentou em 4 milhões de hectares (Figura 2), impulsionada principalmente pela expansão da soja, que se consolidou como a cultura que mais cresceu, alcançando seis milhões de hectares (Figura 2). Em contrapartida, a vegetação nativa, tanto arbórea quanto herbácea, apresentou uma redução significativa de quatro milhões de hectares no mesmo período (Figura 2), indicando impactos na cobertura natural do solo. Além disso, a área de pastagem, tradicionalmente associada à pecuária, diminuiu pela metade, sugerindo que parte dessas áreas foi convertida para cultivos agrícolas, especialmente lavouras de soja e outras culturas (Figura 2).

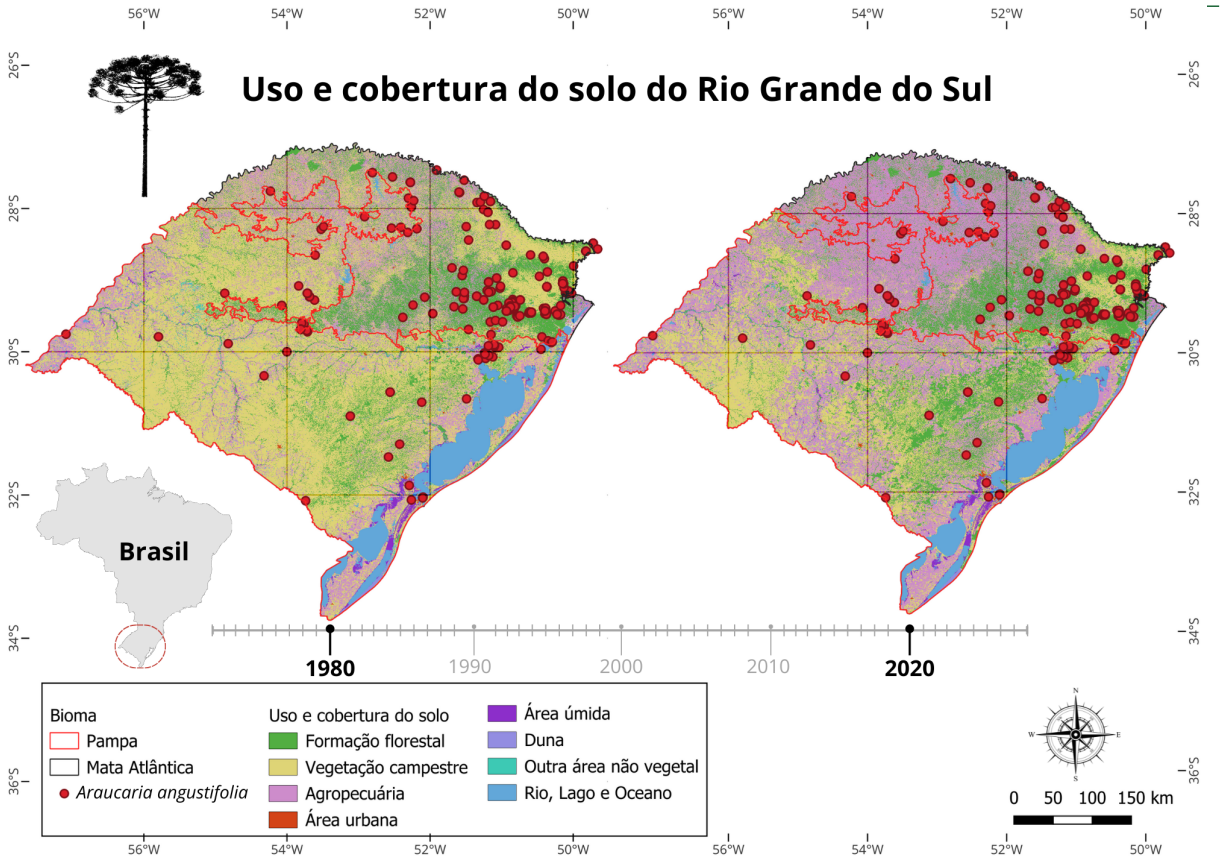


Figura 1 – Mapa de uso e cobertura do solo no Rio Grande do Sul nos biomas Pampa e Mata Atlântica entre as décadas de 1980 e 2020, sobreposto às áreas de ocorrência da *Araucaria angustifolia*.

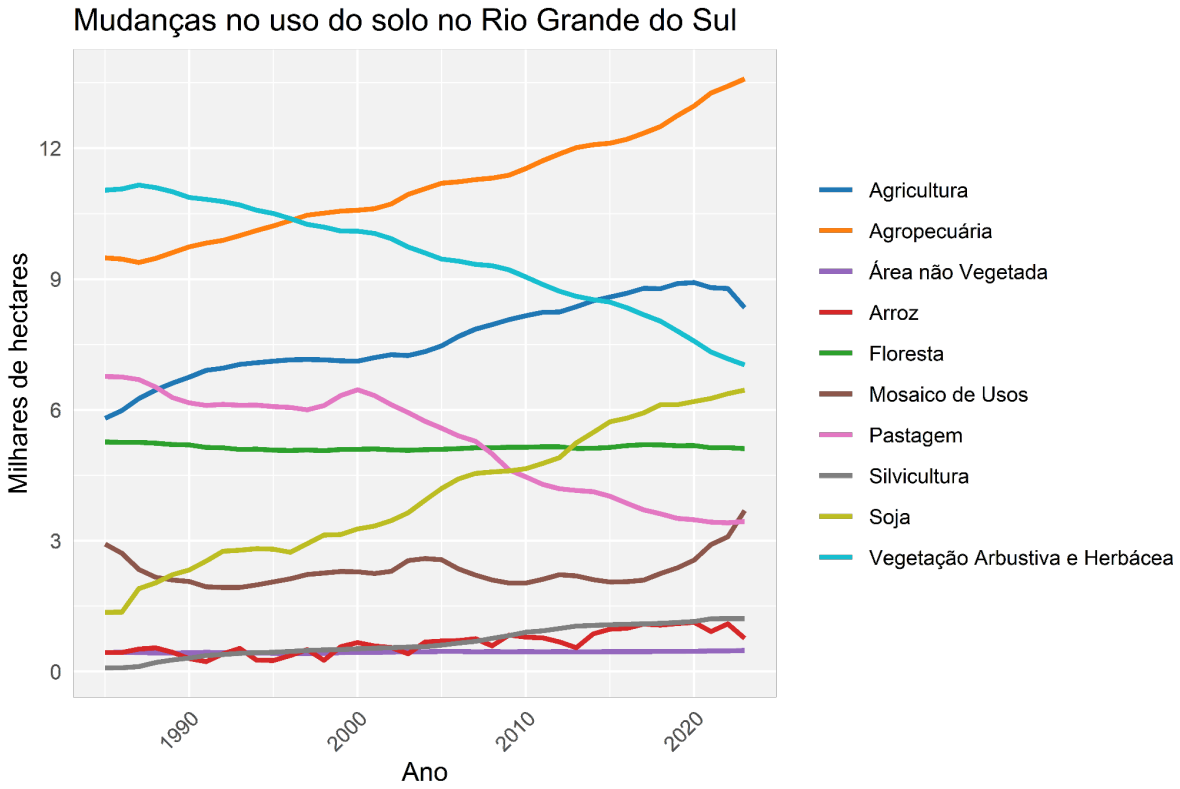


Figura 2 – Gráfico de linhas do avanço da mudança no uso do solo do Rio Grande do Sul em diferentes categorias entre as décadas de 1980 e 2020.

Discussão

A fragmentação de *habitat* é um dos maiores desafios para a integridade ecológica das florestas, comprometendo a manutenção de sua estrutura e biodiversidade [22]. A principal alteração no uso do solo no Rio Grande do Sul nos últimos 30 anos é a perda das formações florestais que abrigam a maior parte das espécies vegetais nativas da região estão se reduzindo a fragmentos cada vez menores (Figura 1), criando um efeito de gargalo que afeta diretamente as populações de espécies como *A. angustifolia*, tanto na vegetação campestre quanto florestal. Esse processo limita o fluxo de indivíduos, sementes e genes entre os fragmentos, o que compromete a diversidade genética e dificulta a recolonização dos *habitat* remanescentes [23]. A agricultura domina o território, especialmente das monoculturas de soja, tem crescido de forma alarmante no Rio Grande do Sul (Figura 1, Figura 2). A produção de monoculturas está diretamente relacionada com a perda intensa de flora nativa [24]. A prática agrícola simplifica a paisagem, resultando na perda de espécies, alterações nas interações ecológicas e manejo intensivo, o que torna a degradação de *habitat* muito mais severa em comparação a outros usos do solo [25]. No estado, as áreas destinadas à silvicultura ocupam menos de dois milhões de hectares, representando menos de 20% das áreas cultivadas com soja. Contudo, há uma tendência crescente de incentivar o plantio de florestas, tanto em sistemas mistos quanto em agroflorestas, o que pode beneficiar a conservação de *A. angustifolia*, favorecendo a formação de novos *habitat* [25]. Os sistemas de plantio misto com espécies nativas oferecem múltiplas vantagens, como a diversificação de nichos ecológicos, maior produção de biomassa, oferta de abrigo e recursos para a fauna, além de reduzir uma das principais pressões sobre *A. angustifolia*: o corte ilegal de madeira [26].

As unidades de conservação (UCs) têm sido uma das principais estratégias para a preservação da biodiversidade florestal. No entanto, sua eficácia isolada tem sido amplamente questionada [27]. Esse desafio é particularmente evidente nas florestas de araucária do Rio Grande do Sul, que estão predominantemente em propriedades privadas, fragmentadas e dispersas [28] (Figura 1). O extrativismo sustentável é uma alternativa relevante em áreas de ocorrência de *A. angustifolia* [23]. A

diversidade genética observada nas populações de UCs e em populações manejadas demonstrou níveis semelhantes de diversidade e taxas de cruzamento, sugerindo que sistemas de manejo em áreas privadas podem ser uma estratégia eficaz para conservar a diversidade genética da espécie [27].

A fiscalização na implementação eficaz de áreas de preservação permanente (APPs) e reservas legais em propriedades privadas são essenciais, e o cadastro ambiental rural (CAR) desempenha um papel fundamental nesse processo [29]. O CAR permite o mapeamento detalhado do uso do solo e a regularização ambiental das áreas protegidas, facilitando o monitoramento e a implementação de estratégias de preservação. Além disso, o uso de tecnologias de monitoramento remoto, como MapBiomas e Google Earth Engine, possibilita o mapeamento das áreas prioritárias para conservação, identificando os ambientes mais vulneráveis à conversão e facilitando a implementação de medidas de manejo para prevenir a perda de populações de *A. angustifolia*.

A floresta ombrófila mista ocupa os extremos mais frios e de maior altitude do estado, como os Campos de Cima da Serra (Figura 1). Essas áreas exigem alta precipitação anual, verões temperados e temperaturas mínimas (12–20°C), condições que estão se tornando cada vez mais raras devido às mudanças climáticas [30]. As perspectivas para *A. angustifolia* frente a essas mudanças e à perda de *habitat* são preocupantes, com todos os cenários apontando para uma perda substancial de áreas potenciais de ocorrência [5][30][31][32]. As UCs, por sua vez, têm mostrado capacidade limitada de proteção, abrigando atualmente apenas 7% da distribuição da espécie, e esse valor pode cair para apenas 1% no futuro [5][31]. Os modelos indicam que as populações futuras estarão isoladas, mal protegidas e desconectadas, destacando a urgente necessidade de criar novas UCs, corredores ecológicos e áreas de refúgio climático. Essas medidas são essenciais para garantir a sobrevivência da espécie e possibilitar o fluxo genético, mesmo diante do aumento da temperatura [5]. Mesmo que as áreas da Serra e Vale do Taquari sejam as áreas de maior permanência de vegetação nativa nos últimos 30 anos, é essencial que esses remanescentes tenham áreas de contato com outras populações e áreas de refúgio, caso essas áreas sofram alguma pressão ambiental, como o aumento do clima, já previsto para o futuro. As previsões indicam que as áreas campestres do Rio Grande do Sul tendem a permanecer estáveis, sugerindo que a expansão histórica da floresta de araucária sobre os campos pode continuar, dependendo de como essas áreas forem manejadas [10][31].

Desenvolver estratégias de preservação para espécies em ambientes fragmentados é um grande desafio, especialmente quando há a necessidade de conciliar a conservação dos recursos com seu uso. Diante dos diversos conflitos de interesse, é necessário adotar alternativas complementares para a conservação de *A. angustifolia* [27]. A criação e expansão de corredores ecológicos, bem como o incentivo à criação de novas UCs, são ações de gestão fundamentais para garantir a sobrevivência da espécie a longo prazo [5]. Além disso, a integração entre pesquisadores, gestores públicos e comunidades tradicionais pode promover uma abordagem integrativa para a conservação da espécie, equilibrando os pilares da sustentabilidade: econômico, ambiental e social. Neste estudo, abordamos questões relacionadas à distribuição de *A. angustifolia* em sua porção mais austral, no estado do Rio Grande do Sul. Os resultados obtidos contribuíram para uma compreensão mais aprofundada da dinâmica espacial da espécie no território gaúcho. Observou-se que, ao longo dos últimos 30 anos, a vegetação nativa (tanto campestre quanto florestal) sofreu significativa redução e fragmentação, sendo gradualmente substituída por áreas agrícolas, sobretudo por monoculturas. As áreas originalmente ocupadas por *A. angustifolia*, inseridas em formações de vegetação nativa, tornaram-se progressivamente menores e mais isoladas. A região Norte do estado foi a mais intensamente transformada, com substituição de áreas naturais por atividades agropecuárias. Em contrapartida, o Vale do Taquari e a Serra Gaúcha apresentaram maior conservação da vegetação nativa, concentrando, as principais áreas de ocorrência da espécie. Além disso, são discutidas alternativas que visam mitigar a perda de *habitat* e contribuir para a conservação de *A. angustifolia*. A análise foi baseada em dados abertos, gratuitos e acessíveis, o que permite sua replicação por outros pesquisadores e fortalece a construção de cenários futuros mais favoráveis à preservação da espécie no estado.

Referências

1. Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature. 2003; 403: 853-858. doi: 10.1038/35002501

2. Fundação SOS Mata Atlântica e INPE [internet]. Mata Atlântica [acesso em 10 jan 2025]. Disponível em: https://www.sosma.org.br/

3. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual Técnico da Vegetação Brasileira [internet]. Rio de Janeiro: IBGE; 2012. [citado em jan 2025]. Disponível: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4228241/mod_resource/content/2/Manual%20Tecnico%20da%20Vegetacao%20Brasileira%20-%202012.pdf

4. Bogoni JA, Tagliari MM, Peroni N, Peres CA. Testing the keystone plant resource role of a flagship subtropical tree species (*Araucaria angustifolia)* in the Brazilian Atlantic Forest. Ecol Indic. 2020; 118(11): 106778. doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106778

5. Tagliari MM, Vieilledent G, Alves J, Silveira TCL, Peroni N. Relict populations of *Araucaria angustifolia* will be isolated, poorly protected, and unconnected under climate and land-use change in Brazil. Biodivers Conserv. 2021 agost; (30): 3665-3684. doi: 10.1007/s10531-021-02270-z

6. Narvaes IS, Brena DA, Longhi SJ. Estrutura da regeneração natural na Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. Cien Florest. 2005; 15(4): 331-342. doi: 10.5902/198050981871

7. Wilson MC et al. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. Landsc Ecol. 2016 Nov; (31): 219-227. doi: 10.1007/s10980-015-0312-3

8. Forest F, Moat J, Baloch E, Brummitt NA, Bachman SP, Ickert-Bond S, Hollingsworth M, Liston A, Little DP, Mathews S, Rai H, Rydin C, Stevenson DW, Thomas P, Buerki S. Gymnosperms on the EDGE. Nature. 2018 abril; (8): 6053. doi: 0.1038/s41598-018-24365-4

9. Andrade BO et al. 12.500+ and counting: biodiversity of the Brazilian Pampa. Front Biogeogr. 2023; 15(2). doi: 10.21425/F5FBG59288

10. Rambo B. A fisionomia do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Editora, 1960.

11. Behling H, Pillar VP, Orcoli L, Bauermann S. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambara do Sul core in southern Brazil. Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol. 2004; 203(3): 277-297. doi: 10.1016/S0031-0182(03)00687-4

12. Behling H, Lichte M. Evidence of dry and cold climatic conditions at glacial times in tropical southeastern Brazil. Quat Res. 1997; 48(3): 348-358. doi: 10.1006/qres.1997.1932

13. Projeto MapBiomas Coleção [8] da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil [citado em marc 2024]; Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org/faq/como-faco-para-citar-os-dados-do-mapbiomas/#6

14. Behling H, Verissimo N, Bauermann SG, Bordignon S, Evaldt A. Late holocene vegetation history and early evidence of *Araucaria angustifolia* in Caçapava do Sul in the lowland region of Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. Braz Arch Biol Technol. 2016; 59. doi: 10.1590/1678-4324-2016150264

15. Santos S, Silva LG. Mapeamento por imagens de sensoriamento remoto evidencia o bioma pampa brasileiro sob ameaça. Bol Geogr. 2012; 29(2): 49-57. doi: 10.4025/bol geogr.v29i2.12366

16. Hasenack H, Weber EJ, Boldrini II, Trevisan R, Flores CA, Dewes H. Biophysical delineation of grassland ecological systems in the State of Rio Grande do Sul, Southern Brazil. Iheringia. 2022; 78: e2023001. doi: 10.21826/2446-82312023v78e2023001

17. Vieria EM, Iob G. Dispersão e predação de sementes da Araucária (*Araucaria angustifolia*). In: Fonseca CR, Souza AF, Leal-Zanchet AM, Dutra T, Backers A, Ganade G: Floresta de Araucária: Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável. Ribeirão Preto: Editora Holos. 2009; 85-95.

18. Centro de Referência em Informação Ambiental. speciesLink [internet]. Sistema de Informação Distribuído para Coleções Biológicas [Acesso em abril 2024]. Disponível em: https://specieslink.net

19. *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze in GBIF Secretariat. GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset. 2023 [acesso em mai 2024]. Disponível em: https://www.gbif.org/pt/species/2684940.

20. Rstudio Team. RStudio: Integrated Development for R; RStudio, PBC: Boston, MA, USA, 2024. [citado em jan 2025]. Disponível em: http://www.rstudio.com/

21. Wickham H. ggplot2: Elegant graphics for data analysis [internet]. Springer-Verlag, 2016 [acesso em jan 2025]. Disponível em: https://ggplot2.tidyverse.org

22. Pscheidt F, Higuchi P, Silva AC, Rech TD, Salami B, Ferreira TS, Bonazza M, Bento MA. Efeito de borda como fonte da heterogeneidade do componente arbóreo em uma floresta com araucárias no sul do Brasil. Cien Florest. 2018; 28(2): 601-612. doi:10.5902/1980509832046

23. Rocha LFB, Dias GF, Júnior FWA, Mello JM, Donizete AO, Scolforo JR. Inventários de fragmentos florestais nativos e propostas para seu manejo e o da paisagem. Cernes, Lavras. 2004; 10(1): 22-38

24. DeFries RS, Rudel T, Uriarte M, Hansen M. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. Nat Geosci. 2010 Fev; 3: 178-181. doi: 10.1038/NGEO756

25. Suarez A, Gwozdz W. On the relation between monocultures and ecosystem services in the Global South: A review. Biol Conserv. 2023 Fev; 278: 109870. doi: 10.1016/j.biocon.2022.109870

26. Dedo CAG, Costa EA, Hess AF, Liesenberg V, Bispo PC. Simulating sustainable forest management practices using crown attributes: insights for *Araucaria angustifolia* trees in Southern Brazil. Forests. 2023 jun; 14(7): 1285. doi: 10.3390/f14071285

27. Lindenmayer DB, Franklin JF, Fischer J. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. Biol Conserv. 2006 agost; 131(3): 433-445. doi: 10.1016/j.biocon.2006.02.019

28. Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hitora MM. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. Biol Conserv. 2009; 142(6): 1141-1153. doi: 10.1016/j.biocon.2009.02.021

29. Brasil. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. [internet] Diário Oficial da União. [citado em jan 2025]. Disponivel em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm

30. Wilson OJ, Walters RJ, Mayle FE, Lingner DV, Vibrans AC. Cold spot microrefugia hold the key to survival for Brazil's Critically Endangered Araucaria tree. Glob Change Biol. 2019 Jun; 25(12): 4339-4351. doi: 10.1111/gcb.14755

31. Bernardinis GB, Cobos ME, Brum FT, Marques MCM, Peterson AT, Carlucci, Zwiener VP. Ecological restoration and protection of remnants are key to the survival of the critically endangered Araucaria tree under climate change. Glob Ecol Conserv. 2023 Nov; e02668. doi: 10.1016/j.gecco.2023.e02668

32. Marchioro CA, Santos KL, Siminski A. Present and future of the critically endangered *Araucaria angustifolia* due to climate change and habitat loss. Forestry. 2019 Dez; 93(3): 401-410. doi: 10.1093/forestry/cpz066

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Conservação pelo uso sustentável do pinheiro brasileiro (*Araucaria angustifolia*): extrativismo de pinhão no Planalto Serrano Catarinense

Natal João Magnanti[1]*
https://orcid.org/0000-0001-7536-0439
* Contato principal

Oscar Rover[2]
https://orcid.org/0000-0002-2719-3151

[1] Centro Vianei de Educação Popular, Lages/SC, Brasil. <natalmagnanti@gmail.com>.

[2] Universidade Federal de Santa Catarina/UFSC, Programa de Pós-graduação em Agroecossistemas, Florianópolis/SC, Brasil. <oscar.rover@ufsc.br>.

Recebido em 18/09/2024 – Aceito em 12/03/2025

Como citar:

Magnanti NJ, Rover O. Conservação pelo uso sustentável do pinheiro brasileiro (*Araucaria angustifolia*): extrativismo de pinhão no Planalto Serrano Catarinense. Biodivers.Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 101-112. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2609

Palavras-chave: Agricultura familiar; biodiversidade; comercialização; produto florestal não madeireiro.

RESUMO – O Planalto Serrano Catarinense (PSC) tem poucas áreas sob o regime de proteção da biodiversidade através de unidades de conservação (UCs). Assim parte significativa da conservação das espécies recai sob as propriedades privadas, das quais as unidades familiares rurais são a maioria que concentra áreas de regeneração natural de florestas, nas quais predomina a espécie ameaçada *Araucaria angustifolia* (pinheiro brasileiro). Nesse contexto, o extrativismo do pinhão é uma atividade econômica que é praticada por milhares de famílias, visando tanto o consumo familiar, quanto a comercialização. Portanto, a agricultura familiar (AF) do PSC tem potencial de contribuir com a conservação do pinheiro brasileiro através do extrativismo sustentável da sua semente, o pinhão. Nessa região, localizam-se os dez principais municípios produtores de pinhão de Santa Catarina, correspondendo a 75% da produção estadual. Como objetivo de analisar a contribuição que a AF do PSC proporciona para a conservação do pinheiro brasileiro, foram utilizados os seguintes procedimentos metodológicos: a) entrevistas com extrativistas dos municípios de São Joaquim e Urupema, que estão entre os cinco maiores produtores do estado; b) diagnóstico rural participativo junto a extrativistas nos municípios de São Joaquim, Painel, Urupema e Bocaina do Sul. Os resultados evidenciaram que o extrativismo do pinhão contribui na renda de uma parcela significativa da agricultura familiar do território estudado. Agricultores familiares inseriram o pinheiro brasileiro nos seus sistemas agroflorestais contribuindo assim para conservar a espécie através de seu uso. Eles têm interesse em interagir com a pesquisa para promover técnicas de manejo que proporcionem maior produtividade de pinhão. Um avanço rumo à colaboração com agricultores como aliados pode favorecer a perpetuação da espécie no PSC para além das restritas unidades de conservação existentes.

CC BY NC ND

Conservation through use of *Araucaria angustifolia*: brazilian pine nut extractivism in the Santa Catarina Highlands

Keywords: Conservation through use of Araucaria angustifolia: Brazilian pine nut extractivism in the Santa Catarina Highlands.

ABSTRACT – The Santa Catarina Highlands (PSC) region has few protected areas for biodiversity conservation. Thus, an important part of threatened species conservation relies (UCs) on private properties, the majority of which are on family farms which concentrate the majority of the remaining *Araucaria angustifolia* (Brazilian pine) forest. The extraction of its key product, the pinhão (Brazilian pine nut) helps to sustain thousands of families both for home consumption and sale. Through the incentive for sustained production, family agriculture (AF) on the PSC has the potential to contribute to endangered Araucaria conservation through the sustainable use of Brazilian pine nuts. In this region ten municipalities produce 75% of Santa Catarina state wide production. In order to analyze the contribution of AF to Brazilian pine conservation, we applied: a) interviews with extractivist farmers from São Joaquim and Urupema, which are among the state's five major pinhão producing municipalities; b) participatory appraisal with farmers from the municipalities São Joaquim, Painel, Urupema and Bocaina do Sul. Our results show that Brazilian pine nut extractivism contributes to the income of a significant portion of family agriculture in the region. Family farmers have inserted the Brazilian pine in their agroforestry systems thereby contributing to conserve the species through its use. They have demonstrated interest in interacting with research in order to promote management techniques aiming at higher nut yield. Progress towards collaboration with farmers as full partners could promote the perpetuation of Brazilian pine on the PSC beyond the geographically restricted, existing protected areas.

Conservación mediante el uso sostenible del pino brasileño (*Araucaria angustifolia*): extracción de piñones en el Planalto Serrano Catarinense

Palabras clave: Agricultura familiar; biodiversidad; comercialización; productos forestales no maderables (PFNM).

RESUMEN – El Planalto Serrano Catarinense (PSC) cuenta con pocas áreas bajo régimen de protección de la biodiversidad a través de unidades de conservación (UC). Por ello, una parte significativa de la conservación de las especies recae sobre las propiedades privadas, entre las cuales predominan las unidades familiares rurales. Estas concentran áreas de regeneración natural de bosques, en las que prevalece la especie amenazada Araucaria angustifolia (pino brasileño). En este contexto, la extracción de piñones constituye una actividad económica practicada por miles de familias, tanto para el consumo propio como para la comercialización. Por lo tanto, la agricultura familiar (AF) del PSC tiene el potencial de contribuir a la conservación del pino brasileño mediante la extracción sostenible de su semilla, el piñón. En esta región se encuentran los diez principales municipios productores de piñón de Santa Catarina, responsables del 75% de la producción estatal. Con el objetivo de analizar la contribución de la AF del PSC a la conservación del pino brasileño, se utilizaron los siguientes procedimientos metodológicos: a) entrevistas con extractivistas de los municipios de São Joaquim y Urupema, que figuran entre los cinco mayores productores del estado; b) diagnóstico rural participativo con extractivistas en los municipios de São Joaquim, Painel, Urupema y Bocaina do Sul. Los resultados evidenciaron que la extracción de piñones representa una fuente de ingresos para una parte significativa de las familias agricultoras del territorio estudiado. Los agricultores familiares han incorporado el pino brasileño en sus sistemas agroforestales, contribuyendo así a la conservación de la especie mediante su uso. Manifiestan interés en colaborar con la investigación para promover técnicas de manejo que incrementen la productividad del piñón. Un avance hacia la colaboración con los agricultores como aliados puede favorecer la perpetuación de la especie en el PSC, más allá de las restringidas unidades de conservación existentes.

CC BY NC ND

Introdução

A floresta ombrófila mista (FOM) cobria uma área de aproximadamente 42.851 km², equivalentes a 45% da superfície do estado de Santa Catarina. Dessa área, atualmente, estão cobertos por florestas 24,4% ou 13.741 km², constituídos por fragmentos de florestas secundárias, em estádio médio e avançado, sendo raríssimos remanescentes de florestas primárias. Os remanescentes da FOM se concentram em fragmentos de até 50 ha [1].

A FOM é um ecossistema no domínio da Mata Atlântica, altamente ameaçado, em estado crítico de conservação [2]. O pinheiro brasileiro (*Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze) é uma espécie importante que compõe a FOM. Desde 1992 essa espécie está indicada entre as ameaçadas de extinção para o Brasil e desde 2014 para Santa Catarina. Isso se deve principalmente pela existência de pressão antrópica sobre as suas populações, intensa exploração sem critérios para uso comercial da madeira, que levou à grande redução de suas populações [3]. Esse quadro demanda medidas que possibilitem a conservação desse ecossistema.

Uma das formas de conservação da biodiversidade são as unidades de conservação (UCs), que são áreas protegidas destinadas à conservação da natureza e ao uso sustentável dos recursos naturais [4]. A região do PSC está inserida no ecossistema FOM e conta com 592,04 km² de áreas protegidas em diferentes categorias de UC [5]. Comparando a área total do PSC com as áreas que estão sob o regime de UC, é possível calcular que atualmente 3,68% do território está sob a proteção do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Todavia, estudo realizado com os gestores das UC de Santa Catarina [6], identificou como principais problemas destas unidades a ausência de plano de manejo e, quando existente, a sua não aplicação, refletindo na limitação da implementação dos seus objetivos. Além disso, existem UC que foram demarcadas pelo poder público, porém os proprietários ainda não foram indenizados pelo Estado. O Parque Nacional de São Joaquim é um exemplo dessa realidade. Atualmente, após dez anos da criação da mais recente UC federal em Santa Catarina (Parque Nacional das Araucárias) não avançou em relação ao passado. Apesar de essa UC contar com plano de manejo, territórios mínimos foram efetivamente incorporados ao patrimônio da União. Além disso, diversos usos incompatíveis aos seus objetivos são desenvolvidos no interior das áreas por proprietários ou ocupantes ainda não indenizados, tais como pecuária extensiva, cultivo de grãos (incluindo variedades transgênicas), monocultivos de pinus e eucaliptos, caça, pesca e extração de erva-mate [7].

O PSC possui um total de 14.883 estabelecimentos agropecuários, sendo 11.030 (74,1%) familiares e 3.853 (25,9%) patronais [8]. Dentro do universo das propriedades privadas do PSC fica explicita a predominância da AF, se constituindo num importante ator social para a conservação dos recursos naturais e biodiversidade.

Sintetizando, seria necessária a combinação de esforços entre ações de conservação que ocorrem nas UCs e aquelas relacionadas ao uso sustentável da espécie *Araucaria angustifolia* nas propriedades privadas. A conservação pelo uso da biodiversidade compreende a preservação, a manutenção, o uso sustentável e a restauração. Nesse cenário, as práticas que conservam o pinheiro brasileiro através de seu uso são o fio condutor das discussões do artigo.

A conservação da biodiversidade através do seu uso é defendida por uma corrente de pesquisadores [9][10][11][12][13]. Eles demonstraram que as populações tradicionais, incluindo os agricultores familiares, podem utilizar de forma duradoura as riquezas que serão extraídas da floresta. Devido à demanda global a favor da proteção da natureza, juntamente com o crescimento de correntes conservacionistas detentoras de perspectivas diferentes da preservacionista, as populações tradicionais começam a ter reconhecimento e passaram a ser consideradas como atores sociais responsáveis pela proteção do ambiente natural no qual estão inseridas [14].

Apesar de existirem poucas áreas de remanescentes da floresta com pinheiro brasileiro, observou-se que a ocorrência destes fragmentos se dá em UC e em áreas onde vivem povos e comunidades tradicionais, e agricultores familiares [15]. Pesquisadores que realizaram o Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC), também chegaram a essa constatação [16]. As sementes do pinheiro brasileiro servem tanto de alimento para a fauna silvestre, como compõem a base da economia de muitas famílias da sua área de ocorrência [17]. Assim sendo, é possível enfatizar que essas famílias são potenciais parceiros na conservação da FOM, tanto pelo conhecimento tradicional associado ao manejo do pinheiro brasileiro, quanto pela significativa área ocupada por seus remanescentes nas unidades privadas. Os autores

CC BY NC ND

fazem referência ao bom potencial de incremento de renda proporcionado pelo pinhão nas comunidades, reforçando sua importância econômica.

Por outro lado, cientistas de uma corrente dominante defendem a posição de que a conservação da natureza só pode se dar com a exclusão das populações locais. As espécies que produzem produtos extrativos serão domesticadas ou seus produtos serão substitutos por materiais sintéticos [18]. O caminho da domesticação do pinheiro brasileiro e o cultivo dessa espécie em pomares é uma alternativa defendida por pesquisadores da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) e da Universidade Federal do Paraná (UFPR) [19]. Entretanto, pesquisas recentes dão conta da importância de sistemas de manejo e práticas extrativas realizadas na FOM, utilizando erva mate (*Ilex paraguariensis*) sob o pinheiro brasileiro [19]. A erva mate e o pinhão são os produtos florestais não madeireiros (PFNM) mais expressivos, do ponto de vista econômico, da região Sul do Brasil [32] e integram sistemas agroflorestais tradicionais organizados pelos agricultores, que valorizam e conservam estas espécies [21]. De acordo com a FAO [22], PFNM são recursos biológicos provenientes de florestas nativas, sistemas agroflorestais e plantações e incluem plantas medicinais e comestíveis, frutas, castanhas, resinas, látex, óleos essenciais, fibras, forragem, fungos, fauna e madeira para fabricação de artesanato.

O pinhão é um PFNM que ao longo das últimas décadas vem aumentando em importância social e econômica, sendo uma atividade econômica que é praticada por milhares de famílias, visando o consumo familiar e a comercialização [23]. O PSC concentra os dez principais municípios produtores de Santa Catarina, contribuindo com 75% da produção. Esta situação ocorre devido à concentração de áreas de regeneração da FOM neste território [1].

O extrativismo envolvendo a araucárias se intensificou ao longo das últimas décadas, sendo que o uso principal da espécie é para coleta de pinhões. Alguns fatores contribuíram para que o extrativismo do pinhão tomasse a dimensão que possui atualmente na região. Os principais são: a) proibição do uso madeireiro do pinheiro brasileiro pela legislação vigente [24]; b) intensificação da fiscalização dos órgãos ambientais para o cumprimento da legislação; c) concentração da regeneração em determinadas regiões e a dominância da espécie na floresta [25]; d) conhecimento local do uso e do manejo da espécie em sistemas agroflorestais [23]; e) valorização econômica do pinhão como um recurso alimentar [26]; f) disponibilidade de mão de obra no período de extração [27]; g) implantação de políticas públicas de valorização da biodiversidade [28][29]. Esses fatores proporcionaram as condições para que o extrativismo se tornasse uma atividade econômica relevante no PSC.

Diante desse contexto, o artigo tem como objetivo analisar a contribuição que a agricultura familiar (AF) do Planalto Serrano Catarinense (PSC) poderia proporcionar na conservação do pinheiro brasileiro através do extrativismo da sua semente, o pinhão.

Material e Métodos

A pesquisa é um estudo de caso, que é uma metodologia utilizada para entender fenômenos sociais complexos, sendo usado em diversas situações, para conhecimento de fenômenos individuais, grupais, organizacionais, sociais e políticos. Essa metodologia permite que os investigadores foquem um "caso" e retenham uma perspectiva ampla do fenômeno estudado [30].

Para estudar o caso do extrativismo do pinhão no PSC foram utilizados os seguintes instrumentos de pesquisa. A) entrevistas com roteiro de entrevista com questionário semiestruturado [31]. Em 2015 foram entrevistados, 19 agricultores familiares oriundos de dez diferentes comunidades rurais dos municípios de São Joaquim e Urupema. Esses agricultores foram indicados pelo Sindicato da Agricultura Familiar (SINTRAF) do município e por técnicos da Empesa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI). Esses municípios figuram entre os cinco principais produtores de pinhão do estado [32]. B) diagnósticos rurais participativos (DRPs) em 2016 e 2017 nos municípios de Painel, São Joaquim, Urupema e Bocaina do Sul. Os quatro DRPs contaram com a participação de 48 informantes, incluindo os grupos: extrativistas, lideranças sindicais e técnicos dos poderes públicos municipais, utilizando duas ferramentas: 1) linha do tempo e 2) diagrama de Venn, adaptado para elencar temas prioritários de pesquisa [33].

Os diagnósticos são parte da estratégia de um grupo de pesquisadores da Rede de Sistemas Agroflorestas Agroecológicos do Sul do Brasil (Rede SAFAS) que trabalha com o intuito de pesquisar o manejo do pinheiro brasileiro em sistemas agroflorestais no PSC.

Os participantes dos DRPs foram reunidos em um único grupo e após explicar os objetivos da técnica foram estimulados a apresentar quais os temas de maior interesse para pesquisa futura, visando o uso do pinhão numa concepção de conservação do pinheiro brasileiro.

A linha do tempo foi utilizada com o objetivo de resgatar a história local de uso do pinheiro brasileiro, principalmente em relação ao uso do pinhão, identificando a trajetória do uso do pinhão pelas comunidades rurais e compreendendo as alterações ambientais, econômicas e sociais que ocorreram em diferentes períodos. O procedimento adotado foi desenhar uma linha num rolo de papel pardo e convidar os grupos de agricultores a registrar, em ordem cronológica, os principais acontecimentos que marcaram a história local na relação com o uso do pinhão. Foi solicitado para que os participantes reconstruíssem os principais eventos da história do local, registrando na linha desenhada os principais acontecimentos e os anos que ocorreram.

Diagrama de Venn foi utilizado com dois objetivos: a) elencar temas de pesquisa que os/as agricultores identificassem como necessários para aperfeiçoamento de seus sistemas agroflorestais, de extração e de manejo do pinheiro; b) priorizar os temas que mobilizassem maior interesse do grupo. Foi desenhado um círculo no centro de um papel pardo para representar o pinhão enquanto elemento central. Em seguida, foi aberto um debate sobre quais temas deveriam ser alvo de pesquisa para conservar e melhorar o uso do pinheiro brasileiro no município. Os participantes escreviam nas tarjetas palavras chaves que sintetizavam os temas de maior interesse e os debatiam. Cada participante poderia colocar quantos temas quisesse em diferentes tarjetas. Após essa fase, as tarjetas eram todas coladas no papel pardo que continha a palavra pinhão escrita. O procedimento seguinte era realizar uma rodada de debate entre os participantes para agrupar os temas semelhantes que apareceram nas tarjetas. Após esse agrupamento ocorria um novo debate entre todos os participantes para priorizar os temas. Para esta priorização, os participantes organizavam as tarjetas em diferentes distâncias do centro do papel onde estava escrito a palavra pinhão, conforme a importância que davam a cada tema: os temas que consideravam mais importantes eram colocados mais próximos da palavra pinhão. Quando havia divergência sobre a proximidade que o tema deveria ter, ocorria um debate e uma negociação entre os participantes para alocar o tema de maneira a contemplar a visão da maioria dos participantes quanto à importância de cada tema para a conservação do pinheiro brasileiro visando o uso do pinhão. Não foram feitas votações em temas e sim realizados acordos com os participantes. Desta forma, ao final da técnica o papel pardo apresentava um diagrama de todos os temas priorizados para a pesquisa e numa ordem de prioridade conforme a proximidade com a palavra pinhão.

As informações qualitativas da pesquisa foram analisadas através do método análise de conteúdo [34], baseando-se principalmente no conteúdo das entrevistas e DRPs realizados, relacionando-os com o referencial teórico pesquisado e a visão dos pesquisadores. Os dados quantitativos coletados através das entrevistas foram analisados por estatística descritiva, produzindo informações que subsidiaram os resultados, a discussão e as conclusões do artigo.

Resultados e Discussão

Entrevistas com questionários semiestruturados

Todos os entrevistados se declararam produtores/extrativistas de pinhão, porém 63% deles nunca emitiram Nota de Produtor Rural (NPR) para sua comercialização. Do total da amostra, 79% declararam que possuem Declaração de Aptidão ao Pronaf (DAP), porém somente 20% incluiu o pinhão como um produto comercial na sua DAP. Quando os extrativistas foram perguntados se havia algum imposto sobre a comercialização do pinhão, 79% responderam que não sabia ou preferiu não responder essa questão. Ou seja, menos de 1/3 dos entrevistados declararam que sabiam que o pinhão era um produto isento de imposto sobre circulação de mercadorias e serviços (ICMS) para comercialização em Santa Catarina. Essas situações podem ajudar na compreensão dos fatores que determinam a alta informalidade na sua comercialização. Também foi perguntado aos extrativistas se conheciam políticas públicas para a promoção do pinhão e, neste caso, 63% disseram conhecer pelo menos uma política pública nessa área. As políticas públicas mais citadas foram o Programa de Aquisição de Alimentos (PAA) – 63%, o Programa Nacional de Alimentação Escolar (PNAE) e a Política de Garantia de Preço Mínimo (PGPM Bio), estes com 37% de menções cada. Somente um entrevistado mencionou a isenção do ICMS como uma política pública que beneficia o extrativismo do pinhão.

Quanto ao preço recebido pelo pinhão, 95% dos entrevistados só recordava do preço praticado nos últimos dois anos de safra. Quando perguntados sobre a quantidade de pinhão extraída nos últimos dois anos, 68% declararam que a extração se manteve no mesmo volume de anos anteriores ou aumentou. Entre os entrevistados ocorreu uma dispersão quanto ao volume extraído, que variou de 200 kg para a menor extração declarada, até 7.600 kg que foi o maior volume extraído por uma família dentre os entrevistados. A média de volume extraído foi de 1.505 kg/família em 2013 e de 1.663 kg/família em 2014. O preço médio de comercialização do pinhão foi R$ 2,40 em 2013, passando para R$ 3,19 em 2014. Foi realizado um cálculo de receita bruta média por família a partir das entrevistas com os extrativistas, sendo que em 2013 o valor calculado ficou em R$ 3.612,00 por família. No ano de 2014 este valor chegou a R$ 5.305,00 por família. De 2013 para 2014 ocorreu um acréscimo de 47 % na receita bruta do extrativismo praticado por essa amostra. Em 2018 a receita bruta média da comercialização legalizada do pinhão, por unidade produtiva foi de R$ 12.139,57. O preço médio de venda recebido pelos extrativistas neste ano ficou em R$ 2,28 por kg e 435 extrativistas emitiram notas de produtor rural para realizar a comercialização. As informações são oriundas do levantamento econômico realizado anualmente pela Associação de Municípios da Região Serrana (AMURES) [47].

Uma das extrativistas entrevistadas declarou que realizou o processamento do pinhão na forma de paçoca (é o pinhão cozido e moído, geralmente comercializada congelada) e comercializou diretamente aos consumidores, por um preço médio de R$ 6,50 por kg, praticamente o dobro do valor pago pelo pinhão *in natura*, em 2014. As iniciativas no processamento do pinhão já existem a um bom tempo no PSC, podendo ser experiências individuais ou coletivas. A Cooperativa Ecológica Ecoserra, na safra 2008/2009, comercializou cerca de 10 t de pinhão *in natura* e 300 kg processados, com rótulos e embalagens. Em 2009/2010, a Associação Renascer, localizada no município de Urubici/SC, trabalhou na constituição de uma agroindústria para processamento do pinhão [35]. Em 2016, o Centro Vianei de Educação Popular (ONG sediada em Lages que assessora grupos, associações e cooperativas que trabalham com agroecologia no PSC) doou 15 conjuntos de equipamentos para processamento de pinhão em baixa escala. Os equipamentos beneficiaram grupos, associações e cooperativas que integram a Rede Ecovida de Agroecologia. A Ecovida é uma articulação de organizações e movimentos sociais, visando construir uma alternativa ao modelo de agricultura dominante no país.

Quanto ao destino do pinhão, 84% dos entrevistados declararam que venderam toda a sua produção para atacadistas. Os que comercializaram para outros mercados venderam em feira agroecológica, supermercados e venda direta para consumidor. Um dos locais onde se pratica uma modalidade de circuito curto de comercialização (CCC) do pinhão são as rodovias [36]. Circuitos curtos de comercialização são as formas de comercialização que mobilizam até um intermediário entre o produtor e o consumidor [37]. Essa forma de comercialização é parte importante da estratégia de escoamento da produção realizada por extrativistas também do PSC, porém não foi mencionada pelos entrevistados. Uma modalidade de CCC utilizada pelos extrativistas do PSC é a comercialização para o PAA, que foi mencionada por 63% dos entrevistados. Uma evidência da importância desta modalidade foi o pinhão comercializado pela Cooperativa Ecoserra de Lages em 2017. Neste ano a cooperativa comercializou 4.255 kg de pinhão ao preço de R$ 5,11 por kg, enquanto que o preço médio pago ao produtor pelos atacadistas na região foi de R$ 2,10 [38]. Em 2018 a Ecoserra comercializou mais 3.000 kg de pinhão *in natura* para o PAA ao preço de R$ 5,15 por kg e outros 3.000 kg para o Programa Nacional de Alimentação Escolar (PNAE) ao preço de R$ 4,50 por kg.

Outra informação obtida através das entrevistas foi que se envolvem em média 2,5 pessoas de cada família no trabalho com o pinhão, com dedicação de nove dias de trabalho por pessoa/safra. Se dividirmos a receita bruta média de 2014 pelo número de dias de dedicação por pessoa, teremos uma renda bruta individual por dia de trabalho de R$ 235,00. A importância da extração de pinhão para compor a renda anual é considerada média ou alta por parte de 79% dos entrevistados. Do conjunto, 63% declararam que a renda bruta auferida com o extrativismo do pinhão proporciona uma receita bruta maior que R$ 2.000,00 por safra. Outra característica dos entrevistados foi que um quarto do total se declarou como arrendatário de terra, pagando ao proprietário pelo arrendamento da terra onde praticam a extração, 25% da produção média.

As informações acima configuram um panorama do extrativismo do pinhão no segundo e terceiro município maior produtor de pinhão de Santa

Catarina. Essas informações vão tecendo um panorama e caracterizando o universo de relações e perspectivas que o extrativismo vem sofrendo nos últimos anos. É evidente a predominância da comercialização com atacadistas e a falta de formalização nos acordos para extração e comercialização. Também fica clara a importância monetária que o extrativismo proporciona às famílias. Outra constatação é a existência de políticas públicas que podem dinamizar a comercialização do pinhão, mesmo que ainda pouco acessadas pelo conjunto dos extrativistas. Um exemplo é a PGPM Bio que foi acessada por somente vinte agricultores familiares de Santa Catarina até 2018 [29]. A totalidade dos acessos em Santa Catarina foi realizada para extrativistas do PSC, sendo que o primeiro foi realizado em 2016. A PGPM Bio só foi acessada novamente em 2018 por outros dezenove extrativistas (quinze de São Joaquim, três de Bom Jardim da Serra e um de Rio Rufino). Além da possibilidade de acesso às políticas públicas, há existência de iniciativas de processamento que poderiam dinamizar processos futuros de agregação de valor. Além disso, também aparecem iniciativas visando à comercialização em circuitos curtos como em feiras agroecológicas, vendas diretas para consumidores e para programas governamentais. Porém, há falta de articulação entre os extrativistas através de associações e cooperativas, sendo que uma maior articulação poderia contribuir para a agregação de valor ao produto [39].

O conjunto de iniciativas de comercialização já praticadas pelos agricultores familiares extrativistas demonstra a importância do pinhão para a composição de sua renda, resultando em seu interesse na conservação das árvores em pé. Aqueles extrativistas e organizações que conseguem maior valor agregado pelo pinhão terão ainda maior interesse em conservar esta espécie, pela importância crescente do pinhão como produto florestal não madeireiro.

Diagnósticos rurais participativos (DRPs)

Antes da utilização das técnicas foi realizada uma breve apresentação dos objetivos do trabalho e uma rodada de discussão como os participantes dos DRPs. A rodada de discussão durava em média uma hora e servia para construir consensos entre os participantes sobre temas ligados ao extrativismo do pinhão. Os temas principais que permearam a discussão inicial dos participantes, em ordem de relevância por número de intervenções, foram:

a) Unanimidade com relação à ameaça de diminuir a produção de pinhão ao longo do tempo, em função de dois aspectos principais:

   1) corte de indivíduos jovens de araucária que poderiam substituir as árvores que estão atualmente em produção. Esse corte é utilizado pela população local que não prioriza o pinhão como fonte de renda. O corte é realizado principalmente nas pastagens devido à forte regeneração do pinheiro brasileiro. Essa situação é descrita em estudo realizado no município de Urupema/SC [40]. Os autores concluíram que com as restrições legais atuais de uso da floresta, a área com cobertura florestal tende a aumentar, mas a degradação das florestas continua através de práticas degradadoras, como raleio do sub-bosque, gado na floresta e roçada da regeneração de araucária nos campos;

   2) necessidade de manejo dos indivíduos adultos que, quando regeneram em alta densidade (acima de 500 indivíduos/ha), passam a competir entre si por espaço e luz, o que reduz a produção média de pinhas por indivíduo. Levantamento realizado em unidade familiar em Painel/SC, constatou média de 633 indivíduos de pinheiro brasileiro por hectare [21]. Essa densidade vem provocando diminuição da produção de pinhão. As duas constatações estão sempre associadas com à restrição do corte do pinheiro brasileiro pela legislação vigente.

b) O extrativismo é mais intenso nas áreas que outrora foram áreas de lavouras de produção de milho e feijão e que foram convertidas em pastagens com espécies nativas e naturalizadas nos últimos 30 a 40 anos. Nesses locais, em todos os municípios participantes dos DRPs, o consórcio do pinheiro brasileiro com o gado e as pastagens são predominantes. Desta forma, apontam como fundamental encontrar formas de utilização para a grimpa, que causa acidentes e morte dos bovinos, e soluções para a alta densidade de pinheiros, que causa diminuição da área com pastagem. Grimpas são as folhas e galhos pequenos secos que se desprendem do pinheiro por ocasião da sua senescência ou por efeito de intempéries climáticas (ventos fortes e granizo);

c) Além do consórcio com o gado, os extrativistas relataram técnicas de manejo que são empregadas nos sistemas de produção que envolve o pinheiro brasileiro, tais como: uso de calcário, adubação orgânica, raleio de árvores, corte de galhos e enxertia no pinheiro. Essas intervenções na paisagem configuram a existência de um sistema agroflorestal tradicional, que é descrito abaixo,

> *trata-se de um sistema de uso da terra onde existe a dominância de araucárias no dossel superior, com a presença de erva mate (Ilex paraguariensis) e bracatinga (Mimosa scabrella) no dossel intermediário, bem como a manutenção de espécies forrageiras que compõem uma diversificada pastagem com espécies nativas e naturalizadas, que serve de alimento para bovinos de corte e leite mantidos nas propriedades de forma extensiva. Esse sistema agroflorestal tradicional é a base produtiva e, por conseguinte, a base econômica de milhares de propriedades que ao longo do tempo adotaram práticas agroflorestais de uso e conservação da FOM, constituindo um saber fazer sócio cultural típico da região [23].*

d) Apesar da existência desse sistema agroflorestal (SAF) associado à prática do extrativismo do pinhão, ainda são necessárias pesquisas e informações sobre técnicas, práticas, leis e regulamentos que garantam a continuidade do processo a longo prazo.

e) A comercialização do pinhão é reconhecida como um importante componente da renda dos agricultores familiares, sendo que em Bocaina do Sul a comercialização se concentra na venda direta aos consumidores na rodovia BR 282. Em Painel, São Joaquim e Urupema a comercialização é concentrada para atacadistas, que comercializam o produto principalmente na Central de Abastecimento do Estado de Santa Catarina (CEASA) localizada no município de São José, na região metropolitana de Florianópolis.

Outra constatação dos DRPs foi o incremento na população da espécie ao longo dos anos, em função da fiscalização/punição à prática de corte do pinheiro brasileiro e do uso do pinhão como fonte de renda pelos agricultores.

Em todos os DRPs os agricultores assinalam que há três períodos distintos de uso do pinheiro brasileiro na região:

a) O primeiro deles é do início do século até aproximadamente o início dos anos 1950, quando o pinheiro brasileiro era utilizado basicamente como produtor de pinhão para o consumo familiar e para a alimentação de animais domésticos, principalmente para os porcos que eram importante fonte de renda das famílias e insumo básico na alimentação. Os animais eram comercializados para outras regiões do estado para produção de banha e carne (usada principalmente na fabricação de embutidos). Bocaina do Sul comercializava os porcos para municípios do Vale do Itajaí. Painel, Urupema e São Joaquim comercializavam para os municípios do Litoral Sul de Santa Catarina. Devido à falta de transporte, os porcos eram levados a pé (em tropas) para serem abatidos. As jornadas foram relatadas em todos os DRPs pelos participantes como tropeadas e ainda marcam a memória dos mais velhos.

b) Um segundo momento da utilização da araucária foi o período denominado de ciclo da madeira, que durou do início dos anos 1940 até meados dos anos 1970. Esse período foi extremamente importante para a economia local e trouxe crescimento populacional e econômico para a região. Autores afirmam que a exploração do pinheiro brasileiro, visando a utilização da madeira, teve impactos expressivos na economia brasileira, especialmente nos estados do Sul [2]. Esta exploração florestal ocorreu intensamente no PSC, criando um ciclo de crescimento econômico, que marcou a trajetória histórica da região e teve como setor hegemônico a indústria madeireira. A partir da década de 1960 ocorreu uma crise econômica no setor madeireiro de Lages, que durante o ciclo da madeira abrangia os atuais municípios de Painel, Bocaina do Sul, Palmeira, Otacílio Costa, Capão Alto, Correia Pinto, Ponte Alta e São José do Cerrito. A crise econômica em Lages repercutiu fortemente no PSC, motivando o êxodo rural, o que provocou um adensamento da população na zona urbana, aumento da periferia e os problemas sociais correlacionados pela falta de perspectiva de um novo eixo condutor de desenvolvimento diante do que se esgotara [41].

c) Um terceiro momento da utilização do pinheiro brasileiro começa no final do ciclo da madeira com a restrição do seu corte e intensificação da fiscalização em meados da década de 1990, continuando até hoje. Neste período houve uma forte regeneração natural do pinheiro brasileiro nos locais que outrora abrigavam lavouras anuais de milho e feijão. Nos locais onde havia plantio de culturais anuais, ocorre a introdução paulatina de pastagens com espécies nativas e naturalizadas. Fato que impactou positivamente na regeneração natural do pinheiro brasileiro e consequentemente aumentou a oferta de pinhão para o consumo humano e da fauna.

A conservação pelo uso pode estimular a manutenção dos processos ecológicos existentes na FOM, além de garantir às famílias rurais o uso de seus recursos para a subsistência e a geração de renda. Entretanto, o efeito do extrativismo prolongado das suas sementes, aliado ao seu *status* de espécie ameaçada, pode afetar negativamente a sua regeneração natural, causando diminuição demográfica da espécie. Desta forma, é imprescindível que haja melhor investigação científica sobre o processo de extração do pinhão para assegurar a manutenção da espécie ao longo do tempo. É essencial que haja sementes suficientes para alimentar a fauna e para dar suporte contínuo para o banco de plântulas que a espécie necessita para se perpetuar [42].

Estudo realizado apresenta a informação que os extrativistas do município de Painel coletam não mais que 30% das pinhas existentes nas propriedades [43]. Essa informação é relevante, já que nessa percentagem de extração é de se esperar que a perpetuação da espécie deverá estar assegurada pela manutenção de um razoável banco de plântulas de pinheiro brasileiro. Também se deduz que a fauna silvestre terá alimento suficiente para a sua manutenção. Depois de anos investigando todas as regiões do Rio Grande do Sul, em 1995 foi identificada nova região de concentração populacional do papagaio-charão (*Amazona pretrei*), entre os municípios de Painel, Urupema e Bocaina do Sul [44]. O motivo pelo qual os papagaios trocaram sua região original pelo PSC foi a ampla cobertura do solo com pinheirais, na maioria com árvores não muito antigas, muitas vezes estendendo-se por dezenas de quilômetros. Ali os papagaios encontraram oferta de pinhões que garantem o suporte de alimento para uma população de cerca de 10.000 papagaios em 1995. Estudo realizado recentemente demonstrou que a população de papagaios da espécie *Amazona pretrei* aumentou nos últimos 20 anos [43]. Em recente contagem realizada no PSC, a população é de 21.311 papagaios charão que migram todos os anos do Rio Grande do Sul em busca de alimento nos meses do outono e de inverno para o PSC. Uma pesquisa realizada no criadouro científico da Universidade de Passo Fundo indicou que cada papagaio consome por ano aproximadamente 10 kg de pinhões. A essa informação foi agregado o consumo de pinhões por outras espécies da fauna silvestre, considerada a taxa atual de coleta pelas pessoas para consumo ou comércio, e chegou-se a uma projeção que indicou a necessidade de uma área mínima de 98.595 ha de cobertura vegetal com pinheiro brasileiro. O PSC possui essa área com cobertura de FOM, porém boa parte está localizada em propriedades particulares e uma menor área em UC [43]. A percepção dos participantes do DRP vai de encontro ao que está indicado pelos estudos citados, notadamente no aspecto da ampliação da população do pinheiro brasileiro.

Na etapa final dos DRPs foi utilizada a técnica do diagrama de Venn, com o objetivo de priorizar ações regionais de pesquisa que permitam avançar nas questões suscitadas pelos participantes no início do diagnóstico. Durante a aplicação da técnica ocorreu uma consistente convergência de interesses para a priorização de algumas ações de pesquisa para o manejo da espécie. Foram elencados os seguintes temas por ordem de interesse: a) realização de desbaste/raleio de árvores, com o intuito de chegar a uma densidade ideal para a produção de pinhão por área; b) realização de estudo sobre a viabilidade técnica e econômica de se utilizar calcário e adubação orgânica na espécie; c) estudar a melhor relação entre a proporção de indivíduos machos em relação às fêmeas, para obtenção de uma melhor produtividade.

Como atividades secundárias, mas também que demandariam estudos, foram citadas as seguintes questões: d) estabelecer critérios técnicos para consórcio com gado e pastagem, e também de consórcio com espécies como erva mate, xaxim (*Dicksonia sellowiana*), bracatinga (*Mimosa scabrella*), plantas medicinais e frutas nativas; e) estudar os motivos da oscilação da produção de pinhão. O pinheiro brasileiro produz abundantemente durante dois ou três anos, reduzindo a produção posteriormente, de forma gradativa, nos dois ou três anos seguintes [45]. Os extrativistas relataram no DRP que têm observado que essa oscilação produtiva da espécie está sofrendo

alterações e que não sabem o motivo da mudança de comportamento. f) melhorar os métodos de coleta do pinhão; g) aprimorar os equipamentos e as máquinas artesanais fabricadas pelos próprios agricultores familiares, que são utilizadas nas diversas fases do processo de colheita, beneficiamento e processamento do pinhão; h) promover trabalhos com enxertia e outras técnicas de melhoramento genético, visando aumento da produção; i) melhoria da assistência técnica e extensão rural para os extrativistas; j) estudar o aumento da incidência do caruncho no pinhão. Observe-se que os três itens mais manifestados pelos extrativistas se referem a um interesse direto à produtividade do pinhão. Os itens secundários apontados no DRP, também guardam relação com o aumento da produtividade do pinhão e com a interação com outras espécies animais e vegetais que podem gerar retorno econômico para as unidades familiares de produção.

Após a finalização dos DRPs foi realizada uma rodada de discussão para verificar se os extrativistas gostariam de participar de um processo de pesquisa visando a conservação da espécie através do seu uso. Foi unânime o interesse, com 11 extrativistas colocando suas propriedades e conhecimentos à disposição. Estudos realizados no Nordeste e Norte brasileiro com extrativismo de mangaba, atestam que o debate sobre essa temática foi retomado. Argumentam que há um reconhecimento da importância desses sistemas para a conservação da biodiversidade, pela valorização cultural que os seus produtos têm adquirido no mundo contemporâneo e pelo reconhecimento de que os saberes acumulados por gerações de populações tradicionais tem sido um dos guias mais usados nas pesquisas científicas [46].

Conclusão

Apresentamos evidências de como parcela da agricultura familiar do Planalto Serrano Catarinense valoriza a presença da araucária nas suas propriedades. A maioria dos agricultores que participaram desse estudo tem a percepção de aumento da área em regeneração de araucária nas suas unidades de produção.

A comercialização de pinhão em circuitos curtos proporciona maior remuneração para os agricultores familiares, comparada à venda para os atacadistas. Essa vantagem estimula os agricultores a priorizarem a conservação da espécie, especialmente pelo manejo em sistemas agroflorestais.

Há interesse por parte dos agricultores familiares em interagir com a pesquisa e promover técnicas de manejo que proporcionem maior produtividade de pinhão. O tema prioritário é obter a densidade ideal de árvores por área para ampliar a produção de pinhão. Uma segunda demanda são estudos sobre a viabilidade técnica e econômica da utilização de calcário e adubo orgânico almejando aumento da produtividade. E uma última demanda é estudar a melhor proporção entre indivíduos machos em relação às fêmeas, novamente idealizando maximização da produtividade. Não se deve subestimar a importância do componente produção e produtividade, na medida em que há uma insignificante fiscalização da manutenção dos remanescentes de pinheiro brasileiro e que o desejo dos agricultores manterem a espécie em áreas privadas depende de qualificar seu manejo voltado ao seu uso produtivo. Pesquisas neste sentido teriam potencial para catalisar o processo de conservação pelo uso sustentável da espécie que está ameaçada de extinção, assim como da biodiversidade associada.

Referências

1. Vibrans AC, Savegnani L, Gasper AL, Lingner DV. Inventário florístico florestal de Santa Catarina, vol. III, Floresta Ombrófila Mista. Blumenau, Edifurb, 2013, 448p.

2. Reis MS, Peroni N, Mariot A, Steenbock W, Filippon S, Silva CV, Mantovani A. Uso sustentável e domesticação de espécies da Floresta Ombrófila Mista. In: Ming LC, Amorozo MCM, Kffuri CW (Orgs.). Agrobiodiversidade no Brasil: experiências e caminhos da pesquisa. Recife: NUPEEA, 2010, p. 183-214.

3. Mantovani A, Da Costa NCF. Situação atual e conservação das Florestas com Araucária. In: Anais 3º Seminário Sul-Brasileiro sobre a Sustentabilidade da Araucária. Passo Fundo, 23-25 de maio, 2018. Disponível em: http://www.upf.br/araucaria/download.

4. Presidência da República (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 (SNUC) e dá outras providências.http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm.

5. Martins L. Marenzi RC. Lima A. Levantamento e representatividade das unidades de conservação instituídas no Estado de Santa Catarina, Brasil, Desenvolvimento e Meio Ambiente, 33: 241-259, abr. 2015.

6. Marenzi RC, Frigo F, Eccel R, Schimidt AD. Unidades de conservação de Santa Catarina: base preliminar de um diagnóstico de situação. In: Anais do 3º Simpósio de Áreas Protegidas: repensando escalas de atuação. Pelotas: Universidade Católica de Pelotas, 2005.

7. Oliveira EA. Processos de criação e situação atual das Unidades de Conservação Federais para a proteção de remanescentes da Floresta com Araucárias. In: Anais 3º Seminário Sul-Brasileiro sobre a Sustentabilidade da Araucária. Passo Fundo, 23-25 de maio, 2018. Disponível em: http://www.upf.br/araucaria/download.

8. Magnanti NJ, Sartori S. Sistematização do Território Serra Catarinense. Termo de referência do Projeto MA 429 FASE (Federação de Órgãos para Assistência Social e Educacional), 2011, 46 p.

9. Wilson EO. Biodiversidade. Rio de Janeiro. Nova Fronteira. 1997.

10. Diegues AC, Arruda RSV. Saberes tradicionais e biodiversidade no Brasil. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; São Paulo: USP, 2001.

11. Bensusan N. Conservação da biodiversidade em áreas protegidas, Rio de Janeiro. Editora FGV, 2006, 176p.

12. Coelho-de-Souza G, Bassi JA, Kubo RR. Transformações no espaço rural. Org. Gabriela Coelho de Souza, Curso de graduação tecnológica, planejamento e gestão para o desenvolvimento rural da SEAD, UFRGS, Porto Alegre. Ed. UFRGS, 2011, 124 p.

13. Vieira-da-Silva C. A invisibilidade de uma atividade praticada por muitos. O extrativismo e os canais de comercialização de pinhão em São Francisco de Paula, RS. Porto Alegre [Tese] UFRGS, 2013. 233 f.

14. Pereira BE, Diegues AC. Conhecimento de populações tradicionais como possibilidade de conservação da natureza: uma reflexão sobre a perspectiva da etnoconservação. Desenvolvimento e Meio Ambiente, jul./dez. 2010; 22: 37-50. Editora UFPR.

15. Amaral MM, Fichino BS. Construção participativa de diretrizes para o manejo sustentável do pinhão (*Araucaria angustifolia*) a partir de uma visão da conservação da floresta com araucária e do uso do pinhão. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, caderno 43, 60p. 2014.

16. Vibrans AC, Savegnani L, Gasper AL, Lingner DV. Diversidade e conservação dos remanescentes florestais (Inventário florístico florestal de Santa Catarina/IFFSC): v. n01, Blumenau: Edifurb,2012, 344p.

17. Zechini AA, Schussler G, Silva JZ, Mattos AG, Peroni N, Mantovani A, Reis, MS. Produção, comercialização e identificação de variedades de pinhão no entorno da floresta nacional de Três Barras/SC. Biodiversidade Brasileira (ICMBIO), 2012; 2(2): 74-82.

18. Homma AKO. Extrativismo vegetal ou plantio: qual a opção para a Amazônia? Estudos avançados, 2012; 26(74): 167-186.

19. Wendling I, Zanette F. Araucária: particularidades, propagação e manejo de plantios Brasília/DF: Embrapa, 2017. 159 p.

20. Reis M, Montagna T, Mattos AG. Filippon S, Ladio, AH, Marques A, Zechini AA, Peroni N, Mantovani A. Domesticated landscapes in Araucaria Forests, Southern Brazil: a multispecies local conservation-by-use system. Frontiers in ecology and evolution, 2018; 6: 11.

21. Magnanti NJ, Rover OJ, Siminski A, Santos, KL, Siddique I. Conservação pelo uso de espécies ameaçadas: manejo da araucária em sistemas agroflorestais agroecológicos (SAFAS). In: Siddique I, Dionísio AC, Simões-Ramos GA. Construindo conhecimentos sobre agroflorestas em rede. Florianópolis: UFSC, 2017(Série Agroflorestas Agroecológicas do Sul em Rede, v. 3). p.70-79.

22. FAO. Desarrollo de produtos forestales no madereros en América Latina y el Caribe. Santiago do Chile, 1996. Disponível em http://www.fao.org/3/a-t2360s.pdf.

23. Magnanti NJ. A importância social e econômica do pinhão na Serra Catarinense. In: Peixer Z, Carraro JL (Orgs). Povos do campo, educação e natureza, Lages (SC), Grafine, 2016, p. 57-67.

24. Instrução Normativa no6 de 23/09/2008. Ministério do Meio Ambiente (MMA).

25. Sevegnani L, Schroeder L. Biodiversidade catarinense: características, potencialidades, ameaças. Blumenau: Edifurb, 2013. 252 p.

26. Mantovani A, Morellato LPC, Reis MS. Fenologia reprodutiva e produção de sementes em *Araucaria angustifolia* (Bert) O.Ktze. Revista Brasileira de Botânica, 2004; 27(4): 787-796.

27. Adan N. Uso, manejo, conhecimento local e caracterização morfológica de variedades de *Araucaria angustifolia* (Bert.) Ktze., no Planalto Serrano Catarinense. Florianópolis, [Dissertação] UFSC, 2013. 143 f.

28. Oliveira AA. Conjuntura especial pinhão, Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB), set. 2014.

29. Magnanti NJ, Rover OJ. Política de garantia de preços mínimos dos produtos da biodiversidade (PGPM bio): estudo de caso do pinhão. In: Anais 3º Seminário Sul-Brasileiro sobre a Sustentabilidade da Araucária. Passo Fundo, 23-25 de maio, 2018. Disponível em: http://www.upf.br/araucaria/download.

30. Yin RK. Estudo de caso: planejamento e métodos, Porto Alegre, 5. Ed. Bookman. 2015, 271 p.

CC BY NC ND

31. Seixas C. 2005. Abordagens e técnicas de pesquisa participativa em gestão dos recursos naturais. Florianópolis, APED/SECCO. In: Vieira PF, Berkes F, Seixas CS. Gestão integrada e participativa de recursos naturais: conceitos, métodos e experiências. Florianópolis: Secco/APED, 2005. p. 73-105.

32. IBGE. Produção da extração vegetal e da silvicultura. 2021. Disponível em: https//sidra.ibge/tabela/289#resultado.

33. Verdejo ME. Diagnóstico rural participativo – guia prático DRP. Brasília: MDA/SAF/DATER, 2006.

34. Franco MAS. Pedagogia da pesquisa-ação. Educação e Pesquisa, São Paulo, set./dez. 2005; 31(3): 483-502.

35. Coradin L, Siminski A, Reis A. Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual e potencial: plantas para o futuro – região sul. Brasília, MMA, 2011, 934p.

36. Nardin CF. Demografia da *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze e recomendações para a exploração sustentável do pinhão no município do Turvo/PR. Nazaré Paulista. [Dissertação], Instituto de Pesquisas Ecológicas, 2010, 128 f.

37. Darolt MR. Conexão ecológica: novas relações entre agricultores e consumidores. Londrina: IAPAR, 2012, 162p.

38. CONAB, Companhia Nacional de Abastecimento. Boletim Sociobiodiversidade, v. 1, n. 2, abr. /maio/jun. 2017, 61p.

39. Jesus LC, Santos EL, Mendes JO, Farias JA. Estratégias digitais para consolidação de uma rede de informações sobre a cadeia de comercialização da semente de *Araucaria angustifolia*. In: Anais 3º Seminário Sul-Brasileiro sobre a Sustentabilidade da Araucária. Passo Fundo, 23-25 de maio, 2018. Disponível em: http://www.upf.br/araucaria/download.

40. Menegatti RD, Higuchi P, Silva AC, Fert Neto J, Correia J, Munaretti AM, Berri PV. Relação etnobotânica dos proprietários rurais do município de Urupema/SC, com recursos florestais. Floresta, [S.l.], dez. 2014; 44(4): 725-734. ISSN 1982-4688. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/29846>..doi: http://dx.doi.org/10.5380/rf.v44i4.29846.

41. Peixer ZI. A cidade e seus tempos: o processo de constituição do espaço urbano em Lages. Editora Uniplac, Lages, 2002.

42. Schüssler G, Mello RSP, Miranda TM, Coelho-de-Souza G. Comparação da produção de pinhas em *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) em diferentes sistemas de manejo – um estudo preliminar. In: Anais 3º Seminário Sul-Brasileiro sobre a Sustentabilidade da Araucária. Passo Fundo, 23-25 de maio, 2018. Disponível em: http://www.upf.br/araucaria/download.

43. Prestes NP, Martinez J. Kilpp JC. Consumo das sementes de *Araucaria angustifolia* por *Amazona pretrei* e *Amazona vinacea* em programa de conservação *ex situ*. Ornithologia, setembro, 2014; 6(2): 121-127, .

44. Martinez J. Apresentação dos Anais Seminário Sul-Brasileiro sobre a Sustentabilidade da Araucária. In: Anais 3º Seminário Sul-Brasileiro sobre a Sustentabilidade da Araucária. Passo Fundo, 23-25 de maio, 2018. Disponível em: http://www.upf.br/araucaria/download.

45. Figueiredo Filho A, Orellana E, Nascimento F, Dias NA, Inoue MT. Produção de sementes de *Araucaria angustifolia* em plantio e em floresta natural no Centro-Sul do Estado do Paraná. Floresta, Curitiba/PR, jan./mar. 2011; 41(1): 155-162,.

46. Mota DM. Schmitz H, Silva Júnior JF, Rodrigues RFA, Alves JNF. O extrativismo de mangaba é "trabalho de mulher"? Duas situações empíricas no Nordeste e Norte do Brasil. Novos Cadernos NAEA,, dez. 2008; 11(2): 155-168.

47. Magnanti NJ. Extrativismo do pinhão na promoção da biodiversidade e do desenvolvimento econômico da agricultura familiar no Planalto Serrano Catarinense [tese]. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina; 2019. 252 f.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Biodiversidade **Brasileira**
Revista Científica

Monitoramento de refúgio de maternidade de *Eptesicus furinalis* d'Orbigny & P. Gervais, 1847 em área de floresta ombrófila mista

Rosane Vera Marques[1]*
https://orcid.org/0000-0002-5026-8481
* Contato principal

[1] Unidade de Assessoramento Ambiental. Gabinete de Assessoramento Técnico, Ministério Público do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. <rosanbat@terra.com.br>.

Recebido em 15/11/2022 – Aceito em 27/02/2025

Como citar:

Marques RV. Monitoramento de refúgio de maternidade de *Eptesicus furinalis* d'Orbigny & P. Gervais, 1847 em área de floresta ombrófila mista. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 1-14. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2344

Palavras-chave: Anilhamento; fidelidade ao abrigo; proporção sexual; morcegos.

RESUMO – Estudos de longo prazo permitem a compreensão da ainda pouco conhecida história natural das espécies de morcegos neotropicais. O monitoramento de abrigos utilizados por longos períodos e a marcação dos indivíduos permitem desvendar aspectos da biologia, ecologia e comportamento, fundamentais para o conhecimento científico e a busca pela conservação das espécies. Em geral, unidades de conservação possuem ambientes naturais relativamente preservados e abrigos protegidos contra vandalismos. Esses abrigos fixos possibilitam o desenvolvimento de estudos de longo prazo. Os objetivos deste trabalho foram monitorar uma colônia maternidade de morcegos insetívoros da espécie *Eptesicus furinalis* vivendo em abrigo estável e testar anilhas metálicas com abas como método de marcação seguro para permitir estudos de longo prazo. O telhado de uma casa de madeira e telhas de cimento-amianto localizada na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, servia como abrigo a morcegos insetívoros *Eptesicus furinalis*. Esses morcegos foram monitorados por meio de captura na saída do abrigo ao anoitecer e anilhamento no período entre outubro de 2010 e março de 2014. Após realização de pesagem, obtenção de medidas corporais, verificação do sexo, estado reprodutivo e marcação do antebraço direito com anilhas metálicas com abas e numeradas, os morcegos eram devolvidos ao abrigo na mesma noite. Total de 220 morcegos foram anilhados, sendo que 109 foram recapturados entre uma e seis vezes. Fidelidade ao abrigo foi observada em 58 indivíduos recapturados por mais de um ano. A proporção sexual foi 178 fêmeas e 42 machos (4,24 fêmeas para 1 macho). Gravidez foi observada nos meses de novembro e dezembro. A amamentação ocorre entre dezembro e janeiro e o recrutamento dos jovens entre janeiro e março. Inatividade reprodutiva aparente ocorre entre abril e setembro. As anilhas metálicas com abas foram eficientes para a marcação individual e permitiram verificar a existência de fidelidade ao abrigo.

CC BY NC ND

Monitoring of *Eptesicus furinalis* d'Orbigny & P. Gervais, 1847 maternity shelter in an area of mixed rain forest

Keywords: Banding; roost fidelity; sex proportion; bats,

ABSTRACT – Long-term studies enable understanding of the hitherto little known natural history of neotropical bat species. Monitoring shelters used by these animals for long periods and marking individuals can reveal aspects of their biology, ecology, and behavior that are essential to further scientific knowledge and to support activities targeting conservation of species. In general, conservation units have relatively preserved natural environments and shelters used by bats that are protected from vandalism. The objectives of this study were to monitor a maternity colony of insectivorous bats of the species *Eptesicus furinalis* living in a stable roost and to test metal rings with flaps as a safe marking method to allow long-term studies. The roof of a wooden house with asbestos-cement tiles located in the São Francisco de Paula National Forest, Rio Grande do Sul, served as a roost for insectivorous bats *Eptesicus furinalis*. Bats were monitored by capture and banding of individuals leaving the shelter at nightfall from October 2010 to March 2014. Captured bats were weighed, had their body measurements taken, and their sex and reproductive status were recorded, before being marked with numbered metal lipped bands and were returned to shelter the same night. A total of 220 bats were banded, 109 of which were recaptured from one to six times each. Fifty-eight individuals were loyal to the shelter, being recaptured over more than one year. The sex proportion was 178 females and 42 males (4.24 females per male). Pregnancy was observed in November and December. Suckling occurs in December and January and juveniles are recruited from January to March. There is apparent reproductive inactivity from April to September. The metal lipped bands were effective for marking of individuals and enabled roost fidelity to be verified.

Monitoreo de um refugio de maternidad de *Eptesicus furinalis* d'Orbigny & P. Gervais, 1847 en una área de bosque ombrofilo mixto

Palavras clave: Anillamiento; fidelidad al abrigo; proporción sexual; murciélagos.

RESUMEN – Los estudios a largo plazo nos permiten comprender la historia natural aún poco conocida de las especies de murciélagos neotropicales. El monitoreo de refugios utilizados por largos periodos y la marcación de individuos permite descubrir aspectos de biología, ecología y comportamiento, fundamentales para el conocimiento científico y la búsqueda de la conservación de las especies. En general, las unidades de conservación cuentan con ambientes naturales relativamente preservados y refugios protegidos contra el vandalismo. Estos refugios fijos permiten el desarrollo de estudios de largo plazo. Los objetivos de este trabajo fueron monitorear una colonia de maternidad de murciélagos insectívoros de la especie *Eptesicus furinalis* que viven en un refugio estable y probar anillos metálicos con orillas como un método de marcación seguro que permita estudios a largo plazo. El techo de una casa de madera con tejas de fibrocemento ubicada en la Floresta Nacional São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, sirvió de refugio a los murciélagos insectívoros *Eptesicus furinalis*. Estos murciélagos fueron monitoreados mediante captura al salir del refugio al anochecer y anillamiento entre octubre de 2010 y marzo de 2014. Después de pesarlos, obtener medidas corporales, verificar sexo, estado reproductivo y marcar el antebrazo derecho con anillos metálicos con orillas y números, los murciélagos fueron devueltos al refugio esa misma noche. En total se anillaron 220 murciélagos, de los cuales 109 fueron recapturados entre una y seis veces. Se observó fidelidad al refugio en 58 individuos recapturados durante más de un año. La proporción de sexos fue de 178 hembras y 42 machos (4,24 hembras por 1 macho). El embarazo se observó en los meses de noviembre y diciembre. La lactancia ocurre entre diciembre y enero y el reclutamiento de animales jóvenes entre enero y marzo. La aparente inactividad reproductiva ocurre entre abril y septiembre. Las anillas metálicas con orillas fueron eficaces para la marcación individual y permitieron verificar la existencia de fidelidad al refugio.

CC BY NC ND

Introdução

Os morcegos no Brasil, como os ocorrentes na Europa e Américas, têm pequenas dimensões corporais e são difíceis de serem observados, pois não permanecem expostos como morcegos (raposas voadoras) na África, Ásia e Oceania, além de terem hábitos noturnos [1]. Desta forma, as pessoas não os conhecem, acreditando em superstições fantasiosas [2]. Além disso, o Brasil ainda carece de conhecimento suficiente sobre a ocorrência de morcegos em toda sua extensão territorial, assim como de aspectos da vida natural e ecologia de várias espécies [3]. A importância ecológica dos morcegos está atrelada à prestação de serviços ecossistêmicos tais como supressão de insetos, polinização e dispersão de frutos e sementes que são afetados quando há destruição de *habitat* naturais, interferindo negativamente nas populações de morcegos [4]. Apesar da lacuna no conhecimento sobre as espécies no Brasil, é possível ter estimativas teóricas sobre o potencial de oferta de serviços ecossistêmicos realizados pelos morcegos nos diversos biomas do país [5]. Os serviços ecossistêmicos fornecidos por morcegos insetívoros chegam a trazer vantagens econômicas muito substanciais para a humanidade, sendo caso clássico o da espécie *Tadarida brasiliensis* cujas imensas colônias maternidade predam insetos praga de lavouras na América do Norte, sendo estimados valores econômicos elevados relativos aos benefícios que esses morcegos trazem para as atividades humanas [6].

Morcegos possuem características inesperadas para animais com seu tamanho corporal. Apesar de serem pequenos, apresentam estratégia K, com grande longevidade, baixa fecundidade, altas taxas de sobrevivência, dependência infantil relativamente longa, maturidade sexual relativamente tardia e a biologia reprodutiva de morcegos sugere que suas populações não tendem a flutuar marcadamente [7]. Assim, morcegos são organismos vertebrados K-estrategistas que servem como modelos para estudos de ecologia [8]. Estudos de longo prazo são necessários para permitir a compreensão da história natural das espécies de morcegos da região neotropical. O monitoramento de abrigos utilizados por longos períodos e a marcação dos indivíduos permitem desvendar aspectos da biologia, ecologia e comportamento, fundamentais para o conhecimento científico e a busca pela conservação das espécies. Existem morcegos que realizam movimentos migratórios, sendo que estudos sobre migração são importantes para indicar locais que precisam ser preservados para permitir a conservação das espécies [9]. Apesar de que evidências genéticas podem indicar ocorrência de migração, os métodos mais utilizados para obter evidências sobre movimentos migratórios são os estudos de mudanças sazonais na distribuição das populações e o anilhamento [10]. Devido à incidência de injúrias provocadas por anilhas nos antebraços dos morcegos, o anilhamento em massa é desencorajado. Então, estudos realizados intensivamente em local com repetidas recapturas são mais indicados para monitorar a incidência de injúrias e permitir a remoção de anilhas caso seja necessário [11]. Morcegos frequentemente apresentam fidelidade a seus abrigos, variando de acordo com o tipo de abrigo, história de vida e organização social [12]. Em geral, em abrigos estáveis, os níveis de fidelidade são maiores em relação a abrigos efêmeros [13].

Estratégias reprodutivas precisam estar de acordo com as demandas ambientais e ecológicas, desta forma, os morcegos demonstram variações relacionadas com o clima e oferta de alimentos. O grande investimento energético durante a gestação e amamentação precisa de suporte ambiental de temperatura e disponibilidade de alimento que permitam a sobrevivência das fêmeas e dos filhotes. Presumidamente, o ciclo reprodutivo é governado pelo relógio circadiano, incorporado ao fotoperíodo e modulado por fatores ambientais [14]. A lactação consome muita energia e cálcio das fêmeas. O leite de morcegos insetívoros tende a ter mais concentração de gordura e proteína do que o leite de morcegos frugívoros [15]. Morcegos insetívoros que vivem no sul do Brasil precisam estar adaptados ao clima subtropical com suas variações de fotoperíodo, temperatura e oferta de alimento que, no geral, variam mais em relação a climas tropicais, porém, de forma bem menos rígida do que em climas temperados.

Existe uma diversidade de organização social entre os morcegos, sendo que há espécies que mantêm grupos de indivíduos geneticamente relacionados e que se abrigam comunitariamente ao longo do tempo [16]. Esse tipo de interação social precisa de um suporte básico que é o abrigo ou os abrigos em caso de morcegos que se deslocam periodicamente ou migram. Os abrigos também são importantes para proteção contra predadores e intempéries, porém, a possibilidade de manutenção de temperatura ambiente necessária para economia de energia metabólica é crucial. Ambientes com temperatura elevada para permitir o crescimento de filhotes mais rapidamente, assim como ambientes com temperaturas mais baixas a ponto de permitir que o metabolismo dos morcegos

CC BY NC ND

permaneça reduzido em períodos com menor oferta de alimento são imprescindíveis para a sobrevivência [15]. A fidelidade ao abrigo é detectada por meio de monitoramento de longo prazo e com algum tipo de marcação individual.

Uma das ameaças à conservação de espécies de morcegos é a falta de informações [17]. O monitoramento de longo prazo permite verificar vários parâmetros básicos importantes para a percepção das necessidades que as espécies têm em determinados tipos de ambientes ou períodos do ano. Da mesma forma, torna possível ter melhor compreensão sobre sua história de vida e atingir objetivos de mensuração de estabilidade, declínio ou incremento populacional [11].

Eptesicus furinalis d'Orbigny & P. Gervais, 1847 tem distribuição geográfica do norte da Argentina, Paraguai, Bolívia, Brasil, Guianas, leste do Peru e norte de Jalisco e Tamaulipas no México. No Brasil, tem registros nas regiões norte, nordeste, centro-oeste, sudeste e sul [18]. O holótipo é proveniente de Corrientes, Argentina [19]. Registros de sua presença vêm se confirmando ou expandindo na Argentina [20][21] e no Brasil [22]. Essa espécie é considerada comum em altitudes elevadas (1000 a 1600 m) em ambientes florestais úmidos, também ocorrendo em vegetações mais secas, áreas abertas, em clareiras e ao longo de estradas, frequentemente caçando sobre a água [23]. Na Guiana Francesa, foram capturados em redes de neblina dispostas em baixas alturas, mas também entre 5 m e 20 m em clareiras artificiais e estradas de terra e em floresta primária entre 34 m e 37 m de altura [24]. Podem apresentar ectoparasitas [25] e leptospiras patogênicas [26]. Considerada espécie de pouca preocupação conservacionista devido a sua ampla distribuição geográfica, adaptação a diferentes tipos de habitats naturais e antropizados, registros numerosos, populações grandes e presença em áreas protegidas [19]. No Brasil, sua reprodução foi estudada aprofundadamente na região sudeste [27].

Diante desse panorama, os objetivos deste trabalho foram monitorar uma colônia maternidade de morcegos insetívoros da espécie *Eptesicus furinalis* vivendo em abrigo permanente e testar anilhas metálicas com abas como método de marcação seguro para permitir estudos de longo prazo. As hipóteses a serem testadas foram que há diferenças de massa corporal entre machos e fêmeas. Não há diferença significativa na largura de antebraços entre jovens e adultos, permitindo o uso de anilhas sem causar problemas de injúrias. Haveria fidelidade ao abrigo e que a sazonalidade reprodutiva estaria de acordo com os períodos de maior luminosidade (fotoperíodo mais extenso), temperaturas mais elevadas e maior oferta de alimento.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, localizada no planalto das Araucárias no nordeste do Rio Grande do Sul, com os seguintes limites: norte 29°23'31,38"S 50°22'55,78"W; sul 29°27'15,88"S 50°24'09,32"W; leste 29°26'09,53"S 50°22'04,02"W; e oeste 29°24'48,86"S 50°25'01,48"W. Clima subtropical Cfb conforme a classificação climática de Köppen com verões brandos e invernos frios e sem períodos secos. Gradiente altitudinal entre 647 e 940 metros. Superfície: 1.615,6 ha no bioma Mata Atlântica, sendo sua cobertura vegetal constituída de aproximadamente de 900 ha de floresta ombrófila mista (Floresta com araucárias), 390 ha de reflorestamento de *Araucaria angustifolia* (pinheiro brasileiro) e plantios de árvores exóticas tais como *Pinus* spp. (229 ha), *Eucalyptus* sp. (34 ha) e *Cryptomeria japonica,* e pequenas porções de campo nativo e áreas úmidas (banhados) [28].

Captura e processamento dos morcegos

O telhado de uma casa de madeira com cobertura de cimento-amianto localizada nas coordenadas geográficas 29°25'32,4"S 50°23'12,0"W servia como abrigo a morcegos insetívoros, sendo o maior grupo composto por *Eptesicus furinalis.* Após reforma realizada no telhado, os morcegos perderam este abrigo e o estudo com esta espécie precisou ser finalizado.

Os morcegos foram capturados com auxílio de puçá (Figuras 1 e 2) na saída do telhado ao anoitecer, no período de outubro de 2010 a abril de 2014, em 79 diferentes ocasiões de captura. Os trabalhos de campo ocorreram mensalmente, com uma ou duas noites de captura por evento. Os morcegos eram pesados, medidos, verificado sexo, desenvolvimento corporal e estado reprodutivo aparente. Fêmeas grávidas eram detectadas somente quando seus abdomens estavam distendidos, não sendo possível indicar gravidez em estágios iniciais. Fêmeas em estágio de amamentação eram detectadas pelo desenvolvimento de suas mamas que ficavam salientes e sem pelos abundantes em seu entorno. Os machos não foram identificados como ativos ou inativos reprodutivamente. Foram utilizadas somente

CC BY NC ND

características externas, porque os animais não foram mortos. Após as observações, os morcegos recebiam uma anilha metálica (35 mm de diâmetro) com abas e numerada no antebraço direito para marcação individual (Figura 3). As medidas básicas de comprimento do antebraço foram acrescentadas das medidas de largura do antebraço para auxiliar na determinação do tamanho da anilha a ser utilizada. A identificação da espécie foi realizada com bibliografia específica que compreende a quiropterofauna da região sul do Brasil e cone sul da América do Sul [29] [30][31]. Os morcegos eram devolvidos ao telhado na mesma noite. O trabalho foi realizado com Autorizações Sisbio nº 26654-1 a 26654-3.



Figura 1 – Puçá posicionado junto ao telhado ao entardecer para captura de morcegos. Fonte: autora.



Figura 2 – *Eptesicus furinalis* recém capturado com puçá. Fonte: autora.



Figura 3 – Anilha metálica disposta no antebraço direito de *Eptesicus furinalis*. Fonte: autora.

Tratamento estatístico

Análise de variância de um fator foi utilizada para comparar as médias das massas corporais entre machos e fêmeas, entre machos adultos e jovens, entre fêmeas adultas grávidas e não grávidas, entre fêmeas adultas não grávidas e fêmeas jovens, comprimento do antebraço entre machos e fêmeas e largura do antebraço entre adultos e jovens. Testes t de *Student* foram utilizados para verificar a significância dos resultados obtidos com as Análises de Variância.

Resultados

A comparação das massas corporais entre machos e fêmeas demonstrou diferenças significativas ($F = 72,2545$ $p < 0,0001$ e $t = 8,5003$ $p < 0,01$ $gl = 218$), sendo a média do peso das fêmeas maior do que dos machos (Tabela 1). O comprimento dos antebraços das fêmeas foi considerado significativamente maior do que dos machos ($F = 53,5$ $p < 0,0001$ e $t = 7,3144$ $p < 0,01$ $gl = 218$) (Tabela 1). Dentre os machos (Figura 4), as massas corporais entre adultos e jovens apresentaram diferenças consideradas significativas, porém, de menor expressão ($F = 5,0162$ $p = 0,0276$ e $t = 2,2397$ $p = 0,0293$ $gl = 48$) (Tabela 2). As massas corporais das fêmeas (Figuras 5 e 6) apresentaram diferenças significativas entre fêmeas adultas não grávidas e grávidas ($F = 331,1040$ $p < 0,0001$ e $t = 18,1963$ $p < 0,01$ $gl = 329$) e entre fêmeas adultas não grávidas e jovens ($F = 51,5551$ $p < 0,0001$ e $t = 7,1802$ $p < 0,01$ $gl = 321$) (Tabela 2). As medidas de largura dos antebraços de indivíduos adultos de ambos os sexos não foram consideradas significativamente diferentes dos indivíduos jovens ($F = 0,0912$ $p = 0,7607$ $gl = 419$) (Tabela 2). Indivíduos jovens possuíam coloração acinzentada, diferenciada em relação aos adultos.

Tabela 1 – Médias e desvios padrão de massa corporal e medidas de antebraço de machos e fêmeas de *Eptesicus furinalis* na Floresta Nacional de São Francisco de Paula/RS.

Sexo	Peso (g)	C (mm)	L (mm)	n
Machos	7,47 ± 1,03	36,89 ± 1,16	1,46 ± 0,15	42
Fêmeas	9,08 ± 1,48	38,32 ± 1,13	1,47 ± 0,13	178

C = comprimento do antebraço L = largura do antebraço n = tamanho amostral
Fonte: autora.

Tabela 2 – Médias e desvios padrão de massa corporal e medidas de antebraço de machos e fêmeas de *Eptesicus furinalis* em diferentes estados de desenvolvimento na Floresta Nacional de São Francisco de Paula/RS.

Estados desenv.	Peso (g)	C (mm)	L (mm)	n
Machos adultos	7,71 ± 0,89	36,92 ± 1,14	1,43 ± 0,13	30
Machos jovens	7,20 ± 1,10	36,78 ± 0,16	1,51 ± 0,16	20
Fêmeas grávidas *	12,23 ± 1,01	38,38 ± 1,14	1,45 ± 0,11	48
Fêmeas adultas não gráv.*	9,18 ± 1,08			283
Fêmeas jovens	7,88 ± 0,90	38,08 ± 1,34	1,54 ± 0,16	40

* Medidas de antebraço em fêmeas adultas grávidas e não grávidas não foram separadas.
C = comprimento do antebraço L = largura do antebraço n = tamanho amostral
Fonte: autora.

CC BY NC ND



Figura 4 – *Eptesicus furinalis* macho.
Fonte: autora.



Figura 5 – *Eptesicus furinalis* fêmea grávida.
Fonte: autora.



Figura 6 – *Eptesicus furinalis* fêmea com mamas bem desenvolvidas em processo de amamentação.
Fonte: autora.

CC BY NC ND

A proporção sexual foi 4,24 fêmeas para cada macho (Figura 7). Os machos adultos foram detectados, especialmente, entre o outono e inverno (março a agosto), enquanto o número de fêmeas estava reduzido ou ausente (Figura 8). No meio do inverno (julho), nenhuma fêmea foi capturada e somente poucos machos permaneciam no abrigo. Atividade reprodutiva aparente não foi detectada nos meses de outono e inverno (março a agosto). O aumento significativo de indivíduos no abrigo ocorre com a presença de fêmeas em maior número a partir da primavera. Fêmeas visivelmente grávidas surgiram entre outubro e dezembro, com auge em novembro. A amamentação iniciou em novembro e se estendeu até fevereiro, tendo o auge em dezembro. Jovens com capacidade de voo foram detectados entre dezembro e março.

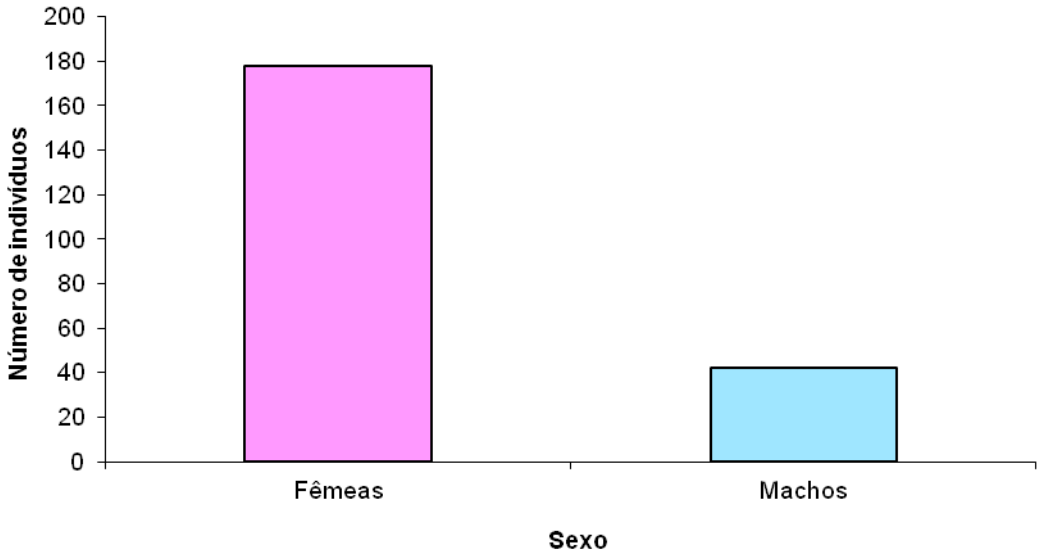


Figura 7 – Proporção sexual de *Eptesicus furinalis* em abrigo no telhado de casa na FLONA de São Francisco de Paula no período de outubro/2010 a abril/2014. Fonte: autora.

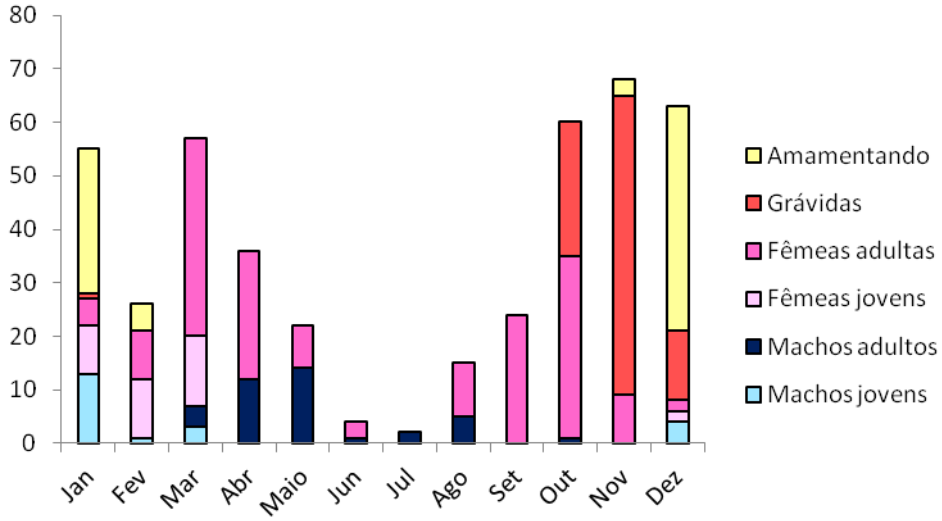


Figura 8 – Estado reprodutivo aparente de *Eptesicus furinalis* ao longo dos anos no período de outubro/2010 a abril 2014. Obs.: os valores mensais foram reunidos ao longo dos anos. Fonte: autora.

A marcação individual de 220 morcegos com emprego de anilhas metálicas com abas demonstrou ser eficiente para estes morcegos insetívoros, sendo possível detectar recapturas sucessivas, de alguns indivíduos (Figura 9). Houve 203 recapturas de fêmeas e 13 de machos. Somente três machos foram recapturados duas vezes, enquanto 10 machos foram recapturados somente uma vez. Dentre as fêmeas, 99 foram recapturadas uma vez, 57 duas vezes, 33 três vezes, 11 quatro vezes, 2 cinco vezes e somente 1 seis vezes (Figura 9). Os intervalos entre a captura inicial e as recapturas esteve entre 30 dias e três anos (Figura 10), demonstrando que existem indivíduos fiéis ao abrigo. Nenhum macho foi recapturado durante o verão, um na primavera, dois no inverno e 10 no outono. Dentre as fêmeas, somente oito foram recapturadas no inverno, 38 no outono, 67 no verão e 90 na primavera (Figura 11).

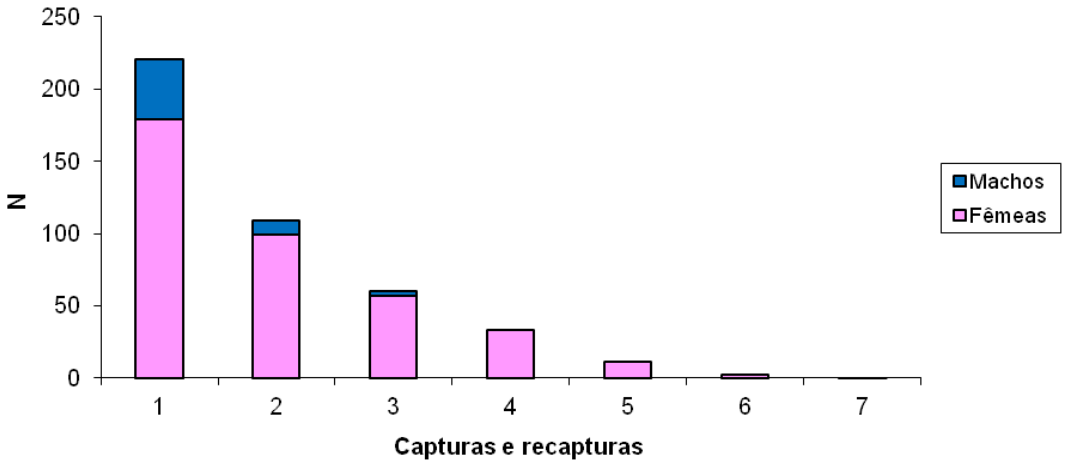


Figura 9 – Número de indivíduos de *Eptesicus furinalis* que foram capturados (1 vez), anilhados e recapturados (2 a 7 vezes) na saída de telhado de casa na Floresta Nacional de São Francisco de Paula no período de outubro/2010 a abril/2014. Fonte: autora.

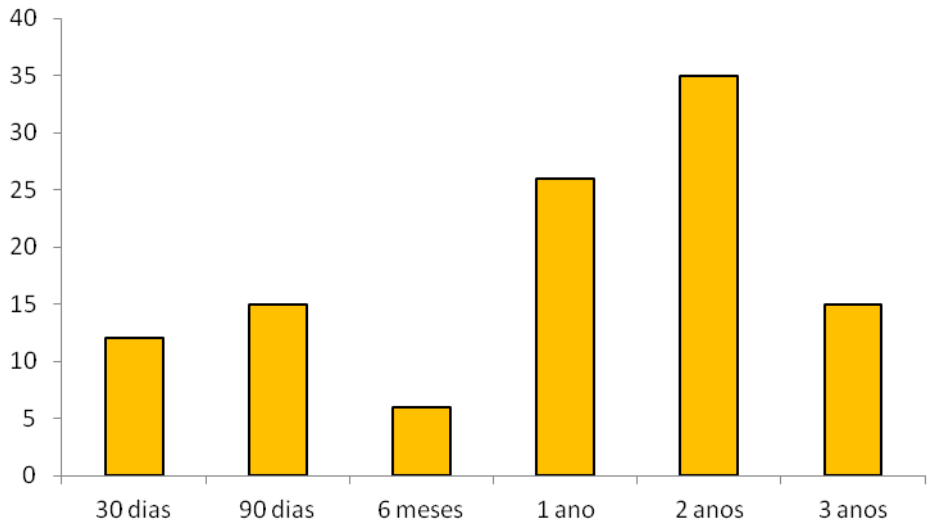


Figura 10 – Número de indivíduos recapturados ao longo do tempo em colônia de *Eptesicus furinalis* em telhado de casa na Floresta Nacional de São Francisco de Paula no período entre outubro/2010 e abril/2014. Fonte: autora.

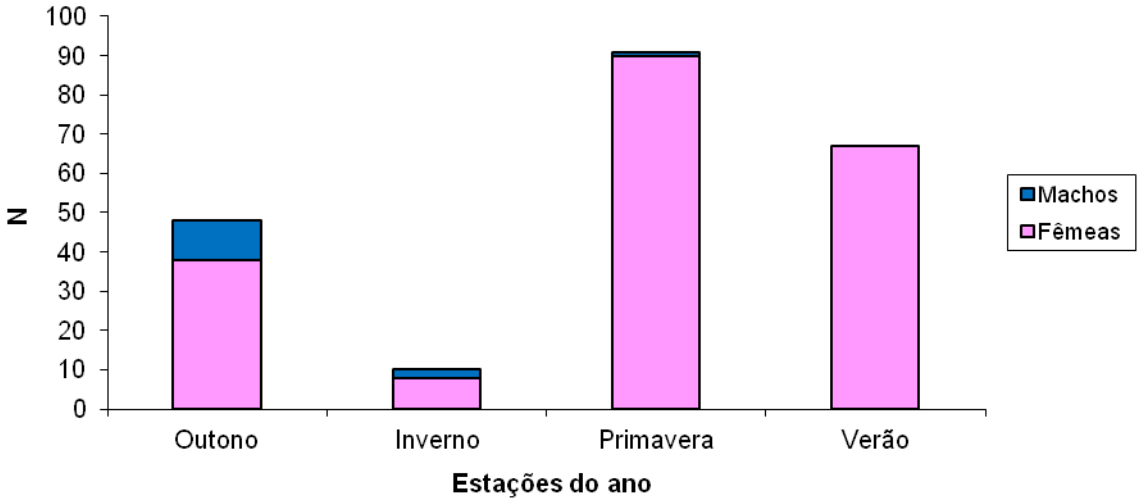


Figura 11 – Número de indivíduos recapturados em colônia de *Eptesicus furinalis* em telhado de casa na Floresta Nacional de São Francisco de Paula conforme as estações do ano no período entre outubro/2010 e abril/2014. Fonte: autora.

Discussão

As médias de massas corporais de 7,5 g para machos e 9 g para fêmeas e comprimentos de antebraço com médias de 37 mm para os machos e 38 mm para as fêmeas corroboram as informações sobre *Eptesicus furinalis* de que os machos são menores do que as fêmeas verificadas em outros estudos [24][32].

No presente estudo, não foram observadas as gônadas dos animais por meio de preparação histológica, não havendo a possibilidade de afirmar quando iniciam os estágios reprodutivos, tanto em machos, quanto em fêmeas. Os machos não apresentaram em nenhum momento os testículos escrotados, sendo característica comum entre vespertilionideos [33]. Na Argentina, foi registrado estro pós-parto (fêmeas grávidas amamentando em novembro) e machos com escroto aparente nos meses de maio e novembro [24].

Nas Américas Central e Sul foram observadas fêmeas grávidas em janeiro, março e junho, lactantes em fevereiro, final de maio, final de julho e agosto e recém nascidos em agosto e janeiro [34]. Fêmeas grávidas foram capturadas com dois embriões entre abril e maio na América Central, com tamanho de ninhada de um a dois filhotes. O padrão reprodutivo pode ser bimodal com gestação de um pouco mais de dois meses. Cópulas ocorrendo entre maio e junho com espermatozóides sendo estocados de dois a três meses antes da fertilização [34]. No estado de São Paulo, machos de *E. furinalis* apresentaram, pelo menos, um período de regressão testicular em seu ciclo reprodutivo anual, com presença de células espermatogênicas ativas em setembro, fase de regressão em outubro, fase regredida em janeiro e fase de recrudescência (reativação da produção de espermatozóides) em fevereiro [35]. No mesmo ambiente, fêmeas de *Eptesicus furinalis* não reprodutivas foram encontradas entre janeiro e julho, ocorrência de cópulas com presença de espermatozóides no útero entre maio e julho, gravidez ou lactação ocorrendo de agosto a dezembro [27].

Eptesicus furinalis é poliovular, pois ambos ovários podem ovular e os embriões se implantam nos dois cornos uterinos, produzindo dois filhotes [36]. No Paraguai, *Eptesicus furinalis* possui dois períodos de atividade reprodutiva, os machos apresentam testículos menores e com células em meiose durante o verão, em abril os testículos atingem seu tamanho máximo e os espermatozóides estão no epidídimo e a atividade meiótica começa a diminuir no meio de junho, posteriormente, os espermatozóides passam a ser abundantes em setembro, com redução de atividade testicular em dezembro []32]. Para as fêmeas, foi verificado que os folículos ovarianos crescem durante abril e maio (outono) até julho, quando ocorre ovulação e o período de gravidez se estende até final de outubro e novembro com um ou dois filhotes, havendo presença de esperma no trato reprodutivo das fêmeas que deram à luz,

sendo observadas lactantes com segunda gravidez em dezembro [32]. No entanto, em clima subtropical como no presente estudo, as fêmeas não poderiam manter mais uma gravidez em períodos mais frios e com menor oferta de alimento (insetos) naquela mesma área [37].

No Rio Grande do Sul, espécie insetívora de outra família, *Tadarida brasiliensis,* demonstra desenvolvimento de espermatozóides no epidídimo de julho a setembro e as fêmeas estão com folículos de Graaf desenvolvidos de agosto a setembro, bem como início de gravidez neste período [37]. Em agosto, no presente estudo, tanto machos quanto fêmeas adultas permaneciam no abrigo e, pelo menos, em setembro, as fêmeas já poderiam estar no início da gravidez, vindo a serem detectadas neste estado reprodutivo somente em outubro. Partos ocorrendo em períodos mais quentes são importantes para aumentar a chance de adaptação dos recém nascidos ao ambiente, especialmente, em áreas subtropicais e de altitude, onde as fêmeas precisam deixar os filhotes durante a noite, com temperaturas mais baixas, para buscarem alimento [38].

Indivíduos de *Eptesicus fuscus* em ambiente temperado na América do Norte podem entrar em torpor durante o dia para manter um balanço positivo de energia, mas irão forragear tanto quanto possível durante a noite, especialmente, fêmeas lactantes que despendem mais tempo forrageando e com saídas mais frequentes e curtas do que as fêmeas grávidas, pois os filhotes não conseguem se termorregular eficientemente sozinhos [38].

A busca por abrigos propícios para formação de colônias maternidade, onde há a possibilidade de manutenção de calor para o melhor desenvolvimento de embriões e filhotes e a economia de energia em ambientes com temperatura ideal podem ser motivos para a ocorrência de deslocamentos sazonais e movimentos migratórios [9].

A quantidade de morcegos insetívoros no abrigo demonstrou estar adequada aos recursos alimentares (insetos) ocorrentes nos meses mais quentes e com período luminoso maior (primavera e verão). Durante o inverno, quando a oferta do recurso alimentar é menor, a quantidade de morcegos é menor e com predomínio de indivíduos machos. Trabalho prévio de observações e contagens (censos) nos horários de saída deste mesmo abrigo ao longo de dois anos demonstrou que o verão teve o máximo de 145 indivíduos, primavera com máximo de 124 indivíduos, outono com máximo de 101 indivíduos e inverno com máximo de 38 morcegos. Em 75% das observações durante o inverno, não houve saída de nenhum morcego do abrigo, porém, em temperatura relativamente quente para o inverno (17,2°C), 38 morcegos saíram voando ao anoitecer, demonstrando que o telhado mantinha pequena porção da colônia, mas que os animais se mantinham sem atividade externa com as baixas temperaturas na maior parte do inverno (39). Estes morcegos não chegam a hibernar, porém, espera-se um torpor diário (34). Machos não gastam tanta energia quanto as fêmeas em atividade reprodutiva, assim, eles podem permanecer em abrigos mais frios com torpor diário, reduzindo gastos de energia. Além disso, existem espécies em que machos permanecem em territórios de acasalamento para defendê-los ao longo do ano (9).

Eptesicus furinalis apresenta ampla distribuição geográfica, apresentando padrões reprodutivos temporalmente variados em adaptação às condições de oferta de alimento que respondem às condições climáticas ao longo de gradiente latitudinal (40). Suas colônias podem comportar de 10 a 20 indivíduos, mas há registros de colônias com 100 e até 100.000 indivíduos no México e os abrigos podem ser compartilhados com outras espécies insetívoras e frugívoras (34). Em Belize, esta espécie forma haréns na estação reprodutiva e o macho fica abrigado separadamente do grupo de fêmeas (24).

A recaptura de indivíduos por diversas vezes e ao longo de anos indicou a ocorrência de fidelidade ao abrigo. Fêmeas lactantes não podem arcar com os custos de mudanças de filhotes do abrigo. Os motivos para troca de abrigos são a redução da probabilidade de predação, presença de ectoparasitas, diferenças no microclima do abrigo, distúrbios ou diminuição de custos para acesso às áreas de forrageamento (13). Em ambiente temperado, *Eptesicus fuscus* abrigados em árvores entraram em torpor mais profundamente e mais do que o dobro do que indivíduos abrigados em prédios (38), demonstrando que os abrigos artificiais têm importância para os custos energéticos. Enquanto o telhado deste presente estudo permaneceu sem ser perturbado, os morcegos mantiveram o comportamento de utilizá-lo ao longo dos anos, retornando nas épocas propícias para a reprodução.

O aumento e a diminuição de tamanho da colônia sazonalmente ao longo dos anos pode ser indício de ocorrência de dispersão, movimento em uma direção de uma área para outra, em geral, a partir do local de nascimento; ou de migração, movimento sazonal, geralmente de ida e volta de

CC BY NC ND

um local ou habitat para outro, evitando condições climáticas desfavoráveis. Migração é um aspecto importante na vida de morcegos que vivem em ambientes com significativas diferenças sazonais [9]. A área do presente estudo apresenta amplitude de duração do dia diferenciada entre as estações do ano, com fotoperíodo de 10 horas durante o inverno e 14 horas durante o verão [39], assim como diferenças de temperatura e abundância de insetos. Flutuações sazonais no número de indivíduos ocupando os abrigos ocorrem também em *Tadarida brasiliensis* no Rio Grande do Sul [41]. Existe a possibilidade de ocorrência de movimentos migratórios entre os morcegos insetívoros nessa região [42].

Migração de morcegos pode ter um viés sexual, geralmente, com machos sedentários ou com migração curta e fêmeas com deslocamentos para abrigos maternidade [9]. As observações realizadas durante o monitoramento da colônia neste estudo levam à hipótese de que poderia haver um caso de viés sexual nos movimentos desses morcegos, pois as fêmeas diminuem muito em número durante os meses mais frios e com redução de recursos alimentares (inverno). Tradicionalmente, estudos de migração de morcegos são realizados com utilização de anilhamento [16].

Em relação à marcação dos animais com utilização de anilhas metálicas numeradas e com abas, houve sucesso de recapturas e com boas condições dos antebraços dos morcegos. A falta de diferença significativa entre as larguras dos antebraços de indivíduos adultos e jovens é uma característica positiva ao anilhamento, pois, a princípio, não haveria preocupação com o aumento de probabilidade de ocorrência de injúrias durante o amadurecimento dos indivíduos. Essas anilhas apresentam um espaço entre as duas extremidades, mesmo após estarem fechadas, devendo correr livremente ao longo do antebraço, evitando a formação de machucados. Devem ser aplicadas com os dedos de forma que não caiam, mas que não fiquem apertadas demais. Não devem ser feitas de alumínio puro que é um metal muito maleável e fica deformado ao receber eventuais mordidas dos morcegos. Bordas afiadas e tamanhos pequenos para a espécie estudada também são fatores que causam injúrias [43]. Em *Carollia perspicillata* foram detectadas injúrias no antebraço e perda da numeração em casos em que os animais mordiam as anilhas [44]. A marcação de morcegos no Brasil ainda é incipiente, faltando padronização nos métodos, ocorrência de codificações individuais por pesquisador e ausência de centralização de informações para melhor aproveitamento dos dados [45]. O presente trabalho tenta incentivar que sejam realizados estudos responsáveis com o anilhamento de morcegos insetívoros que sejam abundantes, fiéis ao abrigo e que vivam em locais onde possam ser monitorados em longo prazo.

Conclusão

Eptesicus furinalis ocorrendo em ambiente de floresta ombrófila mista (bioma Mata Atlântica) apresentou sazonalidade reprodutiva com gravidez, amamentação e recrutamento de acordo com os períodos de maior luminosidade, temperaturas mais elevadas e maior oferta de alimento. A largura do antebraço de morcegos adultos e jovens recrutados não teve diferença significativa, não sendo empecilho para marcação com anilhas nos jovens recrutados. Anilhas metálicas com abas foram eficientes para a marcação individual de morcegos insetívoros e permitiram verificar a existência de fidelidade ao abrigo.

Agradecimentos

A Fernando de Miranda Ramos, pelo auxílio em campo; aos servidores da Floresta Nacional de São Francisco de Paula, pelo apoio logístico e aos consultores anônimos pelas sugestões.

Referências

1. Wilson DE, Mittermeier RA. Handbook of the mammals of the World. v.9 Bats. Barcelona: Lynx Edicions; 2019.

2. Tuttle MD. America's neighborhood bats: understanding and learning to live in harmony with them. Austin: University of Texas Press; 1988.

3. Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA, Lima IP. Morcegos do Brasil. Londrina: Nelio R. dos Reis; 2007.

4. Arita HT, Ortega, J. The middle american bat fauna – Conservation in the Neotropical – Neartic border. In: Kunz TH, Racey PA. Bat Biology and Conservation. Washington: Smithsonian Institution Press; 1998. P. 295-308.

5. Brasileiro AM, Machado RB, Aguiar LMS. Ecosystems services provided by bats are at risk in Brazil. Frontiers in Ecology and Evolution. 2022; 10: 852177. doi: 10.3389/fevo.2022.852177

6. Cleveland CJ, Betke M, Federico P, Frank JD, Hallam TG, Horn J, López Jr. JD, McCracken GF, Medellín RA, Moreno-Valdez A, Sansone CG, Westbrook JK, Kunz TH. Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. Front. Ecol. Environ. 2006; 4(5): 238-243.

7. Barclay RMR, Harder LD. Life histories of bats: Life in the slow lane. In: Kunz TH, Fenton MB. Bat Ecology. Chicago: The University of Chicago Press; 2003. P.209-253.

8. Findley JS. Bats: A community perspective. Cambridge: Cambridge University Press; 1995.

9. Fleming TH, Eby P. Ecology of bat migration. In: Kunz TH, Fenton MB. Bat Ecology. Chicago: The University of Chicago Press; 2003. P. 156-208.

10. Cryan PM, Diehl RH. Analyzing bat migration. In: Kunz TH, Parsons S. Ecological and behavioral methods for the study of bats. Baltimore: The Johns Hopkins University Press; 2009 P. 476-488.

11. Racey PA, Entwistle AC. Conservation ecology of bats. In: Kunz TH, Fenton MB. Bat Ecology. Chicago: University Chicago Press; 2003. P. 680-743.

12. Altringham JD. Roosting and feeding ecology. In: Altringham JD. Bats from Evolution to Conservation. 2.ed. New York: Oxford University Press; 2011. P. 137-173.

13. Kunz TH, Lumsden LF. Ecology of cavity and foliage roosting bats. In: Kunz TH, Fenton MB. Bat Ecology. Chicago: University Chicago Press; 2003. P. 3-89.

14. Altringham JD. Reproduction and development. In: Altringham JD. Bats: from Evolution to Conservation. New York: Oxford University Press; 2011. P. 113-135.

15. Fenton MB, Simmons NB. Bats: a world of Science and mystery. Chicago: The University of Chicago Press; 2014.

16. Fenton MB. Bats. New York: Facts On File; 1992.

17. Hutson AM, Mickleburgh SP, Racey PA. Microchiropteran Bats: global status survey and conservation action plan. Gland-Switzerland & Cambridge – UK: IUCN/SSC Chiroptera Specialist Grup; 2001.

18. Peracchi AL, Lima IP, Reis NR, Nogueira MR, Ortêncio Filho H. Ordem Chiroptera. In: Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA, Lima I.P. Mamíferos do Brasil. Londrina: Nélio R. dos Reis; 2006. P. 153-230.

19. Diaz M, Barquez RM. *Eptesicus furinalis:* murciélago pardo común. In: SayDS-SAREM. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina; 2019. Disponível em: http://cma.sarem.org.ar.pdf

20. Castilla MC, Martínez JJ, Díaz MM. Mammalia, Chiroptera, Molossidae, *Molossops temminckii* (Burmeister, 1854), and Vespertilionidae, *Eptesicus furinalis* (d'Orbigny abd Gervais, 1847): New locality record and distribution extension in Córdoba Province, Argentina. Check List: Journal of Species lists and distribution. 2010; 6(4): 549-551.

21. Lutz MA, Merino ML. *Eptesicus furinalis* (Chiroptera: Vespertilionidae), una nueva espécie para la província San Luis, Argentina. Mastozoología Neotropical. 2010; 17(1): 147-152.

22. Costa CLS, Olimpio APM, Lima ACS, Mendes SB, Ventura MCS, Fraga EC, Barros MC. First Record of *Eptesicus furinalis* (Chiroptera, Vespertilionidae) from the state of Maranhão, Brazil. Caldasia. 2023; 45(1): 76-82.

23. Taylor M, Tuttle MD. Bats: An illustrated guide to all species. London: Ivy Press; 2019.

24. Bianconi GV, Pedro WA. Subfamília Vespertilioninae Gray, 1821. In: Reis NR, Peracchi AL, Batista CB, Lima IP, Pereira AD. História natural dos morcegos brasileiros: Chave de identificação de espécies. Rio de Janeiro: Technical Books Editora; 2017. P. 321-351.

25. Cepeda-Duque JC, Ruiz-Correa LF, Cardona-Giraldo A, Ossa-López PA, Rivera-Páez FA, Ramírez-Chaves HE. *Hectopsylla pulex* (Haller, 1880) (Siphonaptera: Tungidae) infestation on *Eptesicus furinalis* (Chiroptera: Vespertilionidae) in the Central Andes of Colombia. Papéis Avulsos de Zoologia, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. 2021; 61: e20216138 doi:10.11606/1807-0205/2021.61.38

26. Saraullo V, Loffler SG, Pastorino F, Watanabe O, Alonso ML, Hamer M, Moreira C, Martinez M, Martinez G, Brihuega D. First report of pathogenic *Leptospira* spp. in *Tadarida brasiliensis* bats (family Molossidae) and *Eptesicus furinalis* (family Vespertilionidae) of Argentina. New host species in this country? Revista Argentina de Microbiologia. 2020; doi:10.1016/j.ram.2020.09.007.

27. Bueno LM. Caracterização do ciclo reprodutivo de machos e fêmeas de *Eptesicus furinalis* (Vespertilionidae, Chiroptera): morfologia e variação hormonal [tese]. São José do Rio Preto: Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", 2018. 136f.

28. ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Plano de Manejo: Floresta Nacional de São Francisco de Paula. Brasília: MMA; 2020. [acesso em 26 abr 2021]; Disponível em https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-planos-de-manejo/plano_manejo_flona_sao_francisco_de_paula

29. Barquez RM, Díaz MM. Los murciélagos de Argentina: clave de identificación. Tucumán: Programa de Conservación de los Murciélagos de Argentina; 2009.

30. Díaz MM, Aguirre LF, Barquez RM. Clave de identificación de los murciélagos del cono sur de sudamérica. Cochabamba: Centro de Estudios en Biología Teórica y Aplicada; 2011.

31. Miranda JMD, Bernardi IP, Passos FC. Chave ilustrada para determinação dos morcegos da Região Sul do Brasil. Curitiba: João M.D. Miranda; 2011.

32. Mies R, Kurta A, King DG. *Eptesicus furinalis.* Mammalian Species. 1996; (526): 1-7.

33. Racey PA. Reproductive assessment of bats. In: Kunz TH, Parsons S. Ecological and behavioral methods for the study of bats. 2.ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press; 2009. P. 249-264.

34. Moratelli R, Burgin CJ. Family Vespertilionidae (Vesper Bats). In: Wilson DE, Mittermeier RA. Handbook of the Mammals of the World. v.9 Bats. Barcelona: Lynx Edicions; 2019. P. 716-981.

35. Bueno LM, Soares EM, Ferraz JF, Santiago CS, Comelis-Martins MT, Taboga SR, Morielle-Versute E, Beguelini MR. Testicular regression and recrudescence in the bat *Eptesicus furinalis:* Morpho-physiological variations and hormonal signaling pathways. The Anatomical Record. 2023; 1-16. doi: 10.1002/ar.25369

36. Bueno LM, Caun DL, Comelis MT, Beguelini MR, Taboga SR, Morielle-Versute E. Ovarian morphology and folliculogenesis and ovulation process in the flat-faced fruit-eating bat *Artibeus planirostris* and the Argentine brown bat *Eptesicus furinalis*: A comparative analysis. Acta Zoologica. 2018; 1-12 doi: 10.1111/ago.12247

37. Marques RV, Fabián ME. Ciclo reprodutivo de *Tadarida brasiliensis* (I. Geoffroy, 1824) (Chiroptera, Molossidae) em Porto Alegre, Brasil. Iheringia, Ser. Zool., Porto Alegre. 1994; (77): 45-56.

38. Rintoul JLP, Brigham RM. The influence of reproductive condition and concurrent environmental factors on torpor and foraging patterns in female big brown bats (*Eptesicus fuscus*). Journal of Comparative Physiology B. 2014; 184: 777-787.

39. Marques RV, Fabián ME. Atividade de saída de abrigo de morcegos insetívoros em área de clima subtropical com floresta ombrófila mista no planalto das araucárias no Rio Grande do Sul, Brasil. Chiroptera Neotropical. 2011; 17(1)Supplement: 34-37.

40. Altringham JD. Reproduction and development. In: Altringham JD. Bats: Biology and Behaviour. New York: Oxford University Press; 1996. P. 133-154.

41. Fabián ME, Marques RV. Aspectos do comportamento de *Tadarida brasiliensis brasiliensis* (I. Geoffroy, 1824) (Chiroptera, Molossidae) em ambiente urbano. Biociências, Porto Alegre. 1996; 4(1): 65-86.

42. Marques RV. Migração de morcegos e o caso de *Tadarida brasiliensis* no sul do Brasil. Anais do IV Encontro Brasileiro para o Estudo de Quirópteros; 13-15 dez 2002; Porto Alegre: 2002. Divulgações do Museu de Ciências e Tecnologia UBEA/PUCRS, Pub. Esp. 2003; (2): 19-21.

43. Kunz TH, Weise CD. Methods and devices for marking bats. In: Kunz TH, Parsons S. Ecological and behavioral methods for the study of bats. 2.ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press; 2009. P. 36-56.

44. Mellado B, Carneiro LO, Nogueira MR, Monteiro LR. The impact of marking on bats: mark-recapture models for assessing injury rates and tag loss. Journal of Mammalogy. 2022; 103(1 100-110. Disponível em: https://doi.org/10.1093/jmammal/gyab153

45. Barros MAS, Luz JL, Esbérard CEL. Situação atual da marcação de morcegos no Brasil e perspectivas para a criação de um programa nacional de anilhamento. Chiroptera Neotropical. 2012; 18(1): 1074-1088.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Manejo florestal comunitário e qualidade de vida: o caso da Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia brasileira

Alice Vinhote Nogueira do Nascimento[1]*
https://orcid.org/0009-0002-4974-4222
* Contato principal

Dárlison Fernandes Carvalho de Andrade[2]
https://orcid.org/0000-0002-4362-8979

Maria Jociléia Soares da Silva[2]
https://orcid.org/0000-0003-1648-2537

Kairo Silva de Oliveira[2]
https://orcid.org/0009-0003-0138-8262

Thiago Almeida Vieira[1]
https://orcid.org/0000-0001-9926-2606

Karla Mayara Almada Gomes[3]
https://orcid.org/0000-0002-4821-6578

João Ricardo Vasconcellos Gama[1](*in memoriam*)
https://orcid.org/0000-0002-3629-3437

[1] Universidade Federal do Oeste do Pará/UFOPA, Instituto de Biodiversidade e Florestas/IBEF, Santarém/PA, Brasil. <alice.vinhot@gmail.com, thiago.vieira@ufopa.edu.br, jrv.gama@ufopa.edu.br>.

[2] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Brasil. <darlison.andrade@icmbio.gov.br, jocileia.silva@icmbio.gov.br, kairo.oriak@gmail.com>.

[3] Universidade Federal do Paraná/UFPR, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal/PPGEF, Brasil. <karlamayaralmada@gmail.com>.

Recebido em 15/11/2022 – Aceito em 27/02/2025

Como citar:

Nascimento AVN, Andrade DFC, Silva MJS, Oliveira KS, Vieira TA, Gomes KMA, Gama JRV. Manejo florestal comunitário e qualidade de vida: o caso da Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia brasileira. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 15-36. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2479

Palavras-chave: Cooperativismo; unidade de conservação; concessão florestal; sustentabilidade.

RESUMO – O manejo florestal contribui com a conservação ambiental, com a socioeconomia e com a qualidade de vida das famílias envolvidas. Neste trabalho, analisamos a contribuição e os desafios do manejo florestal comunitário conduzido pela Cooperativa Mista da Floresta Nacional do Tapajós sobre a qualidade de vida dos moradores da Floresta Nacional do Tapajós. Fizemos entrevistas semiestruturadas em 24 comunidades (somente nas não indígenas), após consentimento dos entrevistados. Ao todo, 241 comunitários foram entrevistados, sendo 187 não cooperados e 54 cooperados. Em relação

à cooperativa, 62% dos cooperados apresentaram contentamento positivo. Houve aumento na renda para 91% dos cooperados; 68% reconheceram que a cooperativa influencia moderadamente a fortemente suas vidas. Após a entrada na cooperativa, 85% relataram que houve melhoria nas condições de suas moradias. Os principais problemas evidenciados em relação à cooperativa foram: falta de disponibilidade de vagas de "emprego" e a má gestão (12%). Para que a cooperativa melhore, 22% dos não cooperados afirmaram que precisa haver um aumento no número de vagas e, entre os cooperados, 20% disseram que precisa melhorar a gestão, 15% querem aumento da disponibilidade de vagas de "emprego" e 12% alegaram que precisa melhorar a transparência na gestão da cooperativa. O manejo comunitário tem sido a principal atividade produtiva para melhoria da qualidade de vida dos comunitários da Floresta Nacional do Tapajós, gerando oportunidade de "emprego" e aumento na renda, porém, a gestão da cooperativa precisa melhorar a satisfação dos cooperados e ampliar a participação direta de novas famílias beneficiárias.

Community forest management and quality of life: the case of the Tapajós National Forest, brazilian Amazon

Keywords: Cooperative; conservation unit; forest concession; sustainability.

ABSTRACT – Forest management contributes to environmental conservation, socioeconomic status and quality of life for the families involved. In this work, we analyze the contribution and challenges of Community Forest Management conducted by the Cooperativa Mista da Floresta Nacional do Tapajós on improving the quality of life of residents of the Tapajós National Forest. We carried out semi-structured interviews in the 24 communities (only in the non-indigenous ones), after the interviewees' consent. In all, 241 community members were interviewed, of which 187 were non-cooperative and 54 were cooperative. In relation to the Cooperative, 62% of the cooperative members were satisfied. There was an increase in income for 91% of the cooperative members; 68% recognized that the cooperative moderately to strongly influences their lives. After joining the cooperative, 85% reported that there was an improvement in their housing. The main problems highlighted were: lack of availability of vacancies and poor management (12%). For the cooperative to improve, 22% of non-cooperatives stated that there needs to be an increase in the number of vacancies and among cooperative members 20% said that management needs to be improved, 15% want an increase in the availability of job vacancies and 12% claimed that they need improve transparency in business management. The community management has been the main productive activity to improve the quality of life of the community members of the Tapajós National Forest, generating "employment" opportunities and increased income, however, the management of the cooperative needs to improve the satisfaction of the cooperative members and expand direct participation. of new beneficiary families.

Gestión forestal comunitaria y calidad de vida: el caso del Bosque Nacional Tapajós, Amazonia brasileña

Palabras clave: Cooperativa; unidad de conservación; concesión forestal; sustentabilidad.

RESUMEN – El manejo forestal contribuye a la conservación del medio ambiente, el estatus socioeconómico y la calidad de vida de las familias involucradas. En este trabajo, analizamos la contribución y los desafíos de la

Gestión Forestal Comunitaria realizada por la Cooperativa Mista da Floresta Nacional do Tapajós en la mejora de la calidad de vida de los habitantes de la Selva Nacional Tapajós. Realizamos entrevistas semiestructuradas en las 24 comunidades (solo en las no indígenas), previo consentimiento de los entrevistados. En total, se entrevistó a 241 miembros de la comunidad, de los cuales 187 no cooperaron y 54 cooperaron. En relación a la Cooperativa, el 62% de los cooperativistas mostraron contentamiento. Hubo un aumento de ingresos para el 91% de los cooperativistas; El 68% reconoció que la cooperativa influye de forma moderada a fuerte en sus vidas. Después de ingresar a la cooperativa, el 85% informó que hubo una mejora en su vivienda. Los principales problemas destacados fueron: falta de disponibilidad de vacantes y mala gestión (12%). Para que la cooperativa mejore, el 22% de las no cooperativas manifestó que se necesita un aumento en el número de vacantes y entre los cooperativistas el 20% dijo que se necesita mejorar la gestión, el 15% quiere un aumento en la disponibilidad de vacantes y el 12% afirmó que necesita mejorar la transparencia en la gestión empresarial. El gestión comunitaria ha sido la principal actividad productiva para mejorar la calidad de vida de los miembros de la comunidad del Bosque Nacional Tapajós, generando oportunidades de "empleo" y aumento de ingresos, sin embargo, la gestión de la cooperativa necesita mejorar la satisfacción de los miembros de la cooperativa y Ampliar la participación directa de nuevas familias beneficiarias.

Introdução

O manejo florestal garante o uso racional dos recursos florestais e contribui para que os objetivos de criação de unidades de conservação de uso sustentável sejam alcançados, em especial das florestas nacionais, que têm como objetivo básico o uso múltiplo sustentável dos recursos florestais e a pesquisa científica [1]. Legalmente, é a única forma de acesso aos recursos florestais com finalidade econômica e pode ser resumido como a administração da floresta para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo [2].

Para operacionalização do manejo florestal é necessário o plano de manejo florestal (PMF), que funciona como um guia e relaciona todas as atividades a serem executadas em toda a área de manejo florestal, e o plano operacional anual (POA), que detalha os procedimentos utilizados para extração seletiva de madeira durante um ano ou safra florestal [3].

Desde a década de 1990, o manejo florestal comunitário (MFC) é objeto de estudos na Amazônia, como uma estratégia efetiva de acesso das comunidades tradicionais utilizarem economicamente a floresta, de forma organizada, para que possam aumentar sua renda e melhorar sua condição de vida. Em 2001, surgiu, na Amazônia, o Grupo de Trabalho de Manejo Florestal Comunitário, que levantou debates sobre alternativas e desafios do manejo; e, em 2003, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) aprovou, em caráter experimental, o manejo florestal de uso múltiplo sob gerenciamento das associações comunitárias da Floresta Nacional do Tapajós [4].

As experiências e os debates em torno do MFC foram cruciais para que o governo brasileiro, por meio da Lei de Gestão de Florestas Públicas (Lei nº 11.284/2006), respeitasse e garantisse o direito das comunidades locais ao acesso às florestas públicas e aos benefícios decorrentes de seu uso e conservação. Posteriormente, em 2009, criou-se o Programa Federal de Manejo Florestal Comunitário e Familiar (PMCF), a fim de organizar as ações de gestão e amparo ao manejo em florestas que são utilizadas por agricultores familiares [5].

O termo MFC tem sido utilizado para caracterizar a grande diversidade de modalidades e escalas de manejo praticadas em florestas pelas comunidades locais amazônicas. Essa prática tem sido conduzida, também, pelos povos e comunidades tradicionais que vivem em unidades de conservação de uso sustentável, como reservas extrativistas, reservas de desenvolvimento sustentável e florestas nacionais, seguindo os procedimentos previstos em legislação [6].

CC BY NC ND

O MFC tem destaque na Floresta Nacional do Tapajós (FLONA do Tapajós), sendo realizado em área especialmente reservada para esse fim [6]. Para sua execução, em 2004 foi criada a Cooperativa Mista da FLONA do Tapajós (Coomflona), legalmente autorizada a conduzir o PMF Comunitário. Ao longo do tempo a Coomflona se tornou uma referência na região amazônica e uma importante referência global em manejo de recursos naturais [7].

De acordo com a Coomflona, no ano de 2019, 15% do lucro do MFC foi destinado ao fundo social gerido pela Federação das Organizações e Comunidades Tradicionais da FLONA do Tapajós (Federação) [8]. O recurso é empregado para o fortalecimento das associações comunitárias e intercomunitárias, para a criação e o fortalecimento das cadeias produtivas da sociobiodiversidade e para a gestão e proteção territorial.

A Coomflona é o principal ente econômico dessa unidade de conservação (UC) e atua como parceira na promoção de atividades produtivas como comercialização de produtos do agroextrativismo, como coleta de produtos para diversos fins: medicinais, alimentares, comerciais (látex), além de beneficiar indiretamente as famílias com apoio econômico para construção e melhorias de infraestruturas coletivas através do fundo comunitário [9]. O MFC na FLONA do Tapajós é realizado em terra pública, e a madeira comercializada pela cooperativa não tem beneficiado somente os moradores diretamente envolvidos na realização do manejo e sim todas as comunidades da UC [7].

A Coomflona apresenta uma história de sucesso da perspectiva dos esforços do governo e da sociedade civil para apoiar o MFC, como uma maneira de promover o desenvolvimento econômico rural, o alívio da pobreza e a redução na taxa de desmatamento de florestas tropicais [10]. Contudo, a FLONA do Tapajós possui, aproximadamente, 4.000 moradores e, apesar da importância da Coomflona para a economia local, a maioria dos moradores ainda não faz parte do quadro da cooperativa. Isso levanta uma questão importante sobre os impactos do manejo florestal comunitário: de que forma a participação – ou a ausência dela – na cooperativa influencia a qualidade de vida dessas comunidades?

A qualidade de vida é um conceito subjetivo, influenciado por diversos fatores sociais, econômicos e ambientais. No contexto da FLONA do Tapajós, compreender a percepção dos moradores sobre sua qualidade de vida é essencial para avaliar os impactos do manejo florestal comunitário. Embora a Coomflona tenha se consolidado como um modelo de gestão comunitária de recursos naturais, ainda há lacunas sobre como sua atuação tem afetado o bem-estar dos moradores, especialmente daqueles que não estão diretamente inseridos na cooperativa. Assim, este estudo busca preencher essa lacuna ao analisar a percepção dos comunitários cooperados e não cooperados sobre a influência do MFC em suas condições de vida.

Por isso, após 20 anos de atividades (2005-2025), é fundamental avaliar os impactos do MFC na qualidade de vida das famílias da FLONA do Tapajós, considerando tanto os benefícios percebidos pelos cooperados quanto os desafios enfrentados pelos não cooperados. Além disso, busca-se identificar os principais desafios de gestão da Coomflona, contribuindo para o aprimoramento do modelo de manejo comunitário.

Material e métodos

Área de estudo

A FLONA do Tapajós é uma UC federal de uso sustentável, criada pelo Decreto n° 73.684, de 19 de fevereiro de 1974, com aproximadamente 527.319 ha, englobando os municípios de Aveiro, Belterra, Placas e Rurópolis, no oeste do estado do Pará [6]. As principais vias de acesso são o rio Tapajós e a rodovia BR163 (Figura 1) [6].

CC BY NC ND

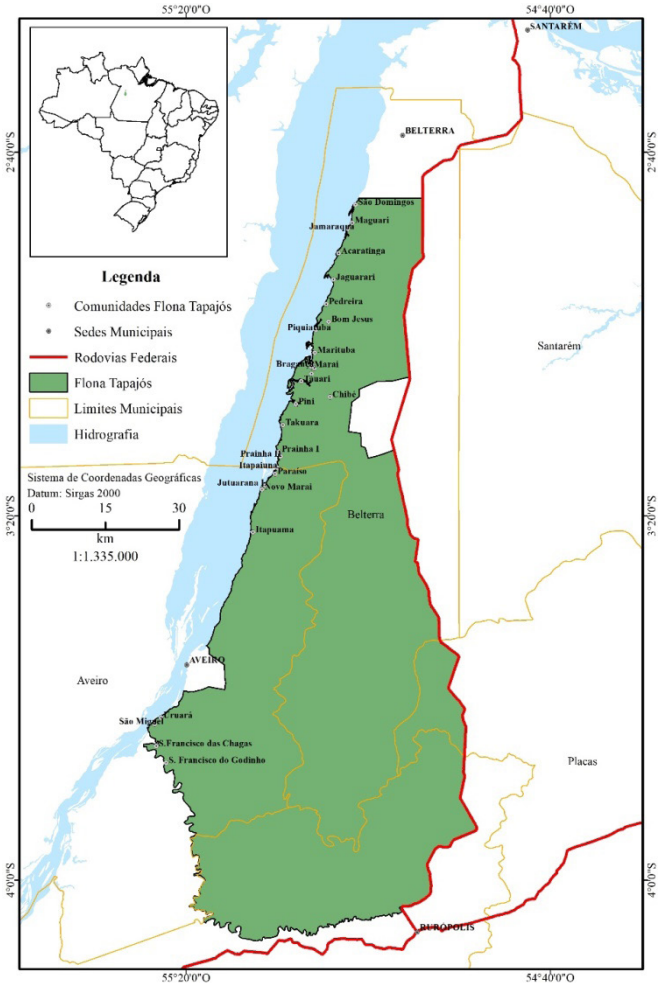


Figura 1 – Localização das comunidades da FLONA do Tapajós, Amazônia Brasileira. Fonte: [6].

Residem na FLONA do Tapajós 1.075 famílias e, aproximadamente, 4.000 moradores, distribuídos ao longo da rodovia BR-163 (assentados do Incra, proprietários e posseiros), em 24 comunidades e três aldeias indígenas da etnia Munduruku (Takuara, Bragança e Marituba) [11]. As famílias que residem na UC, exceto das localidades ao longo da BR 163, fazem parte da Relação de Famílias Beneficiárias da UC [6], como beneficiárias de políticas da reforma agrária.

Definição do público-alvo da pesquisa

Consideramos famílias de cooperados e não cooperados de núcleos familiares diferentes. A seleção das famílias ocorreu de forma não-aleatória, incluindo no estudo indivíduos mais acessíveis geograficamente, visto que a logística em algumas comunidades é comprometida pelas vias de acesso. Sendo assim, os entrevistados foram selecionados por conveniência [12]. Na seleção, não foram inseridas as famílias das três aldeias indígenas e os ocupantes de localidades ao longo da rodovia BR163. No Brasil, os povos indígenas possuem outra lógica de uso de suas terras e os estudos científicos com estes povos têm normas próprias de execução.

Os dados utilizados no estudo são do censo do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) realizado em 2019 e da lista de cooperados da Coomflona de 2018 [6][13]. Em relação a essa lista, foram retirados os cooperados das aldeias (8), restando 196 cooperados de comunidades não indígenas.

Do total de famílias não cooperadas (689), foram selecionadas 187 famílias e 54 famílias de cooperados, que representam 27% e 28%, respectivamente, obtendo-se uma amostragem estratificada proporcional, com isso foram entrevistadas 241 comunitários. (Tabela 1).

CC BY NC ND

Tabela 1 – Relação das comunidades, número de famílias, de habitantes e de cooperados na FLONA do Tapajós, Pará, Brasil.

Comunidade	N° de famílias	N° de habitantes	N° de cooperados
Acaratinga	26	135	6
Bom Jesus	23	97	1
Chibé	19	39	1
Itapaiuna	40	147	8
Itapuama	16	46	0
Jaguarari	40	140	6
Jamaraquá	40	133	6
Jutuarana	7	20	0
Maguari	111	471	35
Marai	7	29	3
Novo Marai	9	27	0
Nazaré	56	259	14
Paraíso	8	20	2
Pedreira	81	312	13
Pini	37	130	24
Piquiatuba	77	319	19
Prainha 1	65	209	18
Prainha 2	35	80	9
São Domingos	79	345	13
São Francisco das Chagas	18	57	0
São Francisco Godinho	15	54	0
Tauari	59	191	18
Uruará	17	63	0
Total	**885**	**3323**	**196**

Fonte: Adaptado da lista de cooperados [13].

Entrevista semiestruturada

Para viabilizar a realização da pesquisa e garantir a participação efetiva dos comunitários, adotou-se a entrevista semiestruturada e diálogos com o público-alvo. Justifica-se o uso dessa técnica por permitir a observação da realidade de diversos atores participantes [14]. Desse modo, torna-se uma importante ferramenta para obter um conhecimento profundo do objeto de estudo.

No início de cada entrevista, apresentou-se o termo de consentimento livre e esclarecido (TCLE) e somente após a ciência e anuência, manifestada pela assinatura do termo, a entrevista foi realizada. Alguns relatos dos comunitários foram registrados de forma a preservar e ilustrar na íntegra da percepção sobre algumas questões abordadas no estudo.

Para compreender o impacto socioeconômico gerado pela Coomflona por meio da percepção dos entrevistados, foram analisados principalmente os seguintes tópicos: (1) conhecimento de ambos os grupos em relação à cooperativa; (2) motivo do interesse em se associar; (3) dados socioeconômicos; (4) influência da Coomflona em sua qualidade de vida; e (5) pontos positivos e negativos da cooperativa e sua importância.

As entrevistas foram realizadas no período de outubro a dezembro de 2020, após a reabertura da FLONA do Tapajós, em função da pandemia de Covid-19. Por razões ligadas ao contexto pandêmico,

medidas de biossegurança foram tomadas durante as entrevistas, como distanciamento de 1,5 m, uso de máscaras e higienização das mãos com álcool em gel (70%). O estudo obteve a autorização Sisbio n° 76051-1.

Análise de dados

Os dados foram analisados por meio de estatística descritiva, sendo organizados e apresentados em tabelas e gráficos. A estatística descritiva mostra quantitativamente a realidade, caracterizando os indivíduos estudados. Assim a estatística orienta na seleção dos indivíduos, na escolha das técnicas adequadas à descrição e análise dos fatores e a generalização dos resultados, na avaliação crítica do estudo, fornecendo elementos para um melhor julgamento [12]. Dessa forma, devido ao grande número de variações de respostas do mesmo indivíduo, os dados obtidos foram tabulados seguindo o método de múltipla escolha, em que o entrevistado (a) pôde responder de várias formas a mesma questão, a fim de que os dados apresentados fossem mais completos e detalhados.

Quanto ao grau de escolaridade foi aplicado o teste Qui-quadrado, eficaz para análise de variáveis qualitativas, envolvendo uma ou mais categorias, em que são estabelecidas duas hipóteses: H0 – hipótese de nulidade, em que não há distinção entre os grupos; e H1 – hipótese alternativa, a qual contradiz H0. Para, concluir a hipótese, utilizou-se 5% de significância, ou seja, caso o p-valor se apresentasse > 0,05, H0 seria aceito, já < 0,05, H0 seria rejeitado, aceitando H1 [15].

Resultados

Perfil dos cooperados e não cooperados

Entre os entrevistados cooperados e não cooperados, a maioria pertencia ao sexo masculino. Entre os cooperados entrevistados o mais novo tinha 23 e o mais velho 63 anos (Figura 2A). Já entre os não cooperados, a idade variou de 19 a 87 anos (Figura 2B).

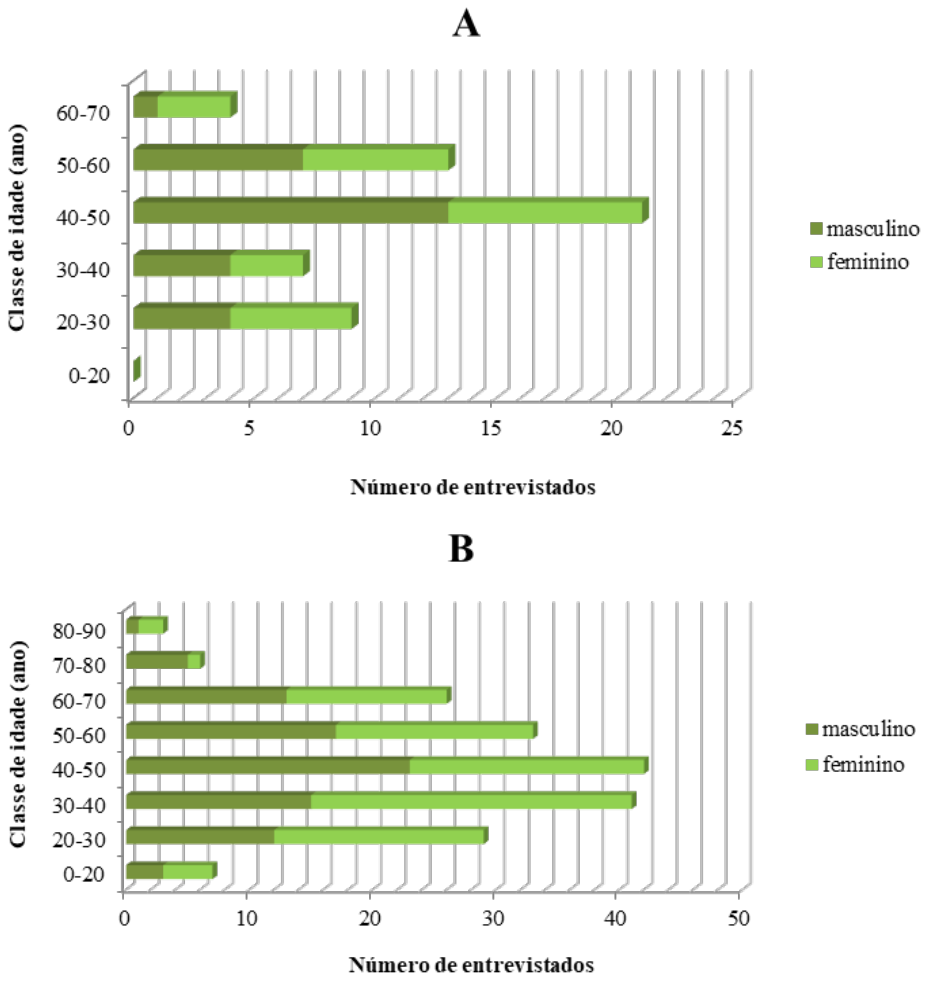


Figura 2 – Relação com o número de entrevistados cooperados (A) e não cooperados (B), por gênero e idade, na FLONA do Tapajós, Amazônia Brasileira.

CC BY NC ND

Quanto ao grau de escolaridade, o teste Qui-quadrado apontou p-valor 0,9885, ou seja, aceita-se H0, dessa forma não há diferença significativa entre os grupos (Tabela 2).

Tabela 2 – Escolaridade dos cooperados e não cooperados entrevistados na FLONA do Tapajós, Amazônia Brasil.

Escolaridade	Cooperados	Não Cooperados	Total
Ensino Fundamental Completo	15	13	**28**
Ensino Fundamental Incompleto	48	45	**93**
Ensino Médio Completo	19	16	**35**
Ensino Médio Incompleto	13	11	**24**
Ensino Superior Completo	4	5	**9**
Ensino Superior Incompleto	2	1	**3**
Total	**101**	**91**	**192**

Fonte: os autores.

Os cooperados (93%) informaram que são associados a outras cooperativas, associações e/ou sindicato e apenas 6% não são vinculados a outras instituições. Já os não cooperados, em maioria (60%) são ligados às associações de suas comunidades, 21% ao Sindicato de Trabalhadores e Trabalhadoras Rurais de Belterra (STTR), 7% não souberam responder e 11% a outras instituições (Figura 3).

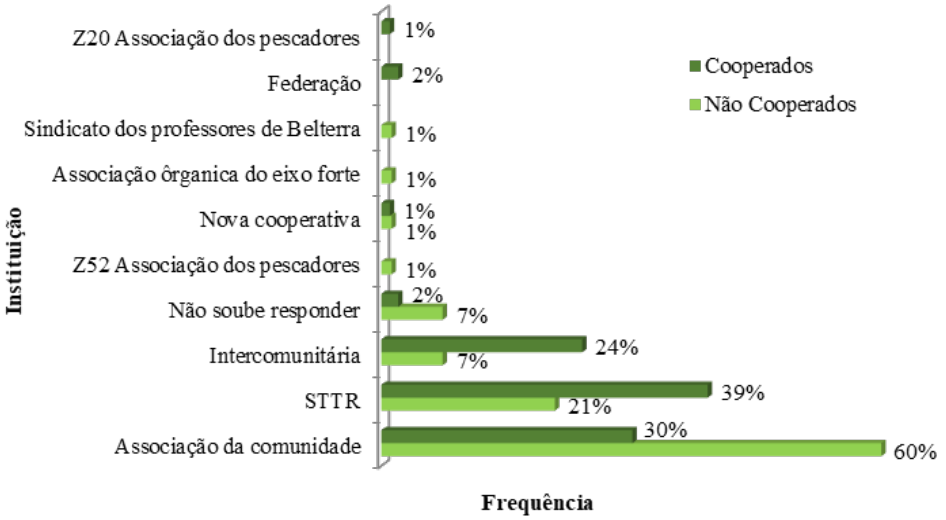


Figura 3 – Vínculo dos cooperados e não cooperados com outras organizações que atuam no território da FLONA do Tapajós, Amazônia brasileira.

Dados socioeconômicos dos entrevistados

Entre os entrevistados, sejam cooperados ou não, a maioria relatou que apenas uma pessoa da família possui rendimento financeiro, porém entre os cooperados 43% afirmaram que duas pessoas possuem rendimentos financeiros, em contrapartida apenas 18% dos não cooperados citaram duas pessoas. A maior diferença entre os entrevistados se concentra em sua renda mensal, que entre os cooperados varia de R$ 130,00 a R$ 10.000 (Figura 4). Já entre os não cooperados variou de R$ 100,00 a R$ 5.200, ressaltando que cerca de 36% não informaram os valores, mas registraram que recebem benefícios sociais, como bolsa família, verde e aposentadoria.

Observamos que o trabalho na Coomflona aumentou a renda familiar de 90,7% dos entrevistados, sendo que 74% relataram o acréscimo de mais de mil reais. Dessa forma, o incremento na renda variou de R$50,00 a R$ 15.000,00.

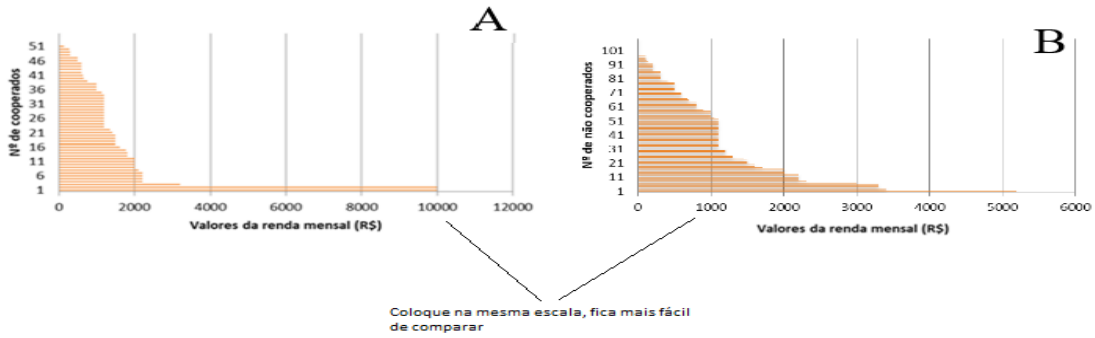


Figura 4 – Renda mensal dos cooperados (A) e não cooperados (B) na FLONA do Tapajós, Amazônia brasileira.

Atuação dos cooperados na Coomflona

Dentre as principais motivações para se associarem à cooperativa, citaram: busca pela oportunidade de "emprego" para melhorar a renda (37%); incentivo e influência de terceiros (17%); oportunidade em trabalhar com manejo sustentável (7%); melhoria da qualidade de vida (6%); benefícios oferecidos pela Coomflona aos cooperados (6%); possibilidade de contribuir com a comunidade (6%); participar da comunidade (4%); buscar conhecimento (4%); trabalho ser próximo de casa (2%); incentivo da cooperativa (2%); ou não souberam responder (11%).

Em relação à participação na última eleição da Coomflona, 93% afirmaram que participaram da votação e os demais não participaram ou não responderam. A maioria dos entrevistados, cerca de 57%, informaram que trabalham diretamente com manejo florestal e que apenas 26% não trabalham. Os funcionários que não trabalham diretamente com manejo florestal desempenham funções indiretas, como cozinheiros, prestando suporte essencial às operações de exploração florestal.

A escolha por essas funções varia entre os cooperados: alguns relatam receio em atuar nas atividades de derruba e arraste, considerando os riscos envolvidos, enquanto outros mencionam a falta de oportunidades para participar dos treinamentos de capacitação oferecidos pela Coomflona, seja por limitações pessoais ou por dificuldades de acesso. Esse cenário evidencia diferentes níveis de engajamento entre os cooperados e aponta para a importância de estratégias que ampliem o acesso à capacitação, possibilitando maior inclusão na cadeia produtiva do manejo florestal.

As funções dos cooperados são variadas dentro da organização, tais como: operador de motosserra, operador de máquinas, delimitador de área, auxiliar de escritório, identificador florestal e outros atuam na movelaria da cooperativa. Quanto à capacitação sobre manejo florestal, 55% dos cooperados participaram de treinamento, 30% não foram capacitados no tema e 15% não responderam.

Quando questionados sobre a participação em treinamentos relacionados a outras atividades produtivas, 56% das respostas apontaram participação em outras capacitações, 33% não participaram e 11% não responderam. Os treinamentos ofertados foram em: turismo, primeiros socorros, cooperativismo, informática, criação de animais (peixes, galinhas caipiras, abelhas etc.), artesanato, produção de polpas de frutas, inventário florestal, manipulação de alimentos, uso de GPS, prevenção e combate a incêndios florestais, e reflorestamento.

No que tange aos não cooperados, a maioria (54%) nunca participou de treinamentos em outras áreas temáticas, 9% não responderam e somente 37% informaram que foram capacitados, principalmente, em ecoturismo, combate a incêndios florestais, primeiros socorros e culinária.

Dentre os entrevistados cooperados, 98% são familiarizados com o tema manejo florestal e destacamos os principais relatos dos entrevistados quanto ao tema:

"É o manejo da floresta conforme as leis; que o manejo desenvolve financeiramente os comunitários, tem menor impacto e não destrói a floresta; é reflorestar e retirar benefícios dos produtos da floresta" (Entrevistado n° 02);

"Significa a exploração, inventário e equipe de planejamento; que é o trabalho com técnicas de preservação da área" (Entrevistado n° 03);

"Uma forma de manejar a floresta de forma equilibrada sem agredir o meio ambiente para que as próximas gerações possam fazer da mesma forma e usar a floresta de uma forma justa" (Entrevistado n° 06);

"O manejo é uma fonte de renda para os comunitários" (Entrevistado n° 08);

"Manejo com impacto reduzido que tem grande importância pelo processo como eles trabalham" (Entrevistado n° 14);

"Usar os recursos de forma sustentável" (Entrevistado n° 24);

"Trabalha para extrair madeira, reflorestamento, extração de sementes, andiroba, cumaru e castanha do pará" (Entrevistado n° 33);

"Uma forma de extrair a floresta de forma sustentável" (Entrevistado n° 34);

"planejamento para trabalhar em uma área" (Entrevistado n° 37).

Percepção dos entrevistados sobre a qualidade de vida

Quando questionados sobre a influência da Coomflona em sua qualidade de vida, as respostas dos grupos diferem, pois os cooperados, em sua maioria, afirmaram que a cooperativa influencia bastante ou moderadamente. Já entre os não cooperados, grande parte (49,2%) ressaltou que não influencia em nada, 17,1% pouco, 8,6% moderadamente, 9,6% relataram que influência bastante, e 15,5% não responderam.

Quando questionados sobre o que seria ter qualidade de vida, os cooperados manifestaram desde "viver em paz e ter segurança", "viver em unidade de conservação", como também ter "boa renda" e "emprego" (Figura 5).

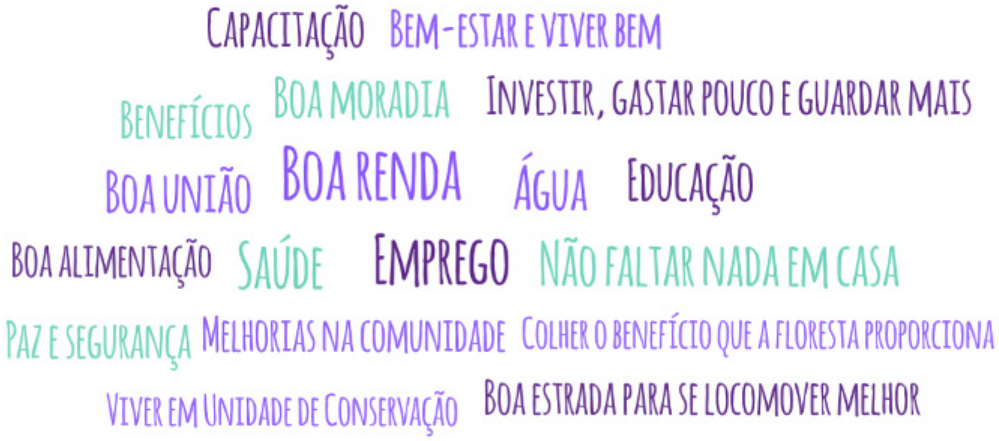


Figura 5 – Percepção sobre qualidade de vida segundo os entrevistados cooperados à Coomflona, FLONA do Tapajós, Amazônia brasileira.

Os não cooperados expressaram que ter qualidade de vida seria ter "boa alimentação; saúde; emprego; uma boa renda; uma boa moradia; educação; bem estar e viver bem" (Figura 6).



Figura 6 – Percepção sobre qualidade de vida segundo os entrevistados não cooperados à Coomflona, FLONA do Tapajós, Amazônia brasileira.

A maioria dos cooperados (56%) afirmou que gostaria que a qualidade de vida melhorasse bastante, 19% moderadamente, 7% gostariam de melhorar apenas um pouco, 4% nada e 15% não responderam. Os entrevistados indicaram que queriam melhorias na renda (13%), ter mais oportunidade de emprego (13%), na moradia (10%), na educação (10%), na capacitação (4%), na saúde (4%), na comunicação (2%), na condução (2%), na estrada (2%), no fornecimento de energia (2%) e no conforto (2%). Entretanto, 36% não emitiram nenhuma opinião a respeito do assunto.

A maioria dos não cooperados (68%) gostaria de melhorar bastante a qualidade de vida de suas famílias, 22% moderadamente, 5% pouco, 1% não gostaria de melhorar nada e 4% não responderam. Quando questionados onde deveriam ocorrer as melhorias, 44% não souberam responder, 14% indicaram a renda,14% nas moradias, 5% ter mais oportunidade de emprego, 4% no transporte, 3% na saúde, 2% na educação, 2% na comunidade e 1% no conforto, capacitação, alimentação e ter recursos para comprar o que necessita.

Em relação ao que falta para melhorar a qualidade de vida dos cooperados, 33% não souberam responder, 25% afirmaram que precisam ter um bom recurso financeiro, 19% ter mais oportunidade de emprego, 5% mais ajuda do governo, 5% devem ocorrer mais capacitação, 4% ter uma boa estrada e os demais relataram que precisam de transporte (2%), energia (2%), empatia (2%), moradia (2%) e um bom acesso para chegar ao trabalho (2%).

Já os não cooperados afirmaram que o que falta para melhorar a qualidade de vida seria: 23% oportunidade de emprego, 23% não souberam responder, 22% renda, 7% melhorias para a comunidade e os demais indicaram outras necessidades como: mais ajuda do poder público/apoio (7%), capacitação/educação (4%), recursos (2%), posto de saúde (1%), energia elétrica (1%), vender sua produção (1%) e investimento (1%).

Contribuições do manejo florestal comunitário na melhoria da qualidade de vida

Após a entrada na Cooperativa Mista da FLONA do Tapajós ocorreram mudanças na qualidade de vida dos cooperados, como moradia (85%), saúde (52%) e educação (67%) (Tabela 3). Porém, grande parte dos entrevistados não respondeu às questões relacionadas ao que melhorou, piorou ou se permaneceu igual em sua moradia, bem como na saúde, e em que sentido sua educação melhorou. Entre os poucos que responderam, em relação à moradia relataram que conseguiram reformar a casa. Já sobre a educação citaram a compra de fardamento.

Tabela 3 – Impactos do manejo florestal comunitário na qualidade de vida dos cooperados na FLONA do Tapajós, Amazônia brasileira.

Áreas	Mudanças após a entrada na Cooperativa Mista da FLONA do Tapajós			
	Melhorou	Permaneceu igual	Piorou	Sem resposta
Moradia	85%	9%	6%	0%
Saúde	52%	39%	4%	6%
Educação	67%	26%	2%	6%

Fonte: os autores.

O estudo mostrou que 89% dos cooperados possui algum meio de transporte e 11% não responderam. A maioria dos cooperados (79%) possui motocicletas, 10% carro e os outros 10% moto e carro. Outro resultado interessante foi que 72% dos cooperados não possuíam nenhum veículo antes de ingressarem na cooperativa, 19% possuíam bicicletas, 7% motocicletas e 2% carro. Em comparação aos não cooperados, apenas 47% possuem motocicleta, o restante possui: bicicletas (30%), bajaras (8%), rabetas (7%), carros (3%), canoas (2%), barcos (1%), lanchas (1%) e caminhão (1%).

A maioria dos cooperados (96%) possui aparelho celular, em média dois aparelhos por família. Mais da metade dos entrevistados (69%) acessam a internet em suas casas ou nas comunidades, porém um número considerável de comunitários (31%) ainda não utiliza esse serviço. Entre os não cooperados, a maioria também possui telefone celular e apenas 18% não; 56% afirmaram que tem acesso à internet, em contrapartida, 40% não tem.

As residências dos cooperados possuem, em média, quatro cômodos e a maioria com os seguintes eletrodomésticos: televisão (89%), geladeira (76%) e freezer (9%). As residências dos cooperados eram cobertas com telhas de amianto (61%), barro (37%) e palha (2%). As paredes das casas são de alvenaria (52%), madeira (43%) e mista com madeira e alvenaria (5%). No caso do piso, 56% são de cimento, 31% de cerâmica/lajota, 9% de madeira e 4% de chão batido. Os banheiros das residências são de fossa séptica (80%) e fossa aberta (20%). A água consumida pelos cooperados era proveniente de microssistemas (94%), poço artesiano (4%) e poço cacimba (2%).

As moradias dos não cooperados se diferem pela quantidade de cômodos (~ 3), com os seguintes eletrodomésticos: televisão (76%), geladeira (73%) e freezers (12 pessoas). Uma parte dos não cooperados não possuem televisão (22%) e os demais não informaram.

Já a estrutura das casas diferira por conta de suas paredes que eram, em maioria, de madeira. A cobertura das casas dos não cooperados eram de telhas de amianto (52%), barro (22%), mista (14%) e de palha (11%). Em relação ao piso, 49% eram de cimento, 22% são de lajota/cimento, 17% chão batido, 6% são mistos, 5% são de madeira e 1% não responderam. Os comunitários utilizam banheiros de despejam os resíduos em fossas sépticas (64%), fossa aberta (33%), em igarapé (1%) e as duas fossas aberta/séptica (1%). Em relação à fonte de água, 81% possuem microssistema, 8% poço artesiano, 5% poço cacimba, 3% igarapé/rio, 1% poço artesiano e microssistema e 3% não responderam.

Potencialidades e desafios à atuação da Coomflona

Os cooperados destacaram pontos positivos da cooperativa, dentre eles o fato da instituição proporcionar uma boa renda, oportunidade de emprego e contribuir com a manutenção das estadas de acesso às comunidades (Figura 7). Em relação aos pontos negativos registram a má gestão da cooperativa, falta de novas vagas, pouca transparência, dívidas, dentre outros indicados (Figura 8).

Já os não cooperados em sua maioria não souberam responder (25%) e os demais mencionaram que a cooperativa traz a oportunidade de emprego (14%), proporciona uma boa renda (12%), ajuda a comunidade na melhoria da qualidade de vida (12%), contribuem com a manutenção e abertura de estradas (8%), fundo comunitário (7%), doação de cestas básicas (6%) e auxilia com capacitações, educação, transporte e saúde. Os pontos negativos citados foram: a dificuldade de acesso, falta de oportunidades, vagas, principalmente para os jovens;

falta de ajuda às comunidades, projetos; má gestão, falta de transparência e desorganização; falta de prestação de conta com os sócios; desmatamento; dívidas; nepotismo; falta de atendimento e falta de compromisso dos funcionários.

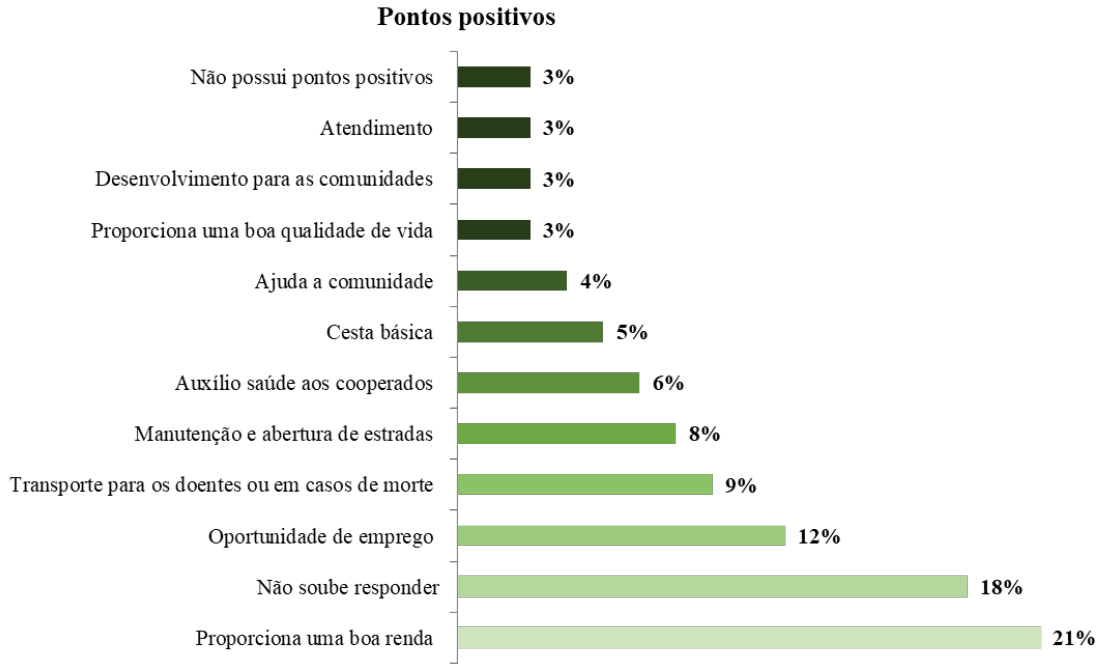


Figura 7 – Pontos positivos da Coomflona para seus cooperados entrevistados, FLONA do Tapajós, Amazônia brasileira.



Figura 8 – Pontos negativos da Coomflona segundo seus cooperados entrevistados, FLONA do Tapajós, Amazônia brasileira.

Os cooperados afirmaram que, para melhorar a gestão da cooperativa, deve haver maior oportunidade de vagas "emprego", ter mais transparência e indicaram outras ações necessárias para a melhoria da gestão do empreendimento comunitário (Tabela 4). Outros cooperados (12%) não emitiram nenhuma opinião a respeito.

Para os não cooperados, a melhoria da gestão depende de: oferecer oportunidades de vagas de "emprego", principalmente para os jovens; melhorar a gestão e organização; ajudar mais as comunidades; prestar conta com os cooperados; transparência e honestidade; mais projetos; melhorias na distribuição do lucro (fundo social); capacitação; melhorar o salário; melhorar a comunicação; quitar as dívidas; ter mais respeito nos atendimentos, melhorar a participação dos comunitários e a inclusão de novos cooperados.

Tabela 4 – Avaliação dos cooperados sobre o que precisa melhorar na Cooperativa Mista da FLONA do Tapajós, Amazônia brasileira.

Pontos a melhorar	Porcentagem (%)
Melhorar a gestão	20%
Mais oportunidades de vagas de "emprego"	15%
Transparência	12%
Capacitação	6%
Apoiar mais os cooperados	6%
Ajudar mais as comunidades	5%
Transporte	3%
Técnico para acompanhar nas atividades de derruba	3%
Aumentar área de exploração	3%
Apoiar os não cooperados	3%
Auditoria externa	2%
Administrar melhor os recursos	2%
Prestar conta com os cooperados	2%
Melhorar o salário	2%
Atualizar lista de cooperados	2%
Jornal informativo	2%
Projetos sociais	2%
Serraria	2%

Fonte: os autores.

Instituições importantes para a qualidade de vida na FLONA do Tapajós

As instituições consideradas mais importantes para a melhoria da qualidade de vida dos cooperados foram: ICMBio (33%), Projeto Saúde e Alegria (PSA) (21%), Coomflona (16%), associação da comunidade (14%). Já para os não cooperados o ICMBio (33%) e PSA (22%) foram as mais citadas e apenas 9% mencionaram a cooperativa Coomflona (9%). A partir disso os entrevistados também explicaram a importância dessas instituições.

Em relação ao ICMBio, mais citado por ambos grupos, a principal justificativa dos comunitários está na questão de sua ajuda na preservação, conservação e fiscalização. Os não cooperados acrescentaram ainda o apoio que essa instituição oferece às comunidades (Figura 9).

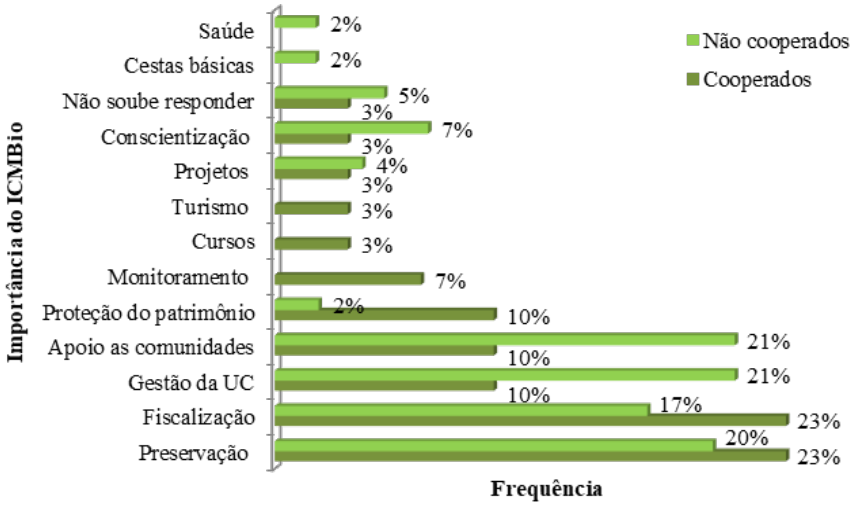


Figura 9 – Importância do ICMBio para os cooperados e não cooperados à Coomflona, FLONA do Tapajós, Amazônia brasileira.

Os cooperados destacaram a atuação do PSA, que nas comunidades da FLONA desenvolve diversos projetos relacionados à instalação de microssistemas, saúde, educação e capacitação, entrega de cestas básicas, construções de banheiros, comunicação e investimentos. Os não cooperados também relataram os mesmos motivos da importância do PSA, acrescentando a ajuda com o barco Abaré, acesso da comunidade à internet e energia elétrica. Em relação à Coomflona, os cooperados afirmaram que a cooperativa contribui para a geração de trabalho e renda, entrega de cestas básicas, desenvolvimento do manejo florestal, apoio e desenvolvimento das comunidades e transporte.

A maioria de entrevistados cooperados (73,1%) e não cooperados (71,6%) avaliou a atuação do ICMBio como boa, 19% dos cooperados regular e 8% excelente. Já entre os não cooperados 16% regular, 10% excelente e 1% consideram ruim. A atuação do PSA também foi considerada boa pela maioria, regular por 18% dos cooperados e excelente por 6%. Entre os não cooperados 16% excelente, 10% regular, 3% não souberam informar e 2% consideram ruim. Em relação à Coomflona, terceira instituição mais citada pelos cooperados, foi considerada boa por 62%, regular por 31% e excelente por 8%. Já os não cooperados em sua maioria também afirmaram que é boa, 30% regular, 9% excelente e os outros 9% que é ruim.

Expectativas dos não cooperados em relação ao trabalho da cooperativa

A maioria dos não cooperados (56%) afirmou que gostariam de se associar a Coomflona, 39% que não e 5% não responderam. O motivo mais citado é a oportunidade de emprego para melhorar a renda (65%), forma de ajudar a comunidade (9%), 5% não indicou nenhum motivo e os demais relataram que existe a possibilidade de melhoria da qualidade de vida, buscar conhecimentos, trabalhar mais perto de cada, ter direito, dentre outros.

Em relação ao grupo que não manifestou interesse na Coomflona, 26% afirmaram que não possuem vontade de ingressar na cooperativa, 22% não souberam responder, 16% devido à idade avançada e outros por diversos motivos como não querer deixar a família (5%), os trabalhos serem mais voltados para homens (3%), não darem oportunidade (3%), motivos pessoais (3%), não concorda com as opiniões (3%), já possui trabalho fixo (3%), querer trabalhar com autonomia (1%), só haver benefício para quem comanda a Coomflona (1%), a renda se concentrar no administrativo (1%), Salário não compensar (1%), já teve oportunidade mas não aproveitou (1%), saiu da cooperativa (1%), há muito "roubo" na cooperativa (1%), a Coomflona tem muitas dívidas (1%), saiu pela aposentadoria (1%), é aposentado (a) (1%), tempo corrido (1%), já possui renda (1%) e problemas de vista (1%).

Quando questionados se teriam interesse em trabalhar com manejo florestal na Coomflona, 45% responderam que existe a intenção, 30% que não tem interesse e 25% não responderam. Um número expressivo de não cooperados (73%) nunca participou de treinamentos sobre manejo florestal, 16% dos comunitários participaram da referida capacitação e 11% não responderam.

Quando questionados se seriam associados a outra entidade de organização social, 47% não responderam, 38% responderam que sim e 15% responderam que não. A maioria dos não cooperados (60%) é vinculada a associações comunitárias, 21% ao Sindicato de Trabalhadores e Trabalhadoras Rurais (STTR) de Belterra, 7% nas Associações Intercomunitárias e os demais na Colônia de Pescadores Z-20, na nova cooperativa, no Sindicato de Professores de Belterra e na Associação Orgânica do Eixo Forte.

Por fim, a Figura 10 expressa o grau de satisfação dos cooperados e não cooperados, respectivamente, quanto à Coomflona.

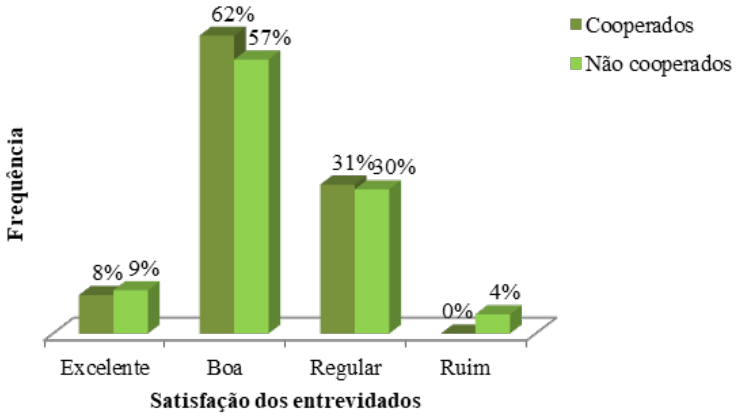


Figura 10 – Grau de satisfação dos cooperados e não cooperados com relação à Coomflona, FLONA do Tapajós, Amazônia brasileira.

Discussão

Abordagem sobre a Coomflona

O manejo florestal comunitário realizado pela Coomflona é referência de sucesso no Brasil e na América Latina, movimentando, aproximadamente R$ 4 milhões por ano (1.000 ha.ano-1), auxiliando no desenvolvimento social e na proteção da FLONA do Tapajós [7].

Para ingressar no mercado de trabalho, em geral, as vagas ofertadas exigem certo grau de especialização e demanda por profissionais mais experientes. No caso dos moradores da FLONA do Tapajós, observamos que a maioria não possui formação de ensino médio completo e poucos o ensino superior. O fato de morarem longe da área urbana os exclui dessas oportunidades de trabalho e, devido a isso, encontram-se em uma posição de vulnerabilidade, chegando muitas vezes à pobreza.

Para lidar com essa realidade os moradores de áreas rurais recorrem a outros meios de sobrevivência como: extração do látex, extração de óleos de andiroba e copaíba, produção do couro ecológico a partir do látex, biojóias, móveis artesanais, comercialização de frutas in natura (açaí), produção de polpas e licores, produção de farinha, produção de mel, criação de peixes e turismo de base comunitária e o manejo florestal comunitário [11].

A Coomflona atua sob estratégia para mudar a realidade dos comunitários, proporcionando melhor qualidade de vida, seja pelas oportunidades de emprego, como pelos fundos destinados às comunidades. Porém, a realidade dentro da UC não acompanha a lógica de desenvolvimento apresentada anteriormente. Apesar de ser notável a importância do manejo florestal comunitário realizado pela Coomflona, muitos entrevistados, principalmente não cooperados, mostraram-se insatisfeitos com a atuação da cooperativa.

A insatisfação em muitos casos está atrelada à falta de informação sobre o trabalho da Coomflona e o entendimento do se constitui manejo florestal. Deve-se atentar que pode ser mais fácil recusar ideias sem ter informação ou consciência e assim contribuir de forma prejudicial para emancipação humana e para o desenvolvimento da consciência, sendo elemento de estagnação intelectual dos indivíduos [16]. Essa carência de conhecimento sobre o próprio conceito de manejo florestal se tornou evidente quando alguns cooperados apresentaram visão básica como sendo "exploração de impacto reduzido", ou então "trabalho com a floresta e madeira" e "preservação". Para os não cooperados houve ainda a citação dos mesmos termos básicos utilizados por alguns cooperados, sendo o mais recorrente "preservação", ou aqueles que não souberam explicar.

Dessa forma, o cenário não se torna favorável para o melhor desenvolvimento de ações da cooperativa nas comunidades por conta da falta de conhecimento que é algo surpreendente em uma unidade que é vista como referência de sucesso no Brasil e na América Latina [7]. Entendemos que o conhecimento é a melhor forma de empoderar as famílias, permitindo que tenham participantes mais ativos no trabalho na cooperativa.

Esse fato também se estende ao conhecimento sobre a existência da Coomflona, em que durante as entrevistas, apesar da maioria dos comunitários apresentar conhecimento sobre a cooperativa, as comunidades mais distantes, presentes no sul da FLONA do Tapajós possuem pouca informação ou nenhuma.

Além disso, a outra questão é que essas famílias também se encontram em situação de maior carência em relação a comunidades mais "desenvolvidas", pelo fato de se localizarem em áreas de difícil acesso, longe de locais mais "urbanizados" da FLONA do Tapajós, que possuem maior fluxo de turistas, como também maior número de visitas de órgãos que apoiam as comunidades, aumentando a distância entre a cooperativa e os principais afetados por seu trabalho.

Apesar desse cenário, a cooperativa ainda é vista como a saída de uma realidade pouco confortável, pois muitos têm a fonte de renda advinda de aposentadoria e poucos recebem mais de um salário mínimo. Alguns comunitários estavam recebendo o auxílio emergencial do governo federal, devido à pandemia de Covid-19, porém antes não possuíam nenhuma fonte de renda. Em nossa pesquisa observamos que algumas famílias relataram tentar sobreviver mensalmente com menos de R$ 300 (menos de US$54), mostrando que muitas famílias ainda vivem em extrema pobreza (menos de US$ 1.90 por dia).

Devido a isso, o interesse dos não cooperados em se associar aumenta, pois em comparação aos não cooperados a renda mensal média dos associados à Coomflona é de R$ 1.517, já a renda de não cooperados é de R$ 704,13, sendo uma diferença de R$ 812,87. Essa diferença se torna mais visível quando comparado o poder aquisitivo de ambos os grupos, como na estrutura das moradias, por exemplo, em que a maioria dos cooperados possui casas com paredes de alvenaria; já os não cooperados em maioria, moram em casas com parede de madeira. Ou em relação ao transporte em que 79% dos cooperados possuem motocicleta e 72% não possuíam nenhum veículo antes de ingressarem na Coomflona, já de 187 entrevistados não cooperados, apenas 47% possuem motocicleta. Em outro estudo sobre a opinião de não-membros em relação à Cooperativa esse fato de que a qualidade de vida das pessoas que se associaram melhorou, já havia sido afirmado principalmente quando avaliada a infraestrutura das moradias por [9].

Essas questões comprovam o cenário em que os não cooperados se encontram atualmente, distantes da realidade de desenvolvimento que foi citada como objetivo para criação da cooperativa, pois segundo os moradores cooperados e não cooperados há falta de apoio às comunidades, além de afirmarem que o fundo comunitário não beneficia a todas as comunidades, muitos não têm acesso a ele, devido à distribuição desigual dos lucros da cooperativa. Essa opinião negativa dos entrevistados destoa de outro estudo que afirmou que a Coomflona oferece benefícios como fundo à saúde e fundo de apoio a cooperados e comunitários [17].

Outro ponto muito ressaltado pelos comunitários como negativo foi quanto aos limites de vagas, dificuldade em se associar, muitas vezes devido à taxa que para alguns é um valor elevado, muita burocracia. Além disso, 2% afirmaram que há nepotismo na cooperativa, por isso não há a abertura de novas vagas. Esse tema foi bastante recorrente em uma pesquisa anterior, em que a pouca rotatividade

de membros fez com que alguns moradores questionassem o objetivo principal na época da criação da cooperativa, que permitia a participação de apenas um membro da família, além de ocorrer um rodízio, dessa forma seria possível a integração maior dos moradores tradicionais, beneficiando mais famílias [9].

Durante as entrevistas, foi manifestada indignação de alguns moradores quanto ao desempenho da cooperativa, mostrando a necessidade de executar mais o que está escrito em seus objetivos.

Apesar de todas as críticas ressaltadas anteriormente, é inegável a mudança na qualidade de vida que a Coomflona, sob o ponto de vista dos cooperados, influencia ao proporcionar melhor renda e oportunidades. Este fato ocorre devido a parcerias, redes de relações socioprodutivas, cooperação e empoderamento de atores sociais locais, uma estrutura de governança ambiental que contribui para o sucesso dessa experiência [18]. Dessa forma, pode-se notar que a cooperativa é uma história de sucesso diante de uns, já segundo a ótica dos moradores afetados indiretamente é algo que não faz tanta diferença em suas vidas.

Em relação a seus pontos positivos, estudos anteriores ressaltaram sua importância, os entrevistados apontaram a geração de emprego, manutenção da estrada de acesso às comunidades e doação de madeira como os pontos mais recorrentes [9]. Alguns desses pontos também foram afirmados em nosso estudo, como renda, oportunidade de emprego e manutenção de estradas.

Dessa forma, considerando os benefícios e principalmente os pontos negativos, os comunitários fazem avaliação que muito precisa ser melhorado na cooperativa. Princípio de equidade é manifestado quando novas vagas são reivindicadas, principalmente para os jovens. Ademais, a organização da cooperativa, pautada na transparência de suas ações, deve investir esforços para que haja maior apoio, sobretudo na infraestrutura das comunidades.

A partir desse cenário de pontos de vistas e críticas, outra questão abordada foi em relação à qualidade de vida, pois é um tema que varia, para muitos não se trata de poder aquisitivo, já outros acreditam que só com muito dinheiro é possível viver bem.

Qualidade de vida é um conceito complexo, que tem a subjetividade como característica importante. As pesquisas não podem se limitar a descrição de indicadores como escolaridade e ausência de doenças, por exemplo, para definir a qualidade de vida, pois dessa forma não há a investigação da opinião e experiência de vida das pessoas envolvidas e com a exclusão do fator subjetividade há a dificuldade em conhecer de fato a realidade das pessoas estudadas [19]. É importante consultar as pessoas que vivem em territórios do campo, das florestas e das águas sobre como elas avaliam suas qualidades de vida, para enfim o poder público promover políticas públicas para proteção e apoio destas [20].

A Organização Mundial da Saúde (OMS) adotou o seguinte conceito: "a percepção do indivíduo sobre a sua posição na vida, no contexto da cultura e dos sistemas de valores nos quais ele vive, e em relação a seus objetivos, expectativas, padrões e preocupações" [21]. Porém devido à complexidade da abordagem, outros autores preconizam que haja a investigação dos fatores relevantes que influenciam a percepção das pessoas para se ter uma boa qualidade de vida, considerando aspectos históricos, socioculturais, psíquicos, do ambiente e da inserção no mundo do trabalho [19].

Devido a isso, pode-se supor que esses fatores são de suma importância para que se formem padrões de qualidade de vida e, assim, cada população ou comunidade terá uma visão baseada em sua experiência e modo de vida, considerando os aspectos de maior importância de acordo com sua realidade. No caso desta unidade de conservação, há uma possível diferença entre parâmetros de qualidade de vida entre pessoas que moram nas comunidades mais "urbanizadas" da FLONA do Tapajós (as mais próximas à sede municipal de Belterra), quando comparada às pessoas que moram em locais mais distantes, como no sul da FLONA.

Esses dois cenários se distinguem dentro da mesma unidade de conservação pela dificuldade ou facilidade em acesso, pois as comunidades ditas como mais urbanizadas testemunham maior fluxo de turistas e visitas de órgãos como ICMBio e PSA, e outras instituições governamentais e não governamentais. Já na parte sul da FLONA, o acesso é mais restrito, dependendo de meios fluviais, uma vez que as estradas estão em condições mais

precárias de conservação. Nessas comunidades não se tem acesso a postos de saúdes e escolas, consequentemente, muitos têm que se deslocar para comunidades que possuem esses serviços ou até mesmo para as cidades mais próximas.

Em relação às respostas dos entrevistados da zona sul sobre o que é ou o que é preciso para melhorar a qualidade de vida, a maioria gostaria de melhorar principalmente na moradia e transporte. Dessa forma os parâmetros de avaliação da qualidade de vida não mudam e, com isso, pode-se deduzir que ocorre por conta de que as necessidades da zona rural são as mesmas, diferenciando-se apenas quando comparada à zona urbana, em que o contexto e experiência se diferem. Pois, sabe-se que as políticas públicas privilegiam os centros urbanos, sem haver uma integração do desenvolvimento rural, justificando o êxodo rural [22].

Nesse sentido em um outro estudo buscou-se comparar a qualidade de vida de pessoas em situação rural e urbana para comprovar o fato de que os meios rurais são os mais "abandonados" pelo poder público. O estudo foi realizado no município de Bossoroca na região noroeste do estado do Rio Grande do Sul, com população nativa. O autor mostrou que moradores rurais recebem de R$400,00 a R$500,00 reais, e a renda dos que migraram para zona urbana era de R$501,00 a R$1000,00. Porém, seu estudo revelou que tanto os moradores de zonas rurais como urbanas em sua maioria estão satisfeitos com sua qualidade de vida. Dessa forma, ele concluiu que o principal motivo para o êxodo rural não se concentra no meio econômico e sim na busca por saúde e segurança de um emprego com salário fixo, pois no meio rural a renda se baseia em ciclos semestrais de cultivo [22].

Na FLONA do Tapajós, a maioria aponta que gostaria de melhorar bastante sua qualidade de vida, porém há alguns moradores que estão satisfeitos. Essas opiniões dos moradores concluem que qualidade de vida é algo subjetivo e é um debate que não se concentra no meio econômico somente e sim de assistência básica como saúde, educação, segurança e uma moradia confortável.

Apesar disso, a principal diferença entre os moradores do sul da FLONA e do restante está na influência da Coomflona, pois, no geral, apenas 9% dos não cooperados citaram a cooperativa e os cooperados em maioria também citaram que influencia bastante ou moderadamente. Porém, na parte sul, a maioria dos entrevistados afirmou que não influência em nada, e somente três citaram que bastante e um que moderadamente. A maioria não soube opinar sobre os pontos negativos e positivos, por falta de conhecimento sobre a Coomflona. Pode-se supor que essa falta de informação e mudança na qualidade de vida ocorre por conta de que não há associados nas comunidades do sul, segundo a lista de cooperados da Coomflona de 2018.

A partir das falas e observações proporcionadas por nossa pesquisa de campo, recomenda-se que alguns pontos possam ser observados para um melhor desempenho da cooperativa. É importante que a cooperativa envolva os comunitários em suas ações, fornecendo informações sobre o trabalho que realiza na UC, convidando-os para reuniões com as comunidades. Nessas reuniões deverão ser abordados temas como o manejo florestal em si e seu objetivo, sua importância e de que forma é desempenhado dentro da FLONA, de forma dinâmica e com termos mais simplificados para garantir o entendimento dos comunitários.

Além disso, a Coomflona pode ajudar a empoderar os moradores, capacitando-os por meio de cursos não só voltados para o manejo madeireiro, como também para o cultivo de plantas já utilizadas pelos moradores, ajudando a melhorar seu cultivo e suas técnicas com estratégias de manejo adequadas. Isto vai ao encontro do objetivo da Cooperativa, de promover ação sustentável em conjunto ao desenvolvimento das comunidades. Dessa forma, é importante o incentivo através da educação ambiental. Com isso o processo educativo não se resume a apenas transmitir informações, mas investir na formação de sujeitos que enfrentem a problemática ambiental [23].

A autonomia das comunidades sobre o processo de manejo deve ser vista como fator fundamental no sucesso destas iniciativas. Desde a concepção da cooperativa até a decisão de divisão das receitas financeiras, houve envolvimento dos moradores locais, cooperados e não cooperados, órgão gestor da unidade de conservação e instituições que apoiam a iniciativa [24]. Nesse sentido, é necessária a retomada de envolvimento dos comunitários nas decisões da Coomflona, que os envolvem indiretamente, pois o conhecimento do senso comum surge como ponto de partida, como um "primeiro olhar" sobre a realidade a ser estudada, que carece de reflexão [23].

CC BY NC ND

A partir desse cenário, por meio da participação das comunidades, a cooperativa poderá estimular debates sobre a realidade dos moradores e suas necessidades, gerando ações, como por exemplo, para que o fundo comunitário seja bem distribuído a todas as comunidades, atendendo a questões básicas como saúde e educação. Além disso, a Coomflona deve reorganizar sua gestão para atender as necessidades da região sul, que em relação às outras, é a mais atrasada no quesito desenvolvimento e acesso a recursos básicos, além de rever suas normas iniciais sobre rodízio entre os cooperados, ofertando novas vagas e evitando concentração de cooperados em poucas famílias.

Conclusão

A realidade dos moradores cooperados e não cooperados da FLONA do Tapajós, após o manejo florestal feito pela Coomflona, é diferente conforme a percepção de cada grupo. Destaca-se que há uma diferença significativa entre a qualidade de vida de cooperados e não cooperados, principalmente se comparada sua renda e poder aquisitivo. Os não cooperados se encontram insatisfeitos com a atuação da cooperativa em relação à falta de apoio às comunidades, alertando quanto a má distribuição do fundo comunitário, má gestão e falta de oportunidade de vagas devido a não rotatividade de membros.

Os entrevistados ainda se deparam com falta de informação em relação ao trabalho da cooperativa, principalmente os moradores da região sul da FLONA do Tapajós e quanto ao auxílio que a cooperativa proporciona, que não está proporcionando assistência básica, como saúde e educação, ao maior número possível de pessoas. A realidade é que há ainda situação de grande carência socioeconômica, agravada pelas distâncias das comunidades aos locais de infraestrutura ao atendimento de direitos básicos, muitas vezes localizadas em Belterra, Santarém ou em algumas comunidades da FLONA.

Porém, apesar do cenário não estar favorável para muitos comunitários, é inegável a mudança que a Coomflona pode proporcionar principalmente na vida dos seus cooperados. Essa iniciativa é um passo de grande importância para o interior desta unidade de conservação, em que há uma grande dificuldade em conseguir emprego e com a falta de assistência do poder público. Dessa forma, a Coomflona é uma alternativa para promover o desenvolvimento de forma sustentável e, apesar das críticas, os moradores reconhecem que é algo considerável.

A qualidade de vida segundo a visão dos moradores da FLONA apresentou semelhanças entre os grupos, quanto a ter alimentação, saúde, emprego, renda e moradia, como primordiais para uma boa qualidade de vida. Estudos em qualidade de vida ainda são complexos e carregados de subjetividades que precisam ser respeitadas. No caso da FLONA do Tapajós, apesar de falta de recursos financeiros ou de infraestrutura, a qualidade de vida foi boa para grande parte dos moradores. A Coomflona também foi capaz de causar influência na vida dos moradores, sendo maior para os cooperados do que não cooperados.

Agradecimentos

Esta pesquisa não recebeu nenhuma bolsa específica de agências de fomento nos setores público, comercial ou sem fins lucrativos, por ser uma pesquisa voluntária. Agradecemos aos comunitários e ao ICMBio, por meio de sua equipe.

Referências

1. Brasil - Presidência da República. Lei n° 9.985, de 18 de julho de 2000. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. [Internet]. Diário Oficial da União. 2000. [citado em 2021]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm

2. Brasil - Decreto n° 5975, de 30 de novembro de 2006. [Internet]. Diário Oficial da união. 2006. [citado em 2021]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/decreto/d5975.htm

3. Brasil - Presidência da República. Resolução n° 406, de 02 de fevereiro de 2009. Dispõe sobre o estabelecimento de parâmetros técnicos a serem adotados na elaboração, apresentação, avaliação técnica e execução de Plano de Manejo Florestal Sustentável - PMFS com fins madeireiros, para florestas nativas e suas formas de sucessão no bioma Amazônia. [Internet]. Conselho Nacional do meio ambiente, Diário Oficial da União. 2009. [citado em 2021]. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=578

4. SFB - Sistema florestal Brasileiro. [homepage na internet]. Boletim SNIF 2019. [acesso em: 08/08/2021]. Disponível em: https://snif.florestal.gov.br/images/pdf/publicacoes/Boletim-SNIF_Ed1_2019.pdf>.

5. Espada ALV, Santos BVS, Santos CEN. Manejo Florestal Comunitário em Unidades de Conservação de Uso Sustentável na Amazônia. Guia sobre planejamento participativo, execução colaborativa e gestão comunitária. [Internet]. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília. 2019. [citado em 2021]. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/publicacoesdiversas/manejo_florestal_comunitario_em_uc_de_uso_sustentavel_na_amazonia.pdf

6. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. [homepage na internet]. 2019. Instrução normativa nº 16, de 4 de agosto de 2011. acesso em: 05/08/2021. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/o-que-somos/in162011.pdf.

7. Espada ALV, Andrade D, Vasconcellos Sobrinho M. A cooperação para o desenvolvimento local: inovação no Manejo Florestal Comunitário. CODS - Colóquio Organizações, Desenvolvimento e Sustentabilidade, Belém, [Internet]. 2014. [citado em 2021]. 5(1): 101-117. Disponível em: https://anaviolatoespada.com/wp-content/uploads/2018/06/2.-Espada-and-Vasconcellos.-2014.pdf

8. COOMFLONA – Cooperativa Mista da Flona do Tapajós. Plano de manejo florestal sustentável comunitário n° 01/2019. [citado em 2019]. Santarém: Coomflona, 2019.

9. Sousa AMP, Pontes BS, Silva MJS, Vieira TA. Cooperativismo em comunidades na Amazônia: O que dizem os não-membros? Ambiente & Sociedade, [Internet]. 2019. [citado em 2021]. 22: e01201. Disponível em: https://www.scielo.br/j/asoc/a/JvNTtyD7JQpgB5zqDxxNxvB/?lang=pt&format=pdf

10. Humphries S, Holmes T, De Andrade DFC, Mcgrath D, Dantas JB. Searching for win-win forest outcomes: Learning-by-doing, financial viability, and income growth for a community-based forest management cooperative in the Brazilian Amazon. World Development, [internet]. 2020. [citado em 2021]. 125: 104336. doi: //doi.org/10.1016/j.worlddev.2018.06.005

11. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. [homepage na internet]. A Floresta Nacional do Tapajós, 2021. [acesso em: 05/08/2021]. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/flonatapajos/.

12. Silvany Neto AM. Bioestatística sem segredos. 1.ed. Salvador: [s.n.]. [Internet]. 2008. [citado em 2021].

13. COOMFLONA - Cooperativa Mista da Flona do Tapajós. Relação de cooperados [citado em 2021]. Santarém: Coomflona, 2018.

14. Silvestre MJ, Fialho I, Saragoça J. Da palavra à construção de conhecimento - Meta-avaliação de um Guião de Entrevista semi-estruturada. Congresso Ibero-Americano em Investigação Qualitativa, III Anais. Investigação Qualitativa em Ciências Sociais, 2014. 3: 338-342.

15. Basseto CM. Aplicação do Teste Qui-Quadrado sobre a associação entre proficiência em matemática e fatores socioeconômicos: uma abordagem com dados do SARESP. Proceeding Series of the Brazilian Society of Computational and Applied Mathematics, [Internet]. 2021. [Citado em 2021]. 8(1). doi: https://doi.org/10.5540/03.2021.008.01.0372

16. Viana N. Ignorância, submissão e presunção. Revista posição. [Internet]. 2014. [citado em 2021]. 1(2). Disponível em: https://redelp.net/index.php/pos/article/view/40

17. Espada ALV. Contribuição da governança ambiental no desenvolvimento local: Exemplo de uma cooperativa de manejo florestal comunitário. CODS - Colóquio Organizações, Desenvolvimento e Sustentabilidade, Belém, [Internet]. 2013. [citado em 2021]. 4(1). Disponível em: http://revistas.unama.br/index.php/coloquio/article/view/93

18. Espada ALV, Sobrinho MV. Manejo comunitário e governança ambiental para o desenvolvimento local: Análise de uma experiência de uso sustentável de floresta na Amazônia. Administração Pública e Gestão Social, Universidade Federal de Viçosa. [Internet]. 2015. [citado em 2021]. 7(4): 169-177. doi: https://doi.org/10.21118/apgs.v7i4.4606

19. Santos A, Teixeira CS, Pereira EF. Qualidade de vida: Abordagens, conceitos e avaliação. Revista Brasileira de Educação Física e Esporte, São Paulo, [Internet]. 2012. [citado em 2021]. 26(2): 241-50.

20. Vieira TA, Mota AGSS, Basgal CS, Leite IDL, Almeida EC, Alves HS, Arantes ACV, Freitas EPF, Dantas JB, Gama JRV. Conceitos sobre qualidade de vida: O que aprendemos com unidades de conservação às margens do Rio Tapajós?. In: Andrade DFC, Spínola JN (Orgs.). O rio que nos une: Uso & gestão na Floresta Nacional do Tapajós e Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns. 1ed. Brasília: ICMBio, [Internet]. 2022. [citado em 2021]. 1: 219-235. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/363762373_O_rio_que_nos_une_uso_gestao_na_Floresta_Nacional_do_Tapajos_e_Reserva_Extrativista_Tapajos-Arapiuns

21. Zannon CMLC, Seidl EMF. Qualidade de vida e saúde: Aspectos conceituais e metodológicos. Cadernos de Saúde Pública, Rio de Janeiro. [Internet]. 2004. [citado em 2021]. p. 580-588.

22. Fabricio EP. Habitação e qualidade de vida: Uma comparação entre a situação dos moradores da zona rural do Município de Bossoroca/RS e dos que migraram para os centros urbanos. [dissertação]. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004.

23. Tozoni-Reis MFC, Janke N. Produção coletiva de conhecimentos sobre qualidade de vida: Por uma educação ambiental participativa e emancipatória. Ciência & Educação, 2008. [Internet]. 2008. [citado em 2021]. 14(1): 147-157.

24. Pandeff PA, Silva JG. Gestão ambiental aplicada à exploração sustentável de recursos naturais em unidades de conservação. V Congresso Nacional de Excelência em Gestão, Rio de Janeiro, [Internet]. 2009. [citado em 2021]. pp.1-24.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Baseline corticosterone levels of a migratory bird in brazilian cerrado

Zelia da Paz Pereira[1]*
https://orcid.org/0000-0002-2322-9460
* Contato principal

[1] Universidade Federal do Sul da Bahia/UFSB, Brasil. <zelia.paz@ufsb.edu.br>.

Recebido em 29/11/2024 – Aceito em 06/04/2025

Como citar:

Pereira ZP. Baseline corticosterone levels of a migratory bird in Brazilian Cerrado. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 37-43. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2752

Keywords: Bird hormones; stress levels; neotropical savanna.

ABSTRACT – The main physiological parameter used in birds stress analyses is the corticosterone level. That hormone has been the main tool used to infer physiological state, but little is known about those levels in the tropical birds. Lesser Elaenia, *Elaenia chiriquensis albivertex*, is a migratory flycatcher at the cerrado and this study aimed to measure baseline corticosterone levels during the reproductive phase. The release of baseline corticosterone of Lesser Elaenia was 12.96 ± 5,07 ng/mL (n = 43). There was a positive correlation between corticosterone and body mass (y = 4.2329x - 54.844; R^2 = 0.7839). Our study shows a important record of basal corticosterone of a tropical bird during migration with a potential to evaluate individuals health such as in animal rehabilitation and release programs.

Níveis basais de corticosterona de uma ave migratória do cerrado brasileiro

Palavras-chave: Hormônios de aves; níveis de estresse; cerrado neotropical.

RESUMO – O principal parâmetro fisiológico utilizado em análises de estresse em aves é o nível de corticosterona. Esse hormônio tem sido a principal ferramenta utilizada para correlacionar o estado fisiológico, mas pouco se sabe sobre esses níveis nas aves tropicais. A *Elaenia chiriquensis albivertex* é um tiranídeo migratório do cerrado brasileiro, e o objetivo deste estudo foi medir os níveis basais de corticosterona durante a fase reprodutiva. A liberação de corticosterona basal de *E. chiriquensis* foi de 12,96 ± 5,07 ng/mL (n = 43). Houve uma correlação positiva entre corticosterona e massa corporal (y = 4.2329x - 54.844; R^2 = 0.7839). O nosso estudo mostra um registro raro da corticosterona basal de uma ave tropical durante a migração, com potencial para avaliar a saúde dos indivíduos, por exemplo, em programas de reabilitação e realocação de animais.

CC BY NC ND

Niveles basales de corticosterona en un ave migratoria del cerrado brasileño

Palabras clave: Hormonas de las aves; niveles de estrés; sabana neotropical.

RESUMEN – El principal parámetro fisiológico utilizado para analizar el estrés en aves de corral es el nivel de corticosterona. Esta hormona ha sido la principal herramienta utilizada para correlacionar el estado fisiológico, pero se sabe poco sobre estos niveles en aves tropicales. Elaenia chiriquensis albivertex es un papamoscas migratorio del cerrado brasileño y el objetivo de este estudio fue medir los niveles basales de corticosterona durante la fase de cría. La liberación basal de corticosterona de E. chiriquensis fue de 12,96 ± 5,07 ng/mL (n = 43). Existe una correlación positiva entre la corticosterona y la masa corporal (y = 4.2329x - 54.844; R^2 = 0.7839). Nuestro estudio muestra un registro poco frecuente de corticosterona basal en un ave tropical durante la migración, con potencial para evaluar la salud de los individuos, por ejemplo en programas de rehabilitación y reubicación de animales.

Introduction

Physiological studies have advanced the understanding of life history theory and the responses of organisms to their environment [1][2]. Hormones have been the main tool used to correlate physiological state with environmental changes, body condition, time of breeding, reproductive success, among others. Many studies have shown the effect of stress (as measured by glucocorticoid levels in the bloodstream) on the survival and reproductive fitness of vertebrates [3]. Stress is assumed to be the result of the release of glucocorticoid hormones into the bloodstream controlled by the hypothalamic-pituitary-adrenal (HPA) axis according to internal and external stimuli to the organism. Cortisol and corticosterone, which are better known, can be present in different animal groups and species, but in birds corticosterone predominates [4][5]. Birds have two types of corticosterone that can be collected: basal (or circulating) corticosterone and induced corticosterone [6][7][8].

There are differences in corticosterone releases due to different aspects of birds' biology, environmental site and survival pressures. Tropical birds, for example, have slow development, low metabolism, low reproductive rate and high longevity [9][10]. As long-lived birds, they are expected to invest more in their own preservation (survival), especially when they reach high corticosterone concentrations, which indicates the management of stressful situations [11]. However, little is known about the stress physiology of tropical birds.

This study addresses the baseline corticosterone levels in a free-ranging population of the migratory bird Lesser Elaenia, *Elaenia chiriquensis albivertex* (Tyrannidae; Lawrence, 1865), at the reproductive site in a Neotropical Savanna environment. The Lesser Elaenia, is a small passerine (15.5 g) with little sexual dimorphism, which occurs from Costa Rica to Argentina [12], breeds in central and south Brazil and migrates to several regions [13][14]. This study aimed to measure the baseline corticosterone and body mass of Lesser Elaenia (Figure 1) in the reproductive sites of migration, to show especially the baseline levels during the reproductive performance.



Figure 1 – Lesser Elaenia, *Elaenia chiriquensis albivertex* (Tyrannidae). Photo by André de Camargo Guaraldo.

CC BY NC ND

Material and Methods

Study area

Birds were captured on a 100-ha grid, at the conservation unit Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) in the Distrito Federal (15° 29' and 15° 36' S, 47° 31' and 47° 41' W, 1,040 m asl), from August to December 2012. ESECAE, in the *cerrado*, a savanna-like biome, is a 10,500-ha reserve surrounded by small patches of natural vegetation, farms and houses [15][16]. The reserve vegetation ranges from natural grasslands, open and dense *cerrado*, to patches of forest areas [17]. Climate of the region is seasonal, with a rainy season from September to April, and a dry season in the other months [18].

Capture, marking and collection of blood samples from individuals in nesting

To collect blood, marked females were captured close to their nests monitored from the beginning. Captures started in September, when the first nests of the species are usually found, with weekly expeditions of capture and banding and finished on December. A mist net was opened in the morning next to each nest (8 m) to capture the female flying from-to the nest. In birds, baseline corticosterone is obtained up to three min after the capture of the individual, while the material collected after this time represents induced corticosterone, as it results from the stress arising from capture and manipulation [7][2]. Thus, to allow baseline corticosterone analyses, a blood sample from each female was collected under three min of capture by perforation of the right-wing brachial vein with a hypodermic needle and heparinized capillary. After the blood samples were taken, the other ringing activities were carried out, such as measurements, weight, etc. Females were already individually marked with CEMAVE rings and with color bands, from another long-term capture and marking project carried out in the study area since mid-2004.

According to the ethical indication of wild animal manipulation, the volume of blood collected was approximately 40 μL and did not exceed the recommended limit of 1% of the mass of each individual bird [19][20]. After collection, the capillaries were closed at only one side (non-heparinized). During transportation to the lab, capillaries were deposited in vertical position on ice. The time between collection and centrifugation in the laboratory was approximately four hours (253 ± 15 min) of capture. In the laboratory, samples were centrifuged for 10 min in a microhematocrit centrifuge at 12,000 rpm. Then, the plasma part of each sample was separated and stored at -80 °C for further hormonal analyses.

Hormonal analyses

Hormonal analyses of each assay lasted a total duration of 18 min and followed two phases of incubation sample. First, 20 μL of plasma sample were incubated with a specific biotinylated antibody antitussive and a ruthenium complex labeled baseline corticosterone derivative. Depending on the concentration of baseline corticosterone in the sample and the formation of the respective immune complex, the binding site of the labeled antibody was in part occupied by baseline corticosterone and partly with ruthenium-labeled hapten. In the second incubation, after the addition of the streptavidin-coated microparticles, the complex formed binds to the solid phase through the interaction of biotin and streptavidin.

The reaction mixture was aspirated into the reading cell, where the microparticles are magnetically attached to the surface of the electrode. The unbound elements are then removed with ProCell/ProCell M. Subsequently, the application of an electric current to the electrode induces a chemiluminescent emission that is measured by a photomultiplier. The results are determined based on a calibration curve generated specifically by the analyzer, through a 2-point calibration, and on a main curve included in the reagent bar code. Kit reagents for baseline corticosterone detection were included in a ready-to-use unit that cannot be separated. All necessary information for correct operation was inserted in the analyzer from the respective reagent bar codes. The analyzer automatically calculated baseline corticosterone concentration of each sample in μg/dL and for the purpose of standardizing data of bird physiology, and the values obtained in the equipment were divided by 100 to obtain data in ng/mL.

The normality of the data was verified by the Shapiro-Wilk test and the t-test was used to verify differences in each parameter. The normal blood baseline corticosterone range for Lesser Elaenia was established by the arithmetic mean with a 95% confidence level.

CC BY NC ND

Results

The breeding population had mean baseline corticosterone values of 12.96 ± 5,07 ng/mL (*n* = 43) with a minimum value of 3.96 ng/mL and a maximum of 19.50 ng/mL. The 43 females sampled in reproduction had an average body mass of 16.2 ± 1.06 g (*n* = 43), with a minimum value of 13.9 g and maximum of 17.7 g. There was a fluctuation in corticosterone dosages between individuals of Lesser Elaenia during the reproduction phase (Figure 2).

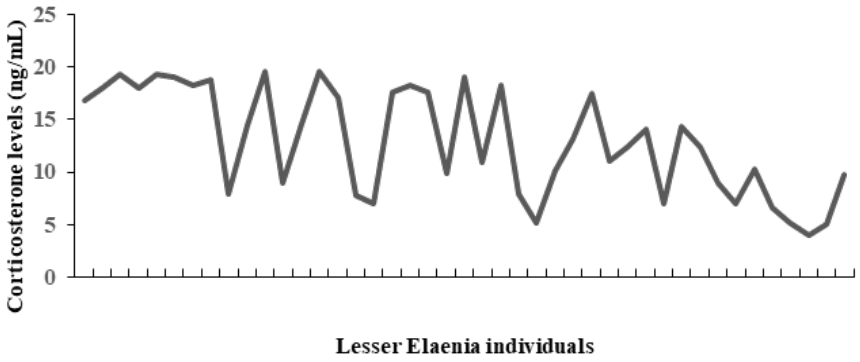


Figure 2 – Fluctuation graph of corticosterone dosage among Lesser Elaenia individuals (*Elaenia chiriquensis*) during the reproductive phase in the cerrado of central Brazil.

The results observed for costicosterone and mass follow normal disbribution for Shapiro-Wilk test ($p < 0{,}0001$); and the corticosterone and mass data showed a positive distribution according to the regression graph (Figure 3).

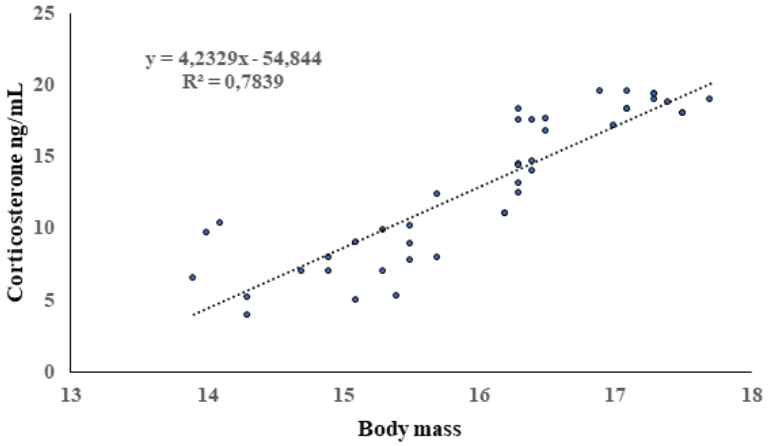


Figure 3 – Relationship between corticosterone levels and body mass of Lesser Elaenia (*Elaenia chiriquensis*) during the reproductive phase in the cerrado of central Brazil.

Therefore these findings may be related to each individual's stage of reproduction, i.e. whether they are incubating eggs or close to the hatching stage.

Discussion

For Lesser Elaenia, the now known levels of baseline corticosterone can imply mechanisms that promote the first insights into their hormonal stress

physiology. The passerine baseline corticosterone concentrations range from 0.7 to 57 ng/mL [21]. Lesser Elaenia is within that limit, besides other tropical birds show lower values such as Lance-tailed Manakin (*Chiroxiphia lanceolata*) with 3.28 ng/mL [22]; Florida scrub jay (*Aphelocoma coerulescens*) with 1.93 ng/mL [23] and Norther monkingbird (*Mimus polyglottos*) 3.75 [24]. More studies with tropical birds from the same family could help to compare the results.

The positive relationship between corticosterone levels and body mass in Lesser Elaenia was overwhelming, suggesting a possible dependence between these variables for this species. This has been observed before in some other birds [3][11] [21] and for Lesser Elaenia similar condition was observed on arrival and departure from migration, when hematocrit and body mass were positively related [25]. Nevertheless, a recent global study comparing resident and migratory birds showed that migratory status alone may not predict corticosterone levels, indicating the role of environmental conditions effects [26], which needs to be better investigated in the future for Lesser Elaenia.The characteristics of this migratory species, though abundant at our study site, shows that when studying free-ranging species there are limitations intrinsically related to their biology. For a sub-tropical bird, the African stonechats, *Saxicola torquata axillaris*, for example, parents presented high levels of baseline corticosterone (> 5 e < 20 ng/mL) during the feeding period of the nestlings [27]. These differences among species deserve more detailed studies to verify phenotypic, regional or even pace-of-life differences between corticosterone release [2] [28][29][30]. It is important to observe other aspects of reproduction, in addition to predation pressure and survival risk; such as nest parasitism, which for Common terns, *Sterna hirundo*, show more corticosterone stress in individuals that have been parasitized than birds that have not been parasitized [31].

It has been suggested that life-history strategy can be a major determinant of glucocorticoid effects on fitness, with long-lived species favoring corticosterone-tradeoff hypothesis, but short-lived species favoring a corticosterone-adaptation hypothesis [21][11]. Tropical birds, like the Lesser Elaenia, suffer varying survival pressures, generally raise few nestlings per clutch, but need to survive with high predation pressure, what would explain those levels of baseline corticosterone [32][11]. There are some factors that may cause stress to Lesser Elaenia at the breeding site, such as high nest predation pressure [33][14] and the physiological preparation (including hematological changes) to migrate back to wintering areas [34][25], which potentially results and explain the levels of baseline corticosterone of tropical species [28][24]. It is well known that corticosterone promotes emergency, alert and escape responses, but it is a physiological parameter that expresses much about the evolutionary history of a particular species, especially when associated with other variables and ecological questions [2][35][36]. This study recorded, for this tropical bird, the usefulness of baseline corticosterone levels during the reproductive phase and may contribute as a parameter for evaluating individuals, including in animal rehabilitation and release programs.

Conclusion

This study contributes with, the now known, baseline levels of the stress hormone corticosterone for Lesser Elaenia (*Elaenia chiriquensis*) during the reproductive phase of its migration in the Brazilian Savanna. The levels permeate almost 13 ng/mL and are within the limits already identified for other passerines, even those from temperate regions. There was also a marked relationship between this parameter and individual body mass. Future studies could be carried out in areas where Lesser Elaenia is resident (Amazon region), to verify discrepancies or similarities in these levels, as well as the adaptive factors that influence their release.

Acknowledgements

Thanks to ESECAE/DF for allowing the study at the reserve and CEMAVE/ICMBio for banding permits. Many thanks to CNPq founding and Santé Laboratory, especially Gláucia Dias, which partnership with the university (UnB) made it possible to run the stress analysis. Thanks very much to Regina H. Macedo, Celine Melo, Giane R. Paludo and Rafael V. Monteiro for many useful comments on the previous versions of the article. I would like to thank André de Camargo Guaraldo for kindly providing the photograph of Lesser Elaenia. Finally, i am indebted to Miguel Ângelo Marini for making this study possible and for being a brilliant mentor, both in academia and beyond.

References

1. Wikelski M, Cooke S. Conservation physiology. Trends Ecol. Evol. 2006. 21: 38-46. doi: 10.1016/j.tree.2005.10.018

2. Hau M, Casagrande S, Ouyang JQ, Baugh AT. Chapter two – Glucocorticoid-mediated phenotypes in vertebrates: multilevel variation and evolution. Adv. Stud. Behav. 2016; 48: 41-115. doi: 10.1016/bs.asb.2016.01.002

3. Breuner CW, Berk SA. Using the van Noordwijk and de Jong resource framework to evaluate glucocorticoid-fitness hypotheses. Integrat. Comp. Biol. 2019; 59: 243-250. doi: 10.1093/icb/icz088

4. Romero LM. Physiological stress in ecology: lessons from biomedical research. Trends Ecol. Evol. 2004; 19: 249-255. doi: 10.1016/j.tree.2004.03.008

5. Hill RW, Wyse GA, Anderson M. Animal Physiology. Sinauer Associates Inc, Sunderland; 2008.

6. Evans HE, Heiser JB. What's inside: anatomy and physiology. In: Podulka S et al. (eds.). Handbook of bird biology. Princeton University Press; 2004. P. 1-161.

7. Angelier F, Tonra CM, Holberton RL, Marra PP. How to capture wild passerine species to study baseline corticosterone levels. J. Ornithol. 2010; 151: 415-422. doi: 10.1007/s10336-009-0471-6

8. Breuner CW. 2010. Stress and reproduction in birds. In: Norris DO, Lopez KH (eds.). Hormones and reproduction of vertebrates. London: Academic Press; 2005, P. 129-151.

9. Ricklefs RE. Density dependence, evolutionary optimization, and the diversification of avian life histories. Condor. 2000; 102: 9-22. doi: 10.1650/0010-5422(2000)102[0009:DDEOAT]2.0.CO;2

10. Lancaster LT, Hazard LC, Clobert J, Sinervo BR. Corticosterone manipulation reveals differences in hierarchical organization of multidimensional reproductive trade-offs in r-strategist and k-strategist females. J. Evol. Biol. 2008; 21: 556-565. doi: 10.1111/j.1420-9101.2007.01478.x

11. Hau M, Ricklefs RE, Wikelski M, Lee KA, Brawn JD. Corticosterone, testosterone and life-history strategies of birds. Proc. R. Soc. B. 2010; 277: 3203-3212. doi: 10.1098/rspb.2010.0673

12. Ridgely RS, Tudor G. The birds of South America, Volume II. The suboscine passerines. Austin: University of Texas Press; 1994.

13. Marini MÂ, Cavalcanti RB. Migrações de *Elaenia albiceps chilensis* e *Elaenia chiriquensis albivertex* (Aves: Tyrannidae). Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, Série Zool. [Internet]. 1990 [cited 2024 Oct 06]; 6: 59-67. Available from: https://www.researchgate.net/profile/Miguel-Marini/publication/258999871_Migracoes_de_Elaenia_albiceps_chilensis_e_Elaenia_chiriquensis_albivertex_Aves_Tyrannidae/links/55549b5608ae6fd2d8208c6e/Migracoes-de-Elaenia-albiceps-chilensis-e-Elaenia-chiriquensis-albivertex-Aves-Tyrannidae.pdf

14. Guaraldo AC, Kelly JF, Marini MÂ. Independent trophic behavior and breeding success of a resident flycatcher and a coexisting migratory congener. Austral Ecol. 2019; 44: 126-137. doi: 10.1111/aec.12660

15. Borges FJA, Marini MÂ. Birds nesting survival in disturbed and protected Neotropical savannas. Biodiv. Conserv. 2010; 19: 223-236. doi: 10.1007/s10531-009-9718-z

16. Marini MÂ, Borges FJA, Lopes LE, Sousa NOM, Gressler DT, Santos LR, Paiva LV, Duca C, Manica LT, Rodrigues SS, França LF, Costa PM, França LC, Heming NM, Silveira MB, Pereira ZP, Lobo Y, Medeiros RCS, Roper JJ. Breeding biology of birds in the cerrado of central Brazil. Ornitol. Neotrop. 2012, 23: 385-405. Available at: https://digitalcommons.usf.edu/ornitologia_neotropical/vol23/iss3/8

17. Marinho-Filho J, Rodrigues F, Guimarães M. Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas, história natural e ecologia em um fragmento de cerrado do Brasil Central. Brasília: SEMATEC, IEMA, IBAMA; 1998.

18. Gottsberger G, Silberbauer-Gottsberger I. Life in the cerrado: a South American tropical seasonal vegetation. Vol. 1: Origin, Structure, Dynamics and Plant Use. Reta: Verlag Ulm; 2006.

19. Thrall MA. Veterinary hematology and clinical chemistry. Philadelphia: Lippincott Williams and Wilkins; 2004.

20. Cubas ZS, Silva JCR, Catão-Dias JL. Tratado de animais selvagens, Medicina Veterinária. São Paulo: Editora Roca; 2007.

21. Bókony V, Lendvai AZ, Liker A, Angelier F, Wingfield JC, Chastel O. Stress response and the value of reproduction: are birds prudent parents? Am. Nat. 2009, 173: 589-598. doi: 10.1086/597610

22. Jones BC, Nguyen LT, DuVal EH. Testing the development hypothesis of the HPA axis in a tropical passerine: dampened corticosterone response and faster negative feedback in nestling lance-tailed manakins (*Chiroxiphia lanceolata*). Gen. Comp. Endocrinol. 2020, 300: 113639. doi:10.1016/j.ygcen.2020.113639

23. Rensel MA, Boughton RK, Schoech SJ. Development of the adrenal stress response in the Florida scrub-jay (*Aphelocoma coerulescens*). Gen. Comp. Endocrinol. 2010, 165: 255-261. doi:10.1016/j.ygcen.2009.07.002

24. Sims CG, Holberton RL. Development of the corticosterone stress response in young northern mockingbirds (*Mimus polyglottos*). Gen. Comp. Endocrinol. 2000, 119: 193-201. doi:10.1006/gcen.2000.7506

25. Pereira ZP, Marini MÂ. An intratropical migratory passerine can quickly improve its physiological condition during post migration, reprodution and departure phases on the breeding site in the Cerrado. Rev. Bras. Ornitol. 2015, 23: 428-436. doi: 10.1007/BF03544319

26. Uehling JJ, Regnier E, Vitousek MN. Does migration constrain glucocorticoid phenotypes? Testing corticosterone levels during breeding in migratory versus resident birds. Integr. Comp. Biol. 2024, 64: 1826-1835. doi:10.1093/icb/icae110

27. Scheuerlein A, Van't Hof TJ, Gwinner E. Predators as stressors? Physiology and reproductive consequences of predation risk in tropical stonechats (*Saxiola torquata axillaris*). Proc. R. Soc. Lond. B. 2001; 268: 1575-1582. doi: 10.1098/rspb.2001.1691

28. Henderson LJ, Evans NP, Heidinger BJ, Herborn KA, Arnold KE. Do glucocorticoids predict fitness? Linking environmental conditions, corticosterone and reproductive success in the blue tit, *Cyanistes caeruleus*. Royal Soc. B.-Biol. Sc. 2017; 4: 170875-170886. doi: 10.1098/rsos.170875

29. Schoenle LA, Zimmer C, Vitousek MN. Understanding context dependence in glucocorticoid-fitness relationships: the role of the nature of the challenge, the intensity and frequency of stressors, and life history. Integr. Comp. Biol. 2018; 58: 777-789. doi: 10.1093/icb/icy046

30. Maness TJ, Grace JK, Hirchak MR, Tompkins EM, Anderson DJ. Circulating corticosterone predicts near-term, white H/L ratio predicts long-term, survival in a long-lived seabird. Front. Ecol. Evol. 2013; 11: 1172904. doi: 10.3389/fevo.2023.1172904

31. Paterlini CA, García GO, Riechert J, Becker PH. Concentrations of hormones during the mid-incubation period in kleptoparasitic and honest Common Terns *Sterna hirundo*. Acta Ornithol. 2017; 52: 157-165. doi: 10.3161/00016454AO2017.52.2.004

32. Ricklefs RE, Wikelski M. The physiology/life history nexus. Trends Ecol. Evol. 2002; 17: 462-468. doi: 10.1016/S0169-5347(02)02578-8

33. Medeiros RCS, Marini MÂ. Biologia reprodutiva de *Elaenia chiriquensis* (Lawrence) (Aves, Tyrannidae) em Cerrado do Brasil Central. Rev. Bras. Zool. 2007; 24: 12-20. doi: 10.1590/S0101-81752007000100002

34. Machado-Filho RAN, Balsamão GM, Marini MÂ. Seasonal differences in immune profiles and body conditions of migratory and permanent resident Neotropical flycatchers. Condor. 2010; 112: 579-590. doi: 10.1525/cond.2010.090146

35. Jones BC, Nguyen LT, DuVal EH. Testing the developmental hypothesis of the HPA axis in a tropical passerine: dampened corticosterone response and faster negative feedback in nestling lance-tailed manakins (*Chiroxiphia lanceolata*). Gen. Comp. Endocrinol. 2021; 300: 113639. doi: 10.1016/j.ygcen.2020.113639

36. Deviche P, Sweazea K, Angelier F. Past and future: urbanization and the avian endocrine system. Gen. Comp. Endocrinol. 2023; 332: 114159. doi: 10.1016/j.ygcen.2022.114159

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Terras indígenas e unidades de conservação como estratégia para a conservação ambiental do Sudeste do Pará

Bernardo Tomchinsky[1]*
https://orcid.org/0000-0001-5146-281X
* Contato principal

Keid Nolan Silva Souza[1]
https://orcid.org/0000-0002-1152-1923

[1] Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará/UNIFESSPA, Instituto de Estudos em Saúde e Biológicas/IESB, Laboratório de Botânica e Ecologia/BotEco, Marabá/PA, Brasil. <btomchinsky@unifesspa.edu.br, keid.sousa@unifesspa.edu.br>.

Recebido em 15/09/2024 - Aceito em 01/02/2025

Como citar:

Tomchinsky B, Souza KNS. Terras indígenas e unidades de conservação como estratégia para a conservação ambiental do Sudeste do Pará. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 44-59. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2657

Palavras-chave: Áreas protegidas; desmatamento; Amazônia oriental; conflitos socioambientais.

RESUMO – Na mesorregião do sudeste do Pará, território com avançada degradação ambiental, os maiores remanescentes de vegetação nativa estão dentro de terras indígenas (TI) e unidades de conservação (UC). Este trabalho tem como objetivo analisar como as diferentes categorias de áreas protegidas, incluindo terras indígenas e unidades de conservação, criadas contribuem com a conservação ambiental no Sudeste do Pará. Ao todo, foram identificadas 27 UCs e 26 TIs incidentes nos municípios da região, que protegem 28,5% de todo o território. Dentro das categorias de áreas protegidas analisadas, as TIs são as mais conservadas em relação a proteção da cobertura florestal nativa, seguida pelas UCs de conservação integral e as UCs de uso sustentável, com maior degradação em APAs. As UCs e TIs se mostram como estratégias eficientes para a conservação ambiental nos municípios da região, sendo que aqueles sem estas áreas protegidas são os mais desmatados. Entretanto, apenas a criação de áreas protegidas não é suficiente para garantir a sua efetiva conservação, devendo o estado garantir a proteção destes territórios que permanecem ameaçados por diversos fatores externos como mineração, garimpo, agropecuária, grilagem de terras, atividade madeireira, degradação dos recursos hídricos, hidrelétricas, rodovias, ferrovias, hidrovias, falta de regularização fundiária, entre outros. É importante analisar individualmente cada território, procurando compreender as iniciativas utilizadas para garantir a efetividade da conservação deles, como protocolos comunitários e plano de gestão territorial e ambiental em TIs e planos de gestão atualizados nas UCs, além de outras parcerias estratégicas. Dado o contexto regional, é importante discutir novas iniciativas para aumentar a efetividade de proteção das TIs e UCs, como resolução de conflitos, maior integração entre elas ou a ampliação ou criação de novas UCs e TIs.

CC BY NC ND

Indigenous lands and conservation units as a strategy for environmental conservation in Southeastern Pará

Keywords: Protected áreas, deforestation, Oriental Amazônia, socioambiental conflicts.

ABSTRACT – In the mesoregion of southeastern Pará, a territory with advanced environmental degradation, the largest remnants of vegetation are within indigenous lands (TI) and conservation units (UC). This work aims to analyze how different categories of protected areas contribute to environmental conservation in southeastern Pará. A total of 27 UCs and 26 TIs were identified in the municipalities of the region, protecting 28.5% of the entire territory. Among the categories of protected areas analyzed, the TIs are the most conserved, followed by the fully protected UCs and the sustainable use UCs, with the greatest degradation occurring in Environmental Protection Areas (APAs). UCs and TIs have proven to be effective strategies for environmental conservation in the municipalities of the region, with those without these protected areas being the most deforested. However, just creating protected areas is not sufficient to ensure their conservation. The state must guarantee the protection of these territories, which remain threatened by external factors such as mining, illegal mining, agriculture, land grabbing, logging, degradation of water resources, hydroelectric plants, highways, railways, waterways, lack of land regularization, among others. It is important to individually analyze each territory to understand the initiatives used to ensure the effectiveness of their conservation, such as community protocols and Management Plans for TIs and updated management plans for UCs, in addition to other strategic partnerships. Given the regional context, it is crucial to discuss new initiatives to increase the effectiveness of protection for TIs and UCs, such as conflict resolution, greater integration among them, or the expansion or creation of new UCs.

Tierras indígenas y unidades de conservación como estrategia para la conservación ambiental en el Sureste de Pará

Palabras clave: Áreas protegidas; deforestación; Amazonía oriental; conflitos socioambientales.

RESUMEN – En la mesorregión del sudeste de Pará, un territorio con una degradación ambiental avanzada, los mayores remanentes de vegetación se encuentran dentro de tierras indígenas (TI) y unidades de conservación (UC). Este trabajo tiene como objetivo analizar cómo las diferentes categorías de áreas protegidas creadas contribuyen a la conservación ambiental en el sudeste de Pará. En total, se identificaron 27 UCs y 26 TIs en los municipios de la región, que protegen el 28,5% de todo el territorio. Dentro de las categorías de áreas protegidas analizadas, las TIs son las más conservadas, seguidas por las UCs de conservación integral y las UCs de uso sostenible, con mayor degradación en las Áreas de Protección Ambiental (APAs). Las UCs y TIs se muestran como estrategias eficientes para la conservación ambiental en los municipios de la región, siendo aquellos sin estas áreas protegidas los más deforestados. Solo la creación de áreas protegidas no es suficiente para garantizar su conservación, el estado debe garantizar la protección de estos territorios que permanecen amenazados por diversos factores externos como minería, minería ilegal, agropecuaria, usurpación de tierras, actividad maderera, degradación de los recursos hídricos, hidroeléctricas, carreteras, ferrocarriles, vías fluviales, falta de regularización de tierras, entre otros. Es importante analizar individualmente cada territorio, buscando comprender las iniciativas utilizadas para garantizar la efectividad de su conservación, como protocolos comunitarios y PGTAs en TIs y planes de gestión actualizados en UCs, además de otras alianzas estratégicas. Dado el contexto regional, es importante discutir nuevas iniciativas para aumentar la efectividad de la protección de las TIs y UCs, como resolución de conflictos, mayor integración entre ellas o la ampliación o creación de nuevas UCs y TIs.

Introdução

Inserido no arco do desmatamento, o Sudeste do Pará possui extensa área degrada, onde os maiores remanescentes de vegetação nativa estão conservados dentro das Unidades de Conservação e Terras Indígenas. Há municípios com mais de 90% do território desmatado [1], taxa muito superior aos 20% previstos pela legislação para o bioma Amazônia mesmo em áreas com zoneamento ecológico-econômico [2]. O desmatamento está associado a perda de biodiversidade e baixa qualidade de vida, com impacto no clima local e global [3].

O impacto direto ocorre na biodiversidade, com a extinção de espécies, perda de habitat e de conexões entre os remanescentes florestais. Também há alteração do regime hídrico com assoreamento dos rios e perda de áreas de recarga, além de mudanças na evapotranspiração e no clima local e regional [4]. A intensificação do desmatamento, associado às frequentes queimadas e mudanças climáticas, está transformando a floresta tropical da Amazônia em uma savana, num processo que tende a se tornar irreversível [5]. No arco do desmatamento, a emissão de gases do efeito estufa já é maior do que a absorção pela floresta, evidenciando a dimensão deste problema [6].

O desmatamento da Amazônia associado a atividades econômicas como agropecuária e extração de madeira possui impacto negativo nos indicadores sociais dos municípios da região [7]. As atividades que mais degradam o ambiente no Sudeste do Pará como mineração industrial, garimpo, agropecuária, grilagem de terras, atividade madeireira e obras de infraestrutura não contribuem com a redução da desigualdade social na região e quando feitas de forma ilícita estão associadas a violações dos direitos humanos e crimes ambientais [8].

O meio ambiente saudável é um direito humano [9], essencial para a saúde e o acesso a outros direitos garantidos na constituição nacional, central em diversos pactos internacionais e nas metas de desenvolvimento sustentável do milênio [10]. A ameaça ao meio ambiente se configura não apenas como uma ameaça aos diferentes seres vivos, mas a sobrevivência da própria humanidade.

Dentro deste contexto, é necessário pensar estratégias que garantam a conservação do meio ambiente e biodiversidade e sua recuperação, quando necessário. No Brasil, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) [11] estabelece as diretrizes para a criação e gestão de Unidades de Conservação (UCs) da União, Estados, Municípios e de caráter privado. Por definição, as UCs são espaços territoriais, incluindo seus recursos ambientais, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção, como a elaboração de planos de manejo e de uso dos recursos naturais, conforme a categoria em que se enquadram. Atualmente existem 149 UCs federais e 202 UCs estaduais na Amazônia brasileira, das quais 50 federais e 19 estaduais estão no estado do Pará [12].

Somando a este espectro de áreas com algum tipo de proteção, as Terras Indígenas (TIs) são áreas públicas de usufruto exclusivo dos povos indígenas, conforme o artigo 321 da Constituição Federal [13] e extensa legislação relacionada, possuindo gestão e proteção especial. A importância ecológica destes territórios para a proteção ambiental fica evidente ao se constatar que as TIs da Amazônia armazenam de 10% a 20% dos estoques globais de carbono florestal [14], contribuindo de forma significativa com a redução de poluentes e doenças respiratórias [15], apesar das diversas ameaças que estão sujeitas [16]. Na Amazônia legal existem 452 TIs, das quais 68 estão no estado do Pará, com diferentes categorias de proteção e ocupadas por distintos povos indígenas [17].

Para a Amazônia brasileira, as UCs e TIs representam 43,9% do território, considerando 22,2% da área coberta por UCs e 21,7% por TIs [18]. Apesar desta dimensão, é complexo avaliar como estas áreas protegem de fato a sociobiodiversidade e quais são as ameaças existentes a estes territórios, sobretudo em uma escala regional. O objetivo deste estudo foi analisar a situação das Unidades de Conservação e Terras Indígenas do Sudeste do Pará, na Amazônia Oriental, e sua contribuição para a conservação ambiental nos municípios da região, através de processos históricos e da efetiva proteção da cobertura florestal nativa.

Material e métodos

A mesorregião do Sudeste do Pará compreende 39 municípios que ocupam uma área de 297 mil km² [19], fazendo limite ao sul com o estado do Mato Grosso, a Sudeste com o Tocantins e a Leste com o Maranhão (Figura 1). Em nova divisão do IBGE [20], esta área corresponde a parte das regiões intermediárias de Castanhal, Marabá e Redenção,

CC BY NC ND

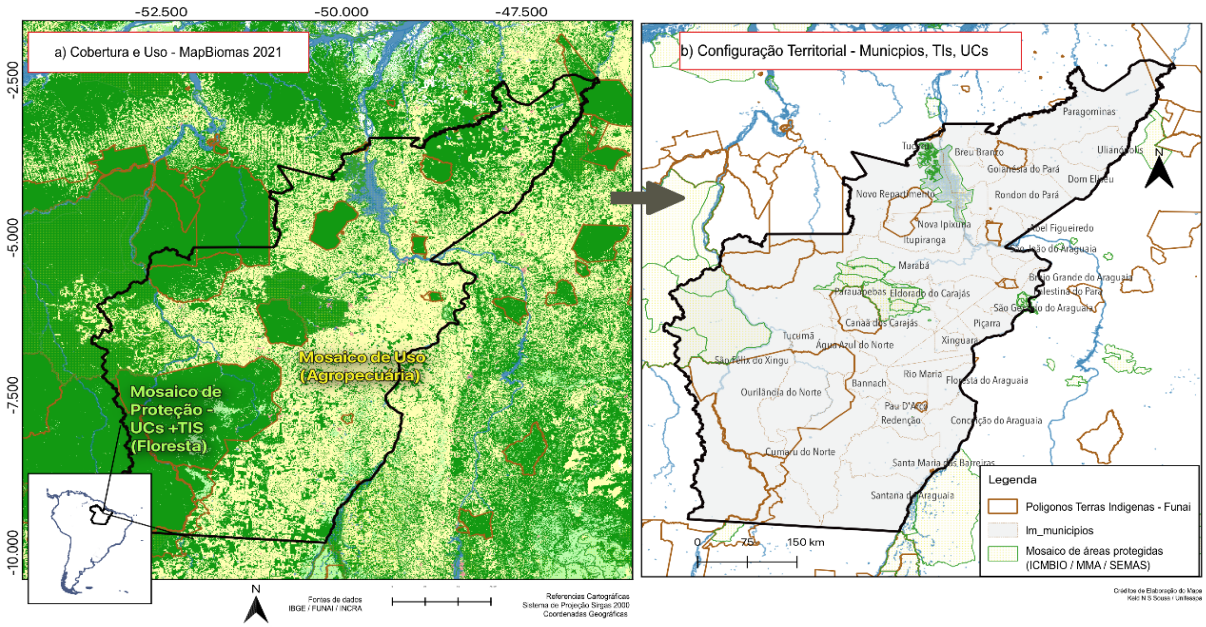


Figura 1 – localização de TIs e UCs no Sudeste do Pará e desmatamento acumulado até 2020.

e as regiões imediatas de Paragominas, Marabá, Parauapebas, Tucuruí, Redenção, Tucumã-São Félix do Xingu e Xinguara.

A delimitação da área de estudo foi feita em função da região de abrangência e atuação da Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará (Unifesspa), apesar das limitações ecológicas e etnoterritóriais que estas divisões políticas representam como a divisão de biomas e bacias hidrográficas ou de unidades de conservação e de territórios indígenas.

Área de estudo

O trabalho partiu do mapeamento das Unidades de Conservação (UCs) e Territórios Indígenas (TIs) incidentes sobre os territórios dos 39 municípios da mesorregião do Sudeste do Pará.

Os dados sobre as UCs foram obtidos nas bases do ICMBio (Cadastro Nacional de Unidades de Conservação – CNUC), website do IdeflorBio, Instituto Socioambiental (Unidade de Conservação no Brasil) e legislações municipais, incluindo decretos de criação, planos de manejo publicados e notícias de jornais. Foram considerados para análise apenas as UCs estaduais e federais pela ausência de dados sobre o desmatamento em unidades municipais e privadas na base de dados consultada.

Os dados sobre os TIs foram obtidos nas bases da FUNAI e na plataforma do Instituto Socioambiental (Terras indígenas no Brasil), além de decretos de criação, planos de vida, plano de gestão territorial e ambiental e protocolos comunitários de consulta prévia publicados. Para a análise do desmatamento, foram consideradas apenas TIs em processo de demarcação em curso ou concluídas e registradas nos bancos de dados da FUNAI, excluindo-se, por exemplo, aquelas sob litígio ou em áreas de assentamento a reforma agrária.

Informações sobre o desmatamento dos municípios e áreas protegidas foram obtidas do Programa de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite (PRODES) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), com dados analisados de 1988 até 2020. Os dados utilizados possuem classificação digital de imagem de acordo com metodologia própria do INPE, identificando áreas de floresta, não floresta, hidrografia, nuvem e desmatamento para polígonos com mais de 6,25 ha de corte raso [21].

Outros dados sobre ameaças e conflitos das áreas estudadas foram obtidos na Agência Nacional de Mineração (ANM), Agência Nacional das Águas (ANA), Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), INPE queimadas, Semas-Pará para sobreposição de Cadastros Agrícola Rural (CAR), mapa de conflitos da Fiocruz, Observatório Socioambiental do Sudeste

do Pará, MapBiomas, IBAMA, Rede Amazônica de Informações Socioambiental (RAIS), Global Forest Watch, Ecocrime e SireneJud. As bases de dados acessadas estão disponíveis no anexo (Anexo I)

Outras informações sobre as UCs e TIs da região foram coletadas em entrevistas junto a lideranças dos territórios e servidores do ICMBio, IdeflorBio e FUNAI que atuam nas localidades.

Os dados espaciais foram organizados no programa qgis para elaboração dos mapas temáticos, considerando áreas protegidas, unidades de conservação e terras indígenas, municípios e desmatamento acumulado. A estudo documental, bibliográfico e entrevistas foram organizados em planilha por área protegida para análise dos processos históricos e situacional (Anexo I).

Resultados e discussão

Os resultados e discussão são feitos de acordo com os territórios analisados (TI, UC e Municípios) e as ameaças encontradas, tendo como referência o desmatamento acumulado até 2020 nestes territórios.

Unidades de conservação

Na área de abrangência dos 39 municípios do Sudeste do Pará, foram criadas até 2022 27 UCs de diferentes categorias e gestão, que protegem 30.195,36 km², ou 13,16% do território analisado; proporcionalmente, esta porcentagem corresponde à metade da área protegida por UCs na Amazônia brasileira que possui cerca de 26% da área protegida

Tabela 1 – Unidades de Conservação com incidência nos municípios do Sudeste do Pará.

Unidade de Conservação	Ano de criação	Área (km²)	Municípios
Estadual			
APA de São Geraldo do Araguaia	1996	272	São Geraldo do Araguaia
PE Serra dos Martírios/Andorinhas	1996	245	São Geraldo do Araguaia
APA do Lago de Tucuruí	1998	5.664	Breu Branco, Goianésia do Pará, Itupiranga, Jacundá, Nova Ipixuna, Novo Repartimento e Tucuruí
RDS do Alcobaça	2002	306,4	Novo Repartimento e Tucuruí
RDS Pucuruí-Ararão	2002	438,9	Novo Repartimento e Tucuruí
ZPVS 3 e 4	2004	Não definido	Goianésia do Pará e Novo Repartimento
APA Triunfo do Xingu	2006	1.6804,7	Altamira e São Félix do Xingu
Federal			
APA Igarapé Gelado	1989	232,9	Parauapebas
FLONA do Tapirapé Aquiri	1989	1.965,1	Marabá e São Félix do Xingu
REBIO Tapirapé	1989	992,7	Marabá e São Félix do Xingu
FLONA de Carajás	1998	3.912,6	Água Azul do Norte, Canaã dos Carajás e Parauapebas
FLONA do Itacaiúnas	1998	1.367	Marabá
ESEC Terra do Meio	2005	33.730	Altamira e São Félix do Xingu
PARNA da Serra do Pardo	2005	4.454,1	Altamira e São Félix do Xingu
PARNA dos Campos Ferruginosos	2017	790,3	Canaã dos Carajás e Parauapebas
Reserva Particular do Patrimônio Natural			
Fazenda Pioneira	1999	400 ha	Marabá
Fazenda Tibiriça	1999	400 há	Marabá

CC BY NC ND

Municipal			
APA Barreira das Antas	1990	153 ha	São Geraldo do Araguaia
PM Veredas de Carajás	2011	842 ha	Canaã dos Carajás
PM Lourenção	2016	7,5 ha	Itupiranga
ARIE Nordisk	2018	Sem dados	Marabá
ARIE Taboquinha	2018	Sem dados	Marabá
APA Igarapé Ilha do Coco	2019	Sem dados	Parauapebas
PM Morro dos Ventos	2019	44,5 ha	Parauapebas
PM de Redenção	2019	23 ha	Redenção
PM Murumuru	2024	22 ha	Marabá
PM Maria Bonita	2022	102 ha	Parauapebas

Fonte: Elaborado pelos autores a partir de dados do CNUC, IdeflorBio e Instituto Socioambiental.

por UCs [18]. Na região, são oito UCs de administração federal, sete de administração estadual, 10 municipais e duas privadas (Tabela 1).

Apenas 13 dos 39 municípios do Sudeste do Pará possuem UCs incidentes sobre suas áreas, sendo que sete possuem três UCs incidentes, um município possui quatro UCs, três municípios possuem cinco UCs e um município possui seis UCs. As 27 UCs mapeadas estão espalhadas no Sudeste do Pará, com maior área integrada no lago de Tucuruí, no Araguaia, no Corredor do Xingu e na Serra dos Carajás. Há sobreposição entre UCs do ICMBio em Carajás (Parna Campos Ferruginosos e Flona de Carajás, Flona do Itacaiúnas e Flona Tapirapé-Aiquiri) e do IdeflorBio em Tucuruí (APA lago do Tucurui com RDS Pucuruí-Ararão e RDS Alcobaça).

Entre as categorias de UCs mapeadas na região, conforme o SNUC, estão as de proteção integral: estação ecológica (ESEC), reserva biológica (REBIO), parque estadual (PE), parque nacional (PARNA); e as de uso sustentável: área de relevante interesse ecológico (ARIE), parque municipal (PM), área de preservação ambiental (APA), florestal nacional (FLONA) e reserva de desenvolvimento sustentável (RDS); além da indicação de duas zona de proteção da vida silvestre (ZPVS) que, segundo o plano de gestão da APA de Tucuruí, deveriam ser cadastradas no futuro como de proteção integral.

As primeiras UCs foram criadas no Sudeste do Pará na região de Carajás pelo governo federal no ano de 1989 e pelo governo estadual na Serra das Andorinhas em 1996, entretanto antes já havia terras indígenas delimitadas na região. É possível observar picos na criação de novas UCs federais e estaduais em 1989, entre os anos 1996-1998 e entre 2005-2006, quando houve um grande acréscimo de novas áreas protegidas na região do Xingu. A última UC de grande porte criada na região foi o PARNA Campos Ferruginosos em 2017 pelo ICMBio, para proteger a vegetação endêmica da Savana Metalófila, após acordo de mitigação com empresas de mineração que atuam na região.

Recentemente, tem sido observado a criação de UCs municipais que, apesar do menor tamanho, são interessantes para o bem-estar humano, regularização fundiária e proteção contra ameaças socioambientais. A Política Estadual de Unidades de Conservação do Estado do Pará [22] inclui novas categorias de UCs como o bosque municipal para estimular este movimento. Entretanto, poucas destas UCs municipais estão cadastradas no sistema do Ministério do Meio Ambiente ou possuem planos de manejo ou conselho gestor/consultivo, conforme o SNUC determina [23], mostrando a limitação de gestão destes espaços.

Terras indígenas

Atualmente, há o registro de 26 territórios indígenas distribuídos em 20 dos 39 municípios do Sudeste do Pará, onde habitam ao menos 20 povos

Tabela 2 – Povos indígenas habitantes dos municípios do Sudeste do Pará.

Povo	Território	Demarcação	População*	Município
Aikewara Suruí (Tupi)	TI Sororó	Homologada (1983)	700	Brejo Grande do Araguaia, Marabá, São Domingos do Araguaia e São Geraldo do Araguaia
	TI Tuwa Apekuokawera	Delimitada (2012)	---	São Geraldo do Araguaia e Marabá
Amanayé (Tupi)	TI Barreirinha	Homologada (2006)	148	Paragominas
	TI Sarauá**	Homologada (2011)	286	Ipixuna do Pará
	Reserva Amanayé	Reservada (1945)	55	Goianésia do Pará
Anambé (Tupi)	TI Anambé**	Homologada (1991)	203	Moju
Araweté Bïde (Tupi)	TI Araweté Igarapé Ipixuna	Homologada (1996)	543	Senador José Porfírio, São Félix do Xingu e Altamira
Assurini do Tocantins (Tupi)	TI Trocará	Homologada (1982)	708	Baião e Tucuruí
Atikun	Kanaí	INCRA	36	Canaã dos Carajás
	Ororobá	INCRA	72	Itupiranga
	Omã	INCRA	70	Redenção
Gavião Akrãtikatêjê, Kykatêjê e Parkatêjê (Jê)	TI Mãe Maria	Homologada (1986)	1.302	Bom Jesus do Tocantins
Gavião Akrâtikategê (Jê)	Reserva Fazenda Mabel	Homologada (2022)	---	Marabá e Bom Jesus do Tocantins
Guajajara Tenethehara (Tupi)	Guajanaíra	INCRA	40	Itupiranga
Guarani-M'bya (Tupi)	Nova Jacundá	Dominial (1996)	72	Rondon do Pará
Iny Karajá (Jê)	TI Maranduba	Homologada (2005)	34	Santa Maria das Barreiras (PA), Araguacema (TO)
	TI Karajá Santana do Araguaia	Homologada (1991)	69	Santa Maria das Barreiras
Kayapó Mebêngôkre: Gorotire, Kôkraimôrô, Kuben Kran Krên, Kôkraimôrô, Kararaô, Mekrãgnoti e Metyktire(Jê)	TI Menkragnoti	Homologada (1993)	1.291	Altamira, São Felix do Xingu, Matupá (MT) e Peixoto de Azevedo (MT)
	TI Kayapó	Homologada (1991)	6.365	Bannach, Cumaru do Norte, Ourilândia do Norte e São Félix do Xingu
	TI Las Casas	Homologada (2009)	465	Pau d´Arco, Floresta do Araguaia e Redenção
	TI Badjônkôre	Homologada (2003)	230	São Félix do Xingu e Cumaru do Norte
Kayapó Mebêngôkre (Jê) e Ydjá Juruna (Tupi)	TI Kapôt Nhinore	Delimitada (2023)	60	Santa Cruz do Xingu (MT), São Fèlix do Xingu (PA) e Vila Rica (MT)
Parakanã Awaeté (Tupi)	TI Apyterewa	Homologada (2007)	1.383	São Félix do Xingu
	TI Parakanã	Homologada (1991)	1.787	Itupiranga e Novo Repartimento
Tembé, Awa Guajá, Ka´apor (Tupi)	TI Alto Rio Guamá	Homologada (1993)	4.745	Nova Esperança do Piriá, Paragominas e Santa Luzia do Pará
Xikrin Mebengôkre (Jê)	TI Trincheira-Bacajá	Homologada (1996)	1.033	Senador José Porfírio, São Félix do Xingu, Altamira e Anapu
	TI Xikrin do Catete	Homologada (1991)	1.737	Parauapebas, Água Azul do Norte e Marabá
Warao	Área urbana		50	Marabá e Parauapebas
Total: 20 etnias	**26 territórios**		**23 mil**	**20 municípios**

Fonte: Dados da rede de apoio mútuo aos povos indígenas do Sudeste do Pará, IBGE, FUNAI, Instituto Socioambiental; ** o atual território do povo Amanayé está em município fora do Sudeste do Pará, mas como tradicionalmente ocupavam este território e têm como referência municípios da região foram incluídos nesta tabela.

diferentes e 23 mil pessoas (Tabela 2). Somada, a área destes territórios corresponde a 19,17% do Sudeste do Pará, próximo à área média ocupada por TIs na Amazônia brasileira [18].

Destes territórios, cinco estão em área dominial indígena ou assentamento da reforma agrária, 16 estão com o processo de demarcação concluído e dois estão em processo de demarcação. Segundo o CIMI [24], existem nove territórios pendentes de reconhecimento nos municípios da região.

É importante compreender o processo histórico de ocupação da região pelos povos originários para relacionar com a atual distribuição e proteção de seus territórios. Há registros da presença humana no Sudeste do Pará com mais de 11,6 mil anos, datação entre as mais antigas de toda a Amazônia [25]. Desta forma, quando a sociedade nacional chega com maior intensidade na região a partir do começo do século XX, já havia aqui vários povos indígenas estabelecidos, conforme registros etnográficos, incluindo os: Parakanã-Awaeté, Suruí-Aikewara, Assurini do Tocantins, Araweté, Anambé, Amanayé, Tembé, Mebengokrê Kayapó, Xikrin, Yudjá, Karajá e os Gavião, cada qual ocupando territórios delimitados por processos de expansão e conflitos vivenciados por cada povo [25][26][27].

Mais recentemente, observa-se processos migratórios de outros povos que chegam na região a partir da década de 1990, como os Guarani M'bya do Paraguai, Atikun de Pernambuco, Guajajara do Maranhão e Warao da Venezuela, que acabam por ocupar terras dominiais próprias ou do INCRA ou vivem em áreas urbanas ou territórios de outros povos já estabelecidos.

Atualmente, existem indígenas habitando todos os 39 municípios do Sudeste do Pará, totalizando 11.080 pessoas, segundo o Censo [28]. Em levantamento realizado com dados da SESAI, FUNAI e IBGE, apenas nas TIs reconhecidas são pelo menos 23 mil indígenas de 20 etnias habitando a região em 2022, demonstrando como os dados de 2010 devem estar defasados para os dias atuais.

Os primeiros territórios reconhecidos e protegidas pelo estado na região foram na Gleba Mãe Maria (decreto 4.503 de 28/12/1943) e a reserva de Ambaua (decreto 252 de 9/03/1945), ocupadas pelos Gavião Parkategê e Akrãtikatêjê, como estratégia de reduzir os conflitos com a sociedade do entorno [29], no Alto Guamá (decreto 307 de 21/03/1945) e na reserva Amanayé (decreto 306 de 21/03/1945). Outros territórios indígenas só voltam a ser reconhecidos na região na década de 1970 (Parakanã em 1971 e Xikrin do Catete em 1977).

Quando o estado passa a assumir a política de demarcação das TIs, principalmente a partir da constituição de 1988, já havia núcleos urbanos consolidados na região do Araguaia-Tocantins, o que limitou o tamanho das terras indígenas demarcadas nessa região, enquanto na região do Xingu, menos ocupada, ocorreu a demarcação de territórios maiores. Os movimentos mais recentes no processo de demarcação de TIs da região foram feitos na delimitação da TI Kapôt Nhinore (2023), na criação da TI Fazenda Mabel (2021) e através de processos do Ministério Público Federal sobre a TI Tuwa Apekuakuawera (2021), Ororobá e Guajanaíra. Houve tentativa na redução da TI Apyterewa em um processo de conciliação com o Supremo Tribunal Federal e prefeitura de São Félix do Xingu no ano de 2020 que foi revertida [24].

Todas as TIs da região, demarcadas ou não, possuem situação de conflito com o entorno, como consequência do avanço de atividades que degradam o meio ambiente como agropecuária, mineração, garimpo, desmatamento, atividade madeireira e grandes obras, além de invasões (Anexo I).

Há outros territórios ocupados por povos e comunidades tradicionais no Sudeste do Pará que, apesar de não analisados no trabalho, possuem um manejo e proteção próprio, reconhecidos pela Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais [30] e outras leis.

Proteção territorial nos municípios do Sudeste do Pará

Somando as áreas de UCs (27) e TIs (26), são 53 áreas protegidas que protegem 28,5% da mesorregião do Sudeste do Pará. Dos 39 municípios da mesorregião, apenas 15 não possuem nenhum território com proteção do tipo (Anexo).

Comparando a área desmatada dos municípios do Sudeste do Pará com a área protegida (TI+UC), podemos observar que aqueles com a maior área protegida são os menos desmatados. Analisando as especificidades de cada município, TI e UC do Sudeste do Pará e sua conservação, não é possível através destes dados encontrar uma equação que explique estas relações, sendo necessário uma análise do processo histórico de cada território. No geral, observamos que municípios com mais de 50% da área desmatada não possuem áreas protegidas

CC BY NC ND

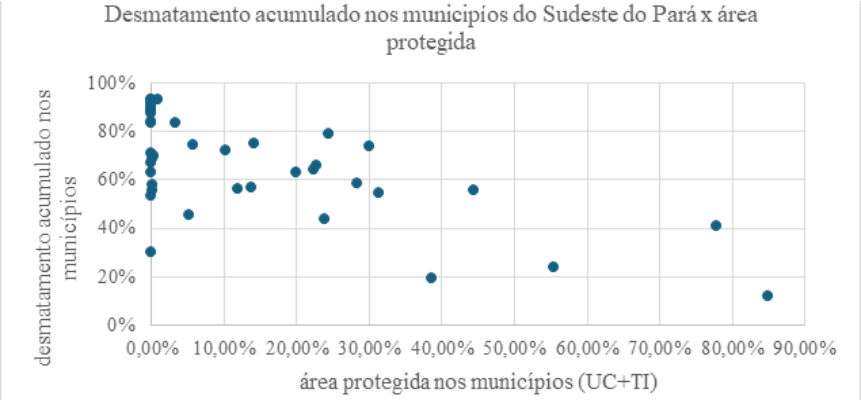


Figura 2 – Relação entre área protegida (Terra Indígena e Unidade de Conservação) e desmatamento dos municípios do Sudeste do Pará.

relevantes em extensão, enquanto aqueles com mais de 40% da área protegida (UC+TI) possuem mais de 50% do território conservado (Figura 2).

Há municípios que possuem área desmatada maior do que as áreas não conservadas, sugerindo que o desmatamento avança em áreas protegidas, o que pode ser compreendido pelo desmatamento de áreas mais vulneráveis como TIs não demarcadas ou invadidas (TI Tuwa Apekuakuawera, TI Kayapó, TI Alto Guamá, Reserva Amanayé e TI Sarauá), além de UCs de uso sustentável (APA e RDS) ou com processo tardio de criação como o PARNA Campos Ferruginosos e FLONA do Itacaiúnas. Outra situação é que UCs com extensa área hidrográfica (ex. Lago de Tucuruí) não estão relacionadas diretamente com a conservação das florestas pela particularidade do território.

Para a compreensão sobre as dinâmicas de desmatamento de cada município analisado não devemos considerar apenas a taxa de desmatamento acumulado (%), pois haverá uma distorção em relação aos municípios de maior ou menor extensão de área. Há municípios da região com alto desmatamento, mas a porcentagem do território conservada ainda é grande, como Itupiranga, Novo Repartimento, Marabá e São Félix do Xingu, devido a sua grande extensão. Frequentemente alguns destes municípios do Sudeste do Pará integram a lista dos maiores desmatadores do Ministério do Meio Ambiente publicada desde 2009 [33], com destaque para São Félix do Xingu, Novo Repartimento, Itupiranga, Marabá e Cumaru do Norte que permanecem nesta lista e Ulianópolis, Santa Maria das Barreiras, Santana do Araguaia, Paragominas, Dom Eliseu e Rondon do Pará que foram retirados da última lista publicada.

Tabela 3 – Desmatamento acumulado (2020) nas mesorregiões do Pará.

Mesorregião do Pará (IBGE)	Quantidade de municípios	Área total (km2)	Área desmatada acumulada 2020 (km2)	% desmatado
Estado do Pará	144	1.248.000	276.487,2	22%
Baixo Amazonas	15	340.685	25.174,7	7%
Belém	11	6.922	3.796	55%
Marajó	16	104.354	4.700,2	5%
Nordeste	49	83.624	47.833,6	57%
Sudeste	39	298.013	142.435,3	48%
Sudoeste	14	416.046	52.547,4	13%

Fonte: Adaptado do Inpe, 2022.

CC BY NC ND

Comparando o desmatamento acumulado do Sudeste do Pará com outras mesorregiões do estado (Tabela 3), a região está entre as mais degradadas, com taxa de desmatamento superior daquela prevista na legislação vigente, onde é determinada a proteção de pelo menos 80% das propriedades rurais no bioma Amazônia, com tolerância de desmatamento de até 50% em área com Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE) ou com desmatamento consolidado [2].

O desmatamento na Amazônia é maior em terras públicas não destinadas que somam cerca de 50 milhões de hectares na região [34]. É provável que a destinação dessas áreas para novas UCs, TIs e outros usos sustentáveis possa contribuir com a redução do desmatamento, inibindo processos de grilagem e desmatamento ilegal [35][36][37].

No estado do Pará, 33,8 milhões de hectares (27% do estado) não possuem definição fundiária, sendo que um terço desta área (11,3 milhões de hectares) é classificada como de importância biológica extremamente alta [37]. São 13,5 milhões de hectares do estado Pará sem matrícula, além de 9 milhões de hectares de áreas federais aguardando alguma destinação, 8,7 milhões de hectares federais para futura regularização federal, 887 mil hectares com possível demanda para terras indígenas e 766 mil hectares para criação de UC federais [37]. Estas áreas

Tabela 4 – Áreas de Uso das Terras no Sudeste do Pará e desmatamento acumulado (2020).

Categoria	Quantidade	Área (km2)	Área desmatada (2020)	% da área desmatada
Terras Indígenas	23	137.139,8	2.369,41	1,7%
Unidades de Conservação Total	14	70.568,6	10.118,38	14,3%
UC Federal	7	46.654,4	1.233,52	2,6%
UC Estadual	7	23.914,2	8.884,86	37,2%
Uso Sustentável	10	31.146,8	9.273,79	29,8%
Conservação Integral	4	39.421,8	844,59	2,1%

Fonte: Adaptado de Prodes (2021). *só foram consideradas as UCs e Tis com dados disponibilizados pelo Prodes.(2022)

estão espalhadas pelo estado com vários fragmentos não destinadas no Sudeste do Pará. Recentemente, o estado do Pará aprovou novas leis que facilitam a grilagem de terras o que deverá promover aumento no desmatamento [37].

Em contraposição a este cenário, as TIs e UCs, apresentam as mais baixas taxas de desmatamento (4%), abrigando os maiores remanescentes de vegetação nativa no Sudeste do Estado (1) (Tabela 4).

Nota-se que a porcentagem de área desmatada em terras indígenas é inferior do que a desmatada em Unidades de Conservação, demonstrando que a ocupação humana pode contribuir com a conservação, desde que baseada em práticas ecológicas como aquelas utilizadas pelos povos e comunidades tradicionais. A presença de povos e comunidades tradicionais que ocupam estes territórios também pode inibir a invasão e desmatamento por posseiros e criminosos [38]. Ao mesmo tempo, a inconclusão da demarcação de territórios tradicionais ou a presença de invasores, pode ampliar o desmatamento nestes territórios e representa ameaças para a sobrevivência destes povos.

Para compreender processos locais relacionados ao desmatamento, degradação ambiental e fatores relacionados, é importante fazer uma análise individual sobre cada TI e UC, considerando processos históricos de ocupação, regularização, ameaças e conflitos socioambientais existentes (Figura 3, Figura 4, Anexo I).

As maiores taxas de desmatamento estão dentro de TIs cuja demarcação não foram concluídas ou foram tardias, as de pequena dimensão para a subsistência da população, onde há histórico de invasão por grileiros, garimpeiros e madeireiros, ou antigas fazendas, incluindo a TI Tuwa Apekuokawera (demarcação não concluída), TI Sarauá (posseiros), TI Alto Rio Guamá (posseiros), TI Las Casas (histórico de desmatamento antes da demarcação), TI Apyterewa (posseiros), TI Trincheira Bacajá (invasão e garimpo), TI Kayapó (garimpo) e Nova Jacundá (histórico de desmatamento e área diminuta) (Anexo I).

CC BY NC ND

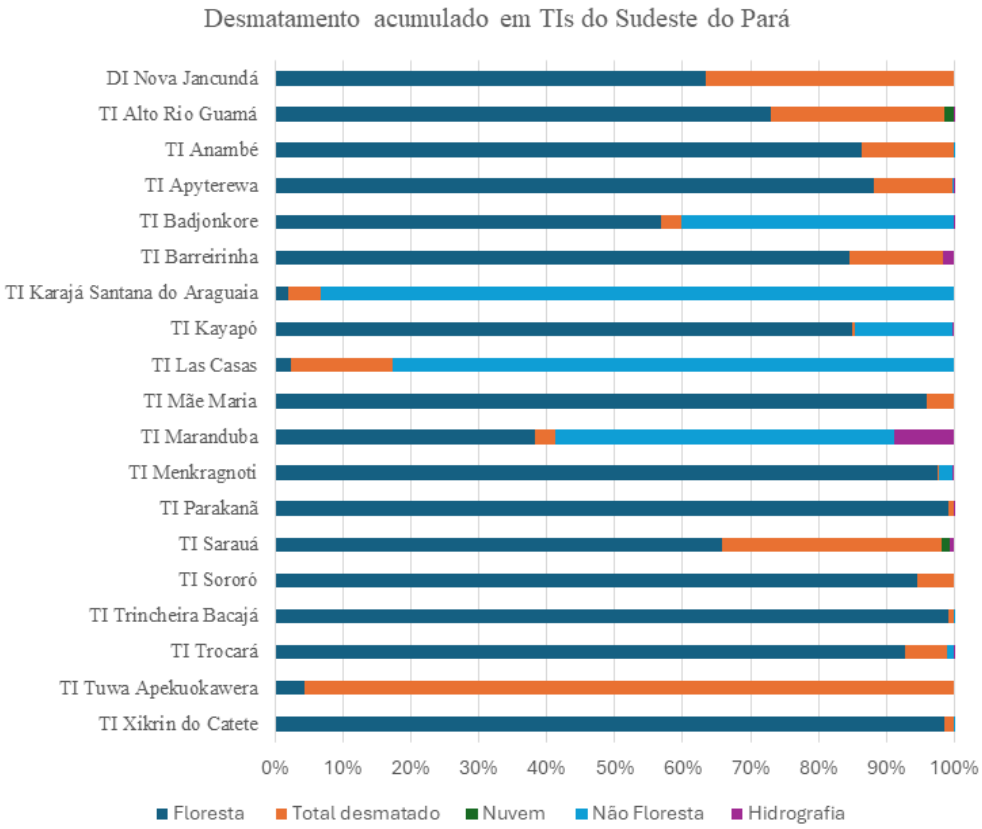


Figura 3 – Desmatamento acumulado em TIs do sudeste do Pará.

Quando a análise da degradação ambiental é feita em área total, é possível encontrar extensas áreas desmatadas na região do Xingu incluindo a TI Kayapó, TI Trincheira Bacajá e TI Apyterewa que se encontram entre as mais degradas de toda a Amazônia [39], além daquelas já citadas com situação de invasão ou demarcação incluída (TI Tuwa Apekuokawera, TI Sarauá e TI Alto Rio Guamá). As terras indígenas no arco do desmatamento estão entre as mais ameaçadas da Amazônia por processos exógenos a elas [40].

É interessante observar a presença de formações não florestais próximo ao Araguaia e Sul do Estado, onde há transição natural para o Cerrado e Savanas. Posey e Anderson [41], descreveram como o uso e manejo destes diferentes ecossistemas pelo povo Kayapó, incluindo florestas e cerrados, eram importantes e complementares para a subsistência e práticas culturais desse povo.

Como ferramenta de proteção territorial, os Planos de Gestão Territorial e Ambiental Indígenas (PGTAI) [42], só foram elaborados em seis TIs da região (TI Nova Jacundá, TI Kayapó, TI Menkragnoti, TI Las Casas, TI Trincheira-Bacajá e TI Apyterewa) sem efetiva implementação de seus objetivos. Existem outras estratégias adotadas por cada povo que parecem aumentar a efetividade da proteção de cada território como a criação de protocolos comunitários de consulta prévia, distribuição das aldeias em áreas de conflito, criação de guardas florestais, ações de produção sustentável de alimentos, e parcerias estratégicas (Anexo I)

A partir dos dados sobre vegetação e desmatamento acumulado em UCs do Sudeste do estado, é possível encontrar áreas de não floresta ou tipologias florestais abertas como savanas em áreas de transição no Araguaia enquanto a hidrografia é relevante nas UCs do mosaico de Tucuruí, mostrando a diversidade de ecossistemas protegidos no Sudeste do Pará (Figura 4).

CC BY NC ND

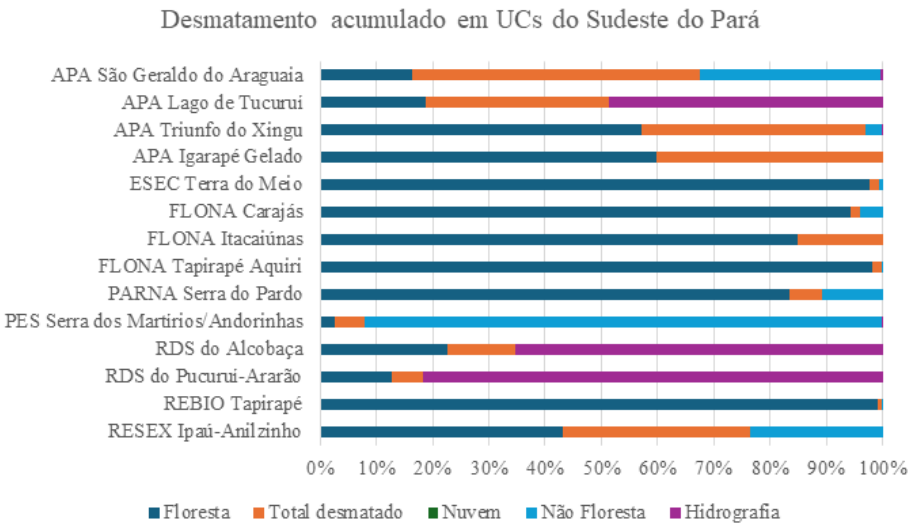


Figura 4 – Desmatamento acumulado em UCs do Sudeste do Pará (Fonte: Adaptado de INPE, 2022).

Sobre a taxa de desmatamento encontrado nas diferentes categorias de UCs, há uma menor proteção efetiva em UCs de uso sustentável, onde a taxa de desmatamento média é de 30%, superior aos 2% de desmatamento observado em UCs de Conservação Integral da região. Áreas de Proteção Ambiental, que possui como um dos objetivos disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais, tem as mais altas taxas de desmatamento entre as UCs da região, mas protegem outras UCs do entorno e ainda assim são menos desmatadas que os municípios onde estão inseridas, além disso a maior parte delas foi implementada em áreas desmatadas e ocupadas por populações humanas (Tabela 5).

Tabela 5 – Categorias de Unidades de Conservação no Sudeste do Pará e desmatamento acumulado até 2020.

Categoria	Unidades de Conservação	área total (km2)	desmatado (2020)	% desmatada
Uso Sustentável	9	31.146,8	9.273,8	29,8%
APA Estadual	Lago de Tucuruí, Triunfo do Xingu e São Geraldo do Araguaia	22.923,9	8.810,3	38,4%
APA Federal	Igarapé Gelado	232,9	93,4	40,1%
Floresta Nacional	Itacaiúnas, Carajás e Tapirapé-Aquiri	7.244,7	308,6	4,3%
RDS Estadual	Alcobaça e Pucuruí-Ararão	745,3	61,5	8,3%
Conservação Integral	4	39.421,8	844,59	2,1%
ESEC Federal	Terra do Meio	33.730	562,6	1,7%
Parque Federal	Serra do Pardo	4.454,1	262,0	5,9%
REBIO Federal	Tapirapé	992,7	6,9	0,7%
Parque Estadual	Serra dos Martírio-Andorinhas	245	13,1	5,3%

Fonte: Adaptado de Prodes (2021).

Além da análise por categoria de UCs, é interessante observar na gestão a maior presença do estado do Pará (IdeflorBio) em UCs de uso sustentável (cinco das nove analisadas) e do governo federal em UCs de conservação integral (três das quatro analisadas), o que pode ajudar a compreender por que as UCs federais tem menor taxa de desmatamento, comparada com as estaduais considerando as categorias das UCs.

CC BY NC ND

Em outra análise regional, as UCs do Xingu (APA Triunfo do Xingu, PARNA Serra do Pardo e ESEC Terra do Meio) estão entre as mais pressionadas da Amazônia [39][43], assim como as TIs próximas, mostrando que está é uma região que merece maior atenção do estado em ações para a proteção e monitoramento do meio ambiente.

As UCs de Carajás aparecem como mais consolidadas e integradas, apesar da inconclusão da regularização fundiária do FLONA Itacaiúnas e da recente criação do PARNA Campos Ferruginosos, constituídas em áreas degradas e com o registro de mineração ilegal nestas UCs. No mosaico de Tucuruí, as UCs têm como característica a proteção de ambiente aquático em áreas antropizadas, justificando a elevada taxa de desmatamento. Na região do Araguaia, a APA de São Geraldo envolve o PESAM Serra das Andorinhas-Martírios, em um ecossistema de transição entre a Amazônia e o Cerrado, havendo proximidade a outras áreas protegidas como a TI Sororó e a APA de Santa Izabel no Tocantins.

Da mesma forma que as TIs analisadas, todas as UCs possuem ameaças a sua conservação que devem ser analisadas individualmente e apenas a criação das UCs não é suficiente para a sua efetiva proteção (Anexo I).

Outro fator importante a ser analisado é a conectividade das áreas protegidas (UCs e TIs), que possuem maior conectividade nas regiões de Carajás, Araguaia, lago de Tucuruí e Corredor do Xingu, formando blocos nestas regiões. Apesar destas áreas mais integradas, existe uma relevante fragmentação da floresta, além do desrespeito a legislação ambiental, que irá restringir o fluxo gênico e biocultural entre estes territórios. Seria importante estabelecer corredores ecológicos e bioculturais entre estas áreas, como a ampliação ou criação de novas UCs e TIs ou de corredores ecológicos. Há propostas para novas UCs na região com a criação da APA do Bico do Papagaiao e APA do Paleocanal do Tocantins, e dos corredores ecológicos do Araguaia e de Carajás-Trincheira Bacajá. Enquanto isso, as Unidades de Conservação e Terras Indígenas existentes no Sudeste do Pará, ilhadas pelo desmatamento do entorno, se caracterizam como refúgios da biodiversidade e refúgios bioculturais, conservando a sociobiodiversidade regional, em analogia a teoria dos refúgios na Amazônia do pleistoceno [44].

Considerações finais

As UCs e TIs existentes no Sudeste do Pará são estratégias eficazes para a proteção ambiental, conservando os maiores remanescentes florestais nativos da região, com taxas de desmatamento inferior do que seus entornos. Apesar desta situação, todos estes territórios possuem ameaças a sua efetiva proteção, faltando ações voltadas para o seu monitoramento, proteção e gestão. Entre as ameaças mais frequentes encontradas estão mudanças climáticas, incêndios florestais, desmatamento, poluição, questões fundiárias, invasão por posseiros, madeireiros, garimpeiros, mineração, proximidade de empreendimentos e de obras de infraestrutura, e proximidade com centros urbanos.

Para as UCs existe uma diferença na efetividade de proteção do território relacionada a regularização fundiária e a categoria de proteção, com maior efetividade para UCs de proteção integral. Enquanto para TIs, áreas demarcadas há mais tempo, maiores, em áreas mais conservadas e integradas a outras áreas protegidas são as mais conservadas, devendo ser consideradas as estratégias próprias de cada povo no manejo de seus territórios para aumentar a efetiva proteção deles. Municípios com maior área protegida são mais conservados, sendo uma possibilidade interessante a criação de novas áreas protegidas em municípios sem áreas destes tipos criadas.

Com estes resultados é importante ressaltar que apenas a criação de áreas protegidas não é suficiente para a sua efetiva proteção, sendo necessário medidas diversas para a sua conservação, como o monitoramento das áreas já existentes, ações para recuperação ambiental, além da ampliação e criação de novas UCs, corredores ecológicos, ferramentas de gestão territorial, repressão a atividades criminosas, além de ações voltadas para o acesso a direitos humanos.

Agradecimento

Agradecemos a Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas (FAPESPA), que financiou a pesquisa através do convenio FAPESPA/ UNIFESSPA "Produção de subsídios à formulação de políticas públicas para a região de Carajás"

no subprojeto: "Mapeamento dos produtos da Sociobiodiversidade na região de Carajás e suas potencialidades para a conservação do meio ambiente, geração de renda e ecoturismo", e no edital 009/2022 "apoio ao desenvolvimento de estudos e pesquisas em bioeconomia" no projeto "produtos da sociobiodiversidade para a conservação ambiental e geração de renda no Sudeste do Pará".

Referências

1. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE. [homepage na internet]. Projeto PRODES: monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite. 2022 [Acesso em: 13 out 2022]. Disponível em: http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes

2. Presidência da República (Brasil). Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. [internet]. Diário Oficial da União. 2024 ago. 23]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm

3. Fearnside PM. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates and consequences. Conservation Biology. 2005; 19(3): 680-688. doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x

4. Nobre C, Sellers PJ, Shukla J. Amazonian deforestation and regional climate change. Journal of climate. 2022; 4(10): 957-988. doi: 10.1175/1520-0442(1991)004<0957:ADARCC>2.0.CO;2

5. Lovejoy TW, Nobre C. Amazon tipping point. Science advances. 2018; 4(2): 1. doi: 10.1126/sciadv.aat2340

6. Gatti LV, Basso LS, Miller JB, Gloor M, Domingues LG, Cassol HLG et al. Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. Nature. 2021; 595: 388-393. doi: 10.1038/s41586-021-03629-6

7. Rodrigues A, Ewers RM, Parry L, Souza Jr C, Veríssimo A, Balmford A. Boom-and-bust development patterns across the Amazon Deforestation. Frontier. Scie. 2009; 324(5933): 1425-1437. doi: 10.1126/science.117400

8. Waisbich LT, Risso M, Husek T, Brasil L. O ecossistema do crime ambiental na Amazônia: uma análise das economias ilícitas da floresta. [internet]. Rio de janeiro: instituto Igarapé; 2022. [citado em 2024 mar, 03]. Disponível em: https://igarape.org.br/wp-content/uploads/2022/03/AE-55_O-ecossistema-do-crime-ambiental-na-Amazonia.pdf

9. United Nations. General Assembly. [homepage na internet]. The human right to a clean, healthy and sustainable environment, 2022. [Acesso em 01 jun 2024]. Disponível em: https://digitallibrary.un.org/record/3982508?ln=en&v=pdf

10. United Nations. General Assembly. [homepage na internet]. The 17 goals for the sustainable development, 2022. [Acesso em 01 jun 2024]. Disponível em: https://sdgs.un.org/goals https://pt.wikipedia.org/wiki/Ficheiro:N1529189.pdf

11. 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. 2024 ago. de 24. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm.

12. Instituto Socioambiental [homepage na internet]. Sistema de Áreas Protegidas (SisArp). [acesso em 09 jun 2024]. disponível em https://uc.socioambiental.org/pt-br/paineldedados#unidades-da-federao

13. Presidência da República (Brasil). Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Brasília: Senado Federal; 1988.

14. Moutinho P, Leite I, Baniwa A, Mirabal G, Josse C, Macedo M et al. The role of amazonian indigenous peoples in fighting the climate crisis. Science panel for the Amazona – policy brief 2024 (Acesso em 01 de jun de 2024; disponível em: https://www.theamazonwewant.org/wp-content/uploads/2023/01/PB-Indigenous-en.pdf

15. Prist PR, Sangermano F, Bailey A, Bugni V, Villalobo-Segura MC, Pimiento-Quiroga N et al. Protecting brazilian amazon indigenous territories reduces atmospheric particulates and avoids associated health impacts and costs. Nature coomunications earth & environment. 2023; 4/934: 1-12. doi: 10.1038/s43247-023-00704-w

16. Silva-Junior CHL, Silva FB, Arisi BM, Mataveli G, Pessoa ACM, Carvalho NS et al. Brazilian amazon indigenous territories under deforestation pressure. Nature scientific reports. 2023; 13(5851): 1-9. doi: 10.1038/s41598-023-32746-7

17. Instituto Socioambiental [homepage na internet]. Terras indígenas do Brasil (acesso: 09 jun 2024). Disponível em Terras Indígenas no Brasil - https://terrasindigenas.org.br/

18. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia – IMAZON. As áreas protegidas da Amazônia Legal. [internet] 2012. [Acesso em: 15 maio 2024]. Disponível em: https://imazon.org.br/areas-protegidas-na-amazonia-brasileira-avancos-e-desafios-2/

19. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Divisão regional do Brasil em mesorregiões e microrregiões geográficas. 1990. [internet]. Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv2269_1.pdf

20. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) Divisão Regional do Brasil. 2017. [internet]. Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2100600

21. Instituto nacional de pesquisas espaciais – INPE. Metodologia para o cálculo da taxa anual de desmatamento na Amazônia Legal. São José dos Campos: Inpe, 2013a. 37p. Acesso em: 28 fev. 2014. Disponível em: http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes

23. Maia JO, Oliveira GP, Leal AGL, Nicacio JÁ, Carréra YA. Desafios na gestão das unidades de conservação no município de Marabá, Pará. Agroecossistemas. 2017; 9(1): 31-44. Doi: 10.18542/ragros.v9i1.4617.

23. Pará. Lei 10.306, de 22 de dezembro de 2023. Institui a Política Estadual de Unidades de Conservação do Estado do Pará. Diário Oficial do Estado, acesso em 1 de mai de 2024. Disponível em: https://www.pge.pa.gov.br/sites/default/files/alerta-legislativo/LO10306.pdf

24. CIMI. Conselho Indigenista Missionário. Relatório violências contra os povos indígenas no Brasil – dados 2021. [internet]. CIMI: Brasília. 2022. Disponível em: https://cimi.org.br/wp-content/uploads/2023/07/relatorio-violencia-povos-indigenas-2022-cimi.pdf

25. Magalhães MPA. A humanidade e a Amazônia: 11 mil anos de evolução histórica em Carajás. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi; 2018.

26. Nimuendaju C. Mapa etno-histórico do Brasil e regiões adjacentes. Rio de Janeiro: IPHAN. 1948.

27. Arnaud E. A ação indigenista no sul do Pará (1940-1970). Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Antropologia. 1971, 49: 1-26. Disponível em: https://etnolinguistica.wdfiles.com/local--files/biblio%3Aarnaud-1971-acao/Arnaud_1971_AcaoIndigenistaSulPara.pdf

27. Laraia RB, Matta R. Índios e castanheiros: a empresa extrativa e os indíos no Médio Tocantins. São Paulo: difusão européia; 1967.

28. Instituto Brasileira de Geografia e Estatística. (homepage na internet) Brasil indígena. [Acesso em 07 de fev de 2024]. Disponível em: https://indigenas.ibge.gov.br/pt/estudos-especiais-3/o-brasil-indigena/os-indigenas-no-censo-demografico-2010

29. Arnaud E. Os índios gavião de oeste: pacificação e integração. Belém: Publicações do museu Goeldi; 1975.

30. Decreto no 6.040, 7 de fevereiro de 2017. Institui a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais. Diário Oficial da União. 2024 ago. 2024. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/decreto/d6040.htm#:~:text=Institui%20a%20Pol%C3%ADtica%20Nacional%20de,que%20lhe%20confere%20o%20art.

31. Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária - INCRA. (homepage da internet). Superintendência Regional Pará / Marabá - SR 27: Assentamentos - Informações Gerais. 2017. [Acesso em: 07 set 2019]. Disponível em: http://painel.incra.gov.br/sistemas/index.php

32. Alarcon DF, Tores M. Não tem essa lei no mundo: a estação ecológica da terra do meio e a resistência dos beiradeiros do alto Rio Iriri. São Paulo: Instituto Socioambiental; 2014. [acesso em 2023 dez. 23]. Disponível em: https://site-antigo.socioambiental.org/sites/blog.socioambiental.org/files/blog/pdfs/nao_tem_essa_lei_no_mundo_ebook.pdf

33. Portaria n. 475 de 21 de outubro de 2021 (Ministério do Meio Ambiente). Dispõe sobre a atualização das listas de municípios prioritários para ações de prevenção e controle do desmatamento e de municípios com desmatamento monitorado e sob controle. [internet]. Diário Oficial da União. 2024 ago. 2024. Disponível em: https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-475-de-21-de-outubro-de-2021-354624937.

34. Azevedo-Ramos C, Moutinho P, Arruda VLA, Alencar A, Castro I, Ribeiro JP. Lawless land in no man's lands: the undesignated public forests in the Brasilian Amazon. Land Use Policy. 2020; 99(104863): 1-4. doi: 10.1016/j.landusepol.2020.104863

35. Azevedo-Ramos C, Moutinho P. No man's land in the Brazilian amazon: could undesignated public forests slow Amazon deforestation. Land Use Polyci. 2018 apr; 73: 125-127. Doi: 10.1016/j.landusepol.2018.01.005

36. Moutinho P, Azevedo-Ramos C. untitled public forestlands threaten Amazon conservation. Nature communications. 2023; 14(1152): 1-4. doi: 10.1038/s41467-023-36427-x

37. Moutinho P, Alencar A, Stablle M, Fellows M, Salomão CSC, Souza L et al. Destinação de florestas públicas, um meio de combate à grilagem e ao desmatamento ilegal na Amazônia. 2023. Disponível em: https://amazonia2030.org.br/wp-content/uploads/2022/03/AMZ2030_30.pdf

38. Oviedo AFP, Doblas J. As florestas precisam das pessoas. Instituto Socioambiental. Acesso em 1 de jun de 2024. Disponível em: https://acervo.socioambiental.org/sites/default/files/documents/m9d00064.pdf

39. Amorim L, Fonseca A, Ribeiro J, Santos B, Ferreira R, Andrade S, Souza Jr C. Ameaça e pressão de desmatamento em áreas protegidas: SAD de Novembro a Dezembro de 2021. Belém: Imazon. 2022. Disponível em: https://imazon.org.br/publicacoes/ameaca-e-pressao-de-desmatamento-em-areas-protegidas-sad-de-novembro-a-dezembro-de-2021/

40. Rorato AC, Escada MIS, Camara G, Picoli MCA, Verstagen JA. Environmental vulnerability assessment of Brazilian Amazon Indigenous Lands. Environmental Science & Policy. 2022; 12: 19-36. doi. 10.1016/j.envsci.2021.12.005

41. Anderson AB, Posey AP. Manejo de cerrado pelos índios Kayapó. Boletim do museu paraense Emílio Goeldi Botânica. 1985; 2(1): 77-98. Avaliable from: https://repositorio.museu-goeldi.br/bitstream/mgoeldi/575/1/B%20MPEG%20Bot%202%281%29%201985%20ANDERSON.PDF

42. Decreto n. 7.747, de 5 de junho de 2012 (Brasil). Institui a Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas – PNGATI, e dá outras providências. [internet] Diário Oficial da União. 2024 ago. 19.. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/decreto/d7747.htm

43. Araujo E, Barreto P, Baima S, Gomes M. Unidades de conservação mais desmatadas da Amazônia Legal (2012-2015). Belém: Imazon; 2015. Disponível em: https://imazon.org.br/PDFimazon/Portugues/livros/UCS%20mais%20desmatadas%20Amazonia_2012-2015.pdf

44. Ab'Saber AN. A teoria dos refúgios: origem e significado. Anais 2º congresso nacional sobre essências nativas; 29 mar – 03 abr 1992. São Paulo; 1992. Disponível em: https://rif.emnuvens.com.br/revista/article/download/215/198

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Mapeando necessidades: oportunidades para a utilização de ferramentas genéticas e genômicas na conservação da biodiversidade brasileira

Cintia Povill[1]
https://orcid.org/0000-0001-8494-8939

Silvia Britto Barreto[1]
https://orcid.org/0000-0001-8780-1959

Izabela Santos Mendes[1]
https://orcid.org/0000-0001-6028-9633

Danielle Luna-Lucena[1]
https://orcid.org/0000-0002-1492-236X

Roberta Pacheco Damasceno[1]
https://orcid.org/0000-0003-2948-9826

Ana Carolina D'Oliveira Pavan[1]
https://orcid.org/0000-0002-0653-6186

Amanda Ferreira Vidal[2]
https://orcid.org/0000-0003-4180-9925

Daniel Luis Zanella Kantek[3]
https://orcid.org/0000-0001-9558-1503

Diego de Medeiros Bento[4]
https://orcid.org/0000-0002-3773-8290

Emanuel Bruno Neuhaus[2]
https://orcid.org/0000-0002-5966-7585

Gisele Lopes Nunes[2]
https://orcid.org/0000-0003-3994-5135

Henrique Vieira Figueiró[2]
https://orcid.org/0000-0002-8368-7156

Lara Gomes Côrtes[5]
https://orcid.org/0000-0001-9918-7589

Luanne Helena Augusto Lima[6]
https://orcid.org/0000-0002-5366-7410

Sibelle Torres Vilaça[2]
https://orcid.org/0000-0002-6887-4703

Alexandre Aleixo[2]*
https://orcid.org/0000-0002-7816-9725
* Contato principal

Amely Branquinho Martins[7]*
https://orcid.org/0000-0002-1200-4872
* Contato principal

[1] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Instituto Tecnológico Vale – Desenvolvimento Sustentável/ITV, Brasil. <cintiapbio@gmail.com, silvia.barreto@itv.org, izabelasatosmendes@gmail.com, danielle.lucena@pq.itv.org, roberta.damasceno@pq.itv.org, ana.pavan@pq.itv.org>.

[2] Instituto Tecnológico Vale – Desenvolvimento Sustentável/ITV, Brasil. <amanda.vidal@itv.org, emanuel.neuhaus@pq.itv.org, gisele.nunes@itv.org, henrique.figueiro@pq.itv.org, Sibelle.Vilaca@itv.org, alexandre.aleixo@itv.org>.

[3] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Aquáticos/CMA, Brasil. <daniel.kantek@icmbio.gov.br>.

[4] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas/CECAV, Brasil. <diego.bento@icmbio.gov.br>.

[5] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios/RAN, Brasil. <lara.cortes@icmbio.gov.br>.

[6] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros/CENAP, Brasil. <luannelima@gmail.com>.

[7] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros/CPB, Brasil. <amely.martins@icmbio.gov.br>.

Recebido em 29/11/2024 – Aceito em 06/04/2025

Como citar:

Povill C, Barreto SB, Mendes IS, Luna-Lucena D, Damasceno RP, Pavan AC, Vidal AF, Kantek DLZ, Bento DM, Neuhaus EB, Nunes GL, Figueiró HV, Côrtes LG, Lima LHA, Vilaça ST, Aleixo A, Martins AB. Mapeando necessidades: oportunidades para a utilização de ferramentas genéticas e genômicas na conservação da biodiversidade brasileira. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 60-78. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2579

Palavras-chave: Código de barras de DNA; DNA ambiental; espécies ameaçadas; genomas de referência.

RESUMO – A conservação da biodiversidade, especialmente em regiões megadiversas como o Brasil, enfrenta desafios que exigem a implementação de abordagens inovadoras. Nesse contexto, foi firmado um acordo de parceria entre o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

e o Instituto Tecnológico Vale (ITV), denominado GBB – Genômica da Biodiversidade Brasileira, com o objetivo de aplicar ferramentas genéticas e genômicas em estudos de conservação, monitoramento e manejo de espécies brasileiras. Para a identificação de espécies-alvo e projetos-piloto, foi realizado um levantamento de demandas de conservação junto aos Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação (CNPCs) e unidades de conservação (UCs) do ICMBio. A partir das demandas dos CNPCs, foram identificados 278 pré-projetos abrangendo vertebrados (76,0%), invertebrados (17,4%) e plantas (6,6%). Esses pré-projetos contemplam os quatro subeixos do GBB, sendo 27 em 'código de barras de DNA', 65 em 'DNA *metabarcoding*', 157 em 'genômica de espécies de interesse para a conservação' e 29 em 'genômica de espécies de interesse para a bioeconomia'. As UCs, por sua vez, apresentaram 419 demandas envolvendo vertebrados (62,5%), plantas (27,5%) e invertebrados (10%). Os principais interesses das UCs se referem à análise de estrutura populacional, conectividade e tamanho efetivo populacional. Adicionalmente, foram identificadas sinergias entre as demandas dos CNPCs e entre CNPCs e UCs, o que pode facilitar a priorização de projetos. Esses resultados representam uma importante fonte de informações para subsidiar o delineamento dos próximos passos do GBB e para direcionar as pesquisas genéticas sobre as espécies brasileiras, impulsionando a inovação na conservação da biodiversidade.

Mapping needs: opportunities for the use of genetic and genomic tools in the conservation of the Brazilian biodiversity

Keywords: DNA barcoding; environmental DNA; threatened species; reference genomes.

ABSTRACT – Biodiversity conservation, especially in megadiverse regions like Brazil, faces challenges that require the implementation of innovative approaches. In this context, a partnership agreement was signed between the Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation (ICMBio) and the Vale Institute of Technology (ITV), named GBB – Genomics of Brazilian Biodiversity, aiming to develop genetic and genomic tools for the conservation, monitoring, and management of Brazilian species. For the identification of target species and pilot projects, a survey of conservation demands was conducted with the National Research and Conservation Centers (CNPCs) and conservation units (UCs) of ICMBio. From the demands of the CNPCs, 278 pre-projects were identified covering vertebrates (76.0%), invertebrates (17.4%), and plants (6.6%). These pre-projects encompass the four GBB hubs, with 27 in 'DNA barcode', 65 in 'DNA metabarcoding', 157 in 'genomics of species of conservation interest', and 29 in 'genomics of species of interest for bioeconomy'. The UCs, in turn, presented 419 demands involving vertebrates (62.5%), plants (27.5%), and invertebrates (10%). The main interests of the UCs relate to the analysis of population structure, connectivity, and effective population size. Additionally, synergies were identified between the demands of the CNPCs and between CNPCs and UCs, which can facilitate prioritizing projects. Our results represent an important source of information to support the delineation of GBB's next steps and to guide genetic research on Brazilian species, driving innovation in biodiversity conservation.

Mapeo de necesidades: oportunidades para la utilización de herramientas genéticas y genómicas en la conservación de la biodiversidad brasileña

Palabras clave: Código de barras de ADN; ADN ambiental; especies amenazadas; genomas de referencia.

RESUMEN – La conservación de la biodiversidad, especialmente en regiones megadiversas como Brasil, enfrenta desafíos que exigen la implementación de enfoques innovadores. En este contexto, se ha firmado un acuerdo de colaboración entre el Instituto Chico Mendes de Conservación de la Biodiversidad (ICMBio) y el Instituto Tecnológico Vale (ITV), denominado GBB – Genómica de la Biodiversidad Brasileña, con el objetivo de desarrollar herramientas genéticas

y genómicas para la conservación, monitoreo y manejo de especies brasileñas. Para la identificación de especies objetivo y proyectos piloto, se realizó un levantamiento de demandas de conservación con los Centros Nacionales de Investigación y Conservación (CNPCs) y unidades de conservación (UCs) del ICMBio. A partir de las demandas de los CNPCs, se identificaron 278 preproyectos que abarcan vertebrados (76,0%), invertebrados (17,4%) y plantas (6,6%). Estos preproyectos abarcan los cuatro subejes del GBB, con 27 en 'código de barras de ADN', 65 en 'ADN metabarcoding', 157 en 'genómica de especies de interés para la conservación' y 29 en 'genómica de especies de interés para la bioeconomía'. Las UCs, a su vez, presentaron 419 demandas que involucran vertebrados (62,5%), plantas (27,5%) e invertebrados (10%). Los principales intereses de las UCs se relacionan con el análisis de la estructura poblacional, la conectividad y el tamaño efectivo de la población. Además, se identificaron sinergias entre las demandas de los CNPCs y entre los CNPCs y las UCs, lo que puede facilitar la priorización de proyectos. Estos resultados representan una fuente importante de información para respaldar la delineación de los próximos pasos del GBB y guiar la investigación genética sobre especies brasileñas, impulsando la innovación en la conservación de la biodiversidad.

Introdução

O Brasil destaca-se mundialmente por sua rica biodiversidade, abrigando mais de 118.000 espécies animais e cerca de 46.000 espécies de plantas e fungos. Isso representa aproximadamente 15-20% do total de espécies conhecidas do planeta [1]. Além dessa megabiodiversidade, o país também é detentor de uma variedade de ecossistemas, presentes nos seis distintos domínios morfoclimáticos e em uma ampla zona marinha que engloba o mar territorial, a plataforma continental marinha e a Zona Econômica Exclusiva (ZEE) [1]. Ademais, o Brasil destaca-se pela diversidade cultural e sociodiversidade, com mais de 240 povos indígenas e inúmeras comunidades tradicionais, como caiçaras, quilombolas, seringueiros e ribeirinhos, que detém um considerável conhecimento acerca do manejo e conservação da biodiversidade [2].

Diante da riqueza de recursos naturais, como a maior floresta tropical do mundo (Amazônia) e a maior reserva de água doce (~12% do total mundial), o Brasil possui um papel de protagonista nas ações que visam a integridade e sustentabilidade desses recursos para as atuais e futuras gerações [3]. Contudo, essa expressiva diversidade de organismos também se reflete no número de espécies ameaçadas. Recentemente, o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) divulgou uma lista com a avaliação do grau de ameaça de 15.648 espécies de animais, das quais 344 foram classificadas como Quase Ameaçadas (NT), 468 como Vulneráveis (VU), 425 como Em Perigo (EN) e 360 como Criticamente em Perigo (CR) [4]. Adicionalmente, 1.327 espécies foram classificadas como Dados Insuficientes (DD), devido à carência de informações científicas adequadas para fazer a avaliação do seu risco de extinção.

Algumas espécies da fauna e flora demonstram uma notável capacidade de adaptação e resiliência diante das modificações ambientais resultantes do crescimento populacional e desenvolvimento humano. No entanto, muitas outras não conseguem se adaptar a mudanças tão rápidas e destrutivas [5]. Esse é especialmente o caso de espécies endêmicas, com distribuição restrita e altamente especializadas em um único tipo de ambiente, o que as torna extremamente sensíveis a mudanças ambientais abruptas. No Brasil, um estudo revelou que até o ano de 2007 eram conhecidas um total de 522 espécies endêmicas, incluindo 59 de mamíferos, 176 de aves, 71 de anfíbios e 216 de répteis [6]. Além disso, constatou-se que o número de espécies de angiospermas (plantas com flores) endêmicas ainda não descritas pode aumentar em cerca de 10% a 50%, enquanto, em certos grupos de vertebrados, esse número variou entre 15% (anfíbios), 6% (mamíferos) e 1% (aves) [7]. Para peixes de água doce neotropicais, estimativas apontam que as espécies não descritas podem representar de 34% a 42% do total para a região; em contrapartida, para peixes marinhos, tais estimativas não são possíveis principalmente devido à falta de taxonomistas e à grande quantidade de áreas ainda pouco exploradas na costa Sul-americana [8].

CC BY NC ND

Um levantamento sobre registros de espécies brasileiras de vertebrados (aves, mamíferos e anuros), artrópodes (abelhas, aranhas, milípedes, ortópteros, libélulas, mariposas e dípteros) e angiospermas (Asteraceae, Bromeliaceae, Fabaceae, Melastomataceae, Myrtaceae, Orchidaceae, Poaceae e Rubiaceae) mostrou que aproximadamente 55% dessas espécies não se encontram em áreas de proteção ambiental. Além disso, é importante destacar que muitas das espécies endêmicas também não são abrangidas por essas áreas. O Pampa e o Pantanal se destacam como as regiões com o menor número de espécies endêmicas ou não protegidas em áreas ambientais [9].

Tendo em vista um cenário que aponta para a sexta extinção em massa, com cerca de 32% das espécies de vertebrados experimentando declínios populacionais significativos [10], medidas eficazes e ações direcionadas para conter a degradação ambiental tornam-se urgentes, assegurando assim a preservação da biodiversidade e o equilíbrio dos ecossistemas. Apesar do reconhecimento da importância da diversidade genética em todos os níveis biológicos, o uso da genética e genômica é ainda incipiente nos esforços de conservação [11], resultando em uma lacuna entre a geração de dados e sua aplicação efetiva. Assim, embora o número de estudos que empregam genômica na pesquisa da biodiversidade esteja em crescimento [12], sua utilização efetiva na preservação da biodiversidade ainda é pouco explorada, permanecendo a genômica ainda uma ferramenta subutilizada em estudos de monitoramento e manejo, por exemplo.

O uso de informações moleculares é essencial para compreender aspectos cruciais, como diversidade genética, estrutura e conectividade populacional, relações filogenéticas, identificação de linhagens, estimativas de introgressão e hibridização e reconstrução da história demográfica das espécies [13]. Apesar de se destacar globalmente pela megabiodiversidade, o Brasil, assim como os demais países do Sul Global, enfrenta disparidades significativas com relação aos países do Norte Global em termos de acesso a tecnologias, financiamento e treinamento na geração e análise de dados genômicos, aumentando a importância de se promover equidade nesse campo. Segundo Hotaling [14], até 2021, apenas 16 genomas de animais depositados no banco de dados públicos GenBank (https://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/) haviam sido montados e submetidos por instituições sul-americanas; e em apenas 749 dos 3.278 genomas depositados em bancos de dados públicos têm contribuições de países do Sul Global, mesmo esses sendo detentores da maioria dos *hotspots* [15] e da maior biodiversidade do planeta.

Uma abordagem molecular interdisciplinar que tem sido utilizada na identificação de espécies é a análise do DNA ambiental (do inglês, *environmental DNA* ou eDNA) [16]. O eDNA é o material genético disperso no ambiente e obtido por meio da análise de amostras ambientais (e.g., água, solo, ar e sedimento). A abordagem do DNA *metabarcoding* permite a detecção de fragmentos de DNA de múltiplas espécies simultaneamente, representando uma abordagem não-invasiva e aplicável em estudos de monitoramento da biodiversidade nativa, bem como de espécies exóticas e invasoras [17]. Dessa forma, o uso dessa metodologia possibilita o planejamento de estratégias de manejo e conservação da biodiversidade de forma rápida e eficaz [18]. Entretanto, no Brasil, o uso de abordagens baseadas em eDNA para monitorar a biodiversidade é incipiente, principalmente pela falta de incentivo governamental para adoção de novas tecnologias [19][20].

Desde a ratificação da Convenção da Diversidade Biológica [21], em 1992, a pauta sobre a conservação da biodiversidade reconhece, dentre outros aspectos, a relevância das informações genéticas. Porém, apenas recentemente a discussão foi expandida para incorporar indicadores de manutenção da diversidade genética e potencial adaptativo de todas as espécies, e não apenas aquelas de relevância agrícola [21]. Nesse sentido, durante a 15ª Conferência das Nações Unidas (COP15) foi estabelecido o novo Marco de Biodiversidade Pós-2020, também conhecido como Marco Global da Biodiversidade de Kunming-Montreal [22]. Este marco incorpora três indicadores genéticos para avaliar o avanço em direção às metas globais de conservação: (1) o número de populações com tamanho populacional efetivo (*Ne*) indicando diminuição ou redução populacional; (2) a proporção de populações mantidas dentro de espécies; e (3) o número de espécies e populações nas quais a diversidade é monitorada por métodos baseados em DNA. Esses indicadores genéticos podem ser abordados por meio de métodos moleculares, sobretudo utilizando dados genômicos.

Embora diversos estudos genômicos voltados à conservação da biodiversidade brasileira tenham sido conduzidos por pesquisadores e instituições nacionais, utilizando informações genômicas e genéticas de ponta [23][24], o Brasil, enquanto

país megadiverso, ainda apresenta uma significativa lacuna no conhecimento sobre sua biodiversidade. De fato, muitas espécies ainda não possuem nenhum dado genético depositado em bancos de dados públicos [25]. Essa lacuna também se estende a aspectos fundamentais, como a conectividade entre populações e a distribuição e diversidade de espécies, por exemplo. Além disso, uma parte significativa da fauna e flora permanece desconhecida, com algumas espécies potencialmente ameaçadas.

Nesse contexto, e considerando a necessidade de intensificar os esforços para a conservação da biodiversidade, capacitar os servidores do ICMBio no uso de ferramentas genéticas e genômicas, além de posicionar o Brasil como protagonista na produção de genomas de referência e na expansão da aplicação de dados genéticos e genômicos voltados à conservação da biodiversidade brasileira, surgiu o Acordo "Genômica da Biodiversidade Brasileira (GBB)" [26]. O GBB é um acordo de parceria para Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação [27] firmado entre o ICMBio e o Instituto Tecnológico Vale (ITV), e representa o primeiro consórcio nacional de genômica e a primeira iniciativa institucional no ICMBio voltada para o mapeamento genômico de espécies. O objetivo geral do GBB é aplicar ferramentas genômicas para apoiar as ações do ICMBio nos âmbitos da conservação, monitoramento e manejo da biodiversidade brasileira, incluindo as espécies de interesse bioeconômico, e no monitoramento e manejo de espécies exóticas ou invasoras. Para atender esse objetivo geral, o GBB está estruturado em dois eixos principais: (1) DNA ambiental - com os subeixos de (a) Código de barras de DNA e (b) Metagenômica/*Metabarcoding*; e (2) Genômica, com os subeixos de (a) Espécies de interesse para a conservação e (b) Espécies de interesse para a bioeconomia (Figura 1).

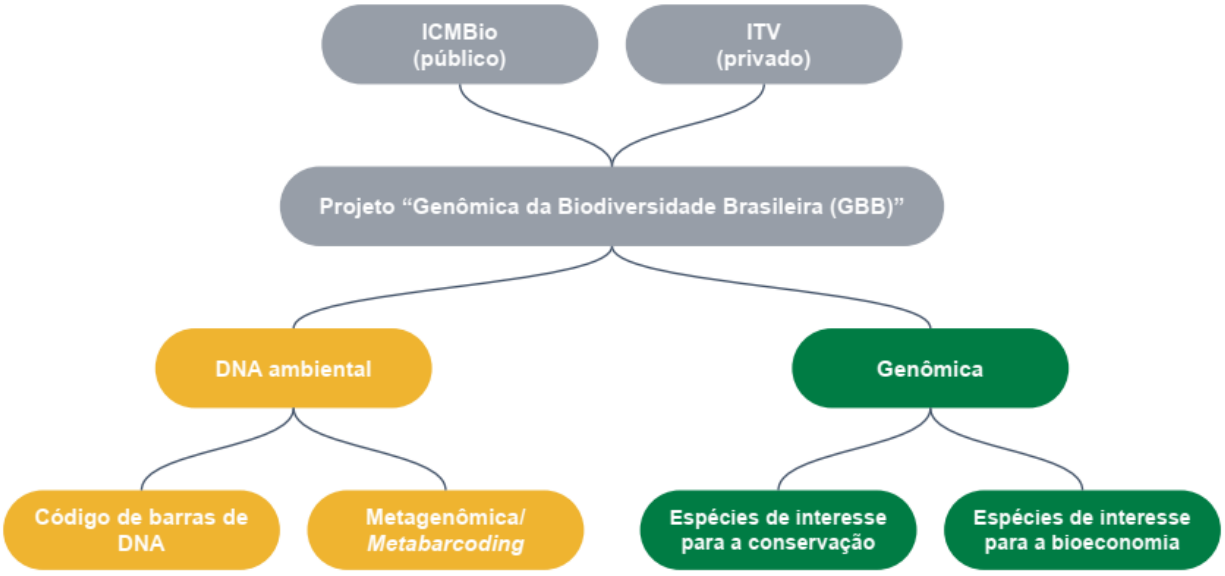


Figura 1 – Estrutura do Projeto "Genômica da Biodiversidade Brasileira (GBB)", um acordo de parceria para Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação [27] entre o ICMBio e o ITV, em dois eixos (DNA ambiental e Genômica) e quatro subeixos (Código de barras de DNA; Metagenômica/*Metabarcoding*; Espécies de interesse para a conservação; e Espécies de interesse para a bioeconomia).

Para atingir seus objetivos, o GBB visa atender às demandas de conservação relacionadas às espécies-alvo dos Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação (CNPCs) do ICMBio, especialmente aquelas contempladas em Planos de Ação Nacionais (PANs), bem como espécies de interesse das unidades de conservação (UCs) federais. Vale destacar que o ICMBio é responsável pela coordenação da avaliação do risco de extinção e estratégias de conservação da fauna brasileira, enquanto o Jardim Botânico do Rio de Janeiro é encarregado das estratégias de conservação da flora

ameaçada [28][29]. As UCs federais fazem parte do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) e são responsáveis pela proteção e gestão direta das áreas naturais sob sua jurisdição [30]. Atualmente, o ICMBio é responsável pela gestão de 344 UCs distribuídas em todos os biomas brasileiros [31]. Os CNPCs, por sua vez, são responsáveis por coordenar a execução das atividades de pesquisa científica e monitoramento para conservação da biodiversidade, do patrimônio espeleológico e da sociobiodiversidade, especialmente nas UCs federais, contribuindo com a elaboração do diagnóstico científico do risco de extinção de espécies da fauna brasileira [31]. Desta forma, a partir da riqueza de informações proporcionada pelo uso de ferramentas genéticas e genômicas, o projeto GBB irá fornecer subsídios para a tomada de decisões e concepção de estratégias eficazes na conservação da biodiversidade em todos os biomas do Brasil. Para isso, estabeleceu-se uma ambiciosa meta de produzir, até 2027, pelo menos 80 genomas de referência de alta qualidade e 1.000 genomas de resequenciamento, visando análises populacionais, e geração de cerca de 1.600 códigos de barras (mitogenomas/plastomas) para auxiliar na identificação de espécies.

Diante disso, o presente estudo teve como objetivo identificar, junto aos CNPCs e UCs gerenciadas pelo ICMBio, demandas de conservação envolvendo espécies de vertebrados, invertebrados e plantas ameaçadas de extinção, com dados insuficientes (DD), exóticas invasoras e aquelas ligadas às cadeias produtivas da bioeconomia. A partir dessas demandas, foram indicadas as ferramentas genéticas e genômicas mais adequadas que poderiam auxiliar na conservação dessas espécies, incluindo a geração de mitogenomas e plastomas, genomas de referência, genomas populacionais e uso de amostras ambientais para detectar a presença de espécies por meio da análise do eDNA. Os produtos gerados a partir desse levantamento estão apresentados neste trabalho e foram validados durante as atividades desenvolvidas no *I Workshop do GBB: definindo espécies e projetos-piloto*, realizado no Centro de Formação em Conservação da Biodiversidade (ACADEBio), em Iperó, SP, em setembro de 2023. Participaram do *Workshop* especialistas do ICMBio, especialmente representantes dos CNPCs, das UCs e das coordenações da Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade (DIBIO), além da equipe do ITV.

Material e Métodos

Para realizar o levantamento de demandas de conservação de interesse do ICMBio que poderiam ser auxiliadas pelo uso de ferramentas genéticas e genômicas, foram realizados dois tipos de consulta: (1) reuniões virtuais e preenchimento de planilhas de consulta pelos pontos focais e equipes dos CNPCs (o modelo da planilha encontra-se no Anexo 1); e (2) envio de formulário on-line para 338 UCs federais (número de UCs estabelecidas até a data de envio dos formulários) por meio do Sistema Eletrônico de Informações (SEI) do ICMBio. O modelo do formulário encontra-se no Anexo 2.

Levantamento de demandas junto aos Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação

A planilha de consulta individual a cada CNPC foi elaborada de modo a reunir informações sobre as demandas de conservação, avaliar a viabilidade do uso de dados genéticos ou genômicos no atendimento a essas demandas e fornecer uma contextualização para a indicação das espécies ou comunidades biológicas. Foram levantadas, ainda, informações que pudessem ser usadas como critérios de priorização, como o *status* de ameaça das espécies, a sua inserção em algum PAN, além da disponibilidade de amostras.

Para o preenchimento das planilhas, foram contatados os pontos focais dos 14 CNPCs sob responsabilidade do ICMBio: Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres (CEMAVE); Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios (RAN); Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros (CENAP); Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros (CPB); Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas (CECAV); Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Aquática Continental (CEPTA), com abrangência em todo o território Nacional, exceto a região Amazônica; Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Amazônica (CEPAM); Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Restauração Ecológica (CBC); Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e Sul (CEPSUL); Centro Nacional de Pesquisa e Conservação das Tartarugas Marinhas e da Biodiversidade Marinha do Leste (TAMAR); Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de

CC BY NC ND

Mamíferos Aquáticos (CMA); Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Nordeste (CEPENE); Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Norte (CEPNOR); e Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Sociobiodiversidade Associada a Povos e Comunidades Tradicionais (CNPT). Além disso, com o objetivo de aumentar a representatividade de espécies da flora, uma representante do projeto "Flora do Brasil" foi convidada a participar da pesquisa, preenchendo uma planilha com as demandas de conservação envolvendo espécies de plantas.

Entre os dias 01 de agosto e 19 de setembro de 2023, foram conduzidas discussões acerca das demandas individuais de cada CNPC durante as reuniões virtuais da equipe do GBB com as respectivas equipes dos CNPCs. Essas discussões foram baseadas nas contextualizações e demais informações fornecidas pelos pontos focais, com o objetivo de preencher as planilhas de consulta e identificar a abordagem genética/genômica mais apropriada para cada demanda. Após o preenchimento das planilhas, foram feitas buscas no banco de dados públicos do NCBI (https://www.ncbi.nlm.nih.gov/) e do *Genomes on a Tree* (GoaT, https://goat.genomehubs.org) para verificar a disponibilidade de dados genéticos e/ou genômicos para cada espécie indicada, de forma a categorizá-las como: (1) sem dados; (2) apenas marcadores moleculares individuais, como fragmentos de genes mitocondriais ou plastidiais; (3) genoma organelar completo (mitocondrial ou plastidial); ou (4) genoma completo (WGS, *Whole Genome Sequencing*).

Em seguida, foi realizado um diagnóstico geral das demandas de cada CNPC, assim como a consolidação dessas demandas na forma de pré-projetos, a fim de nivelar, organizar, sistematizar e delimitar de maneira mais clara e concisa os objetivos de cada demanda e permitir a posterior comparação entre CNPCs. Essa comparação foi realizada com o objetivo de identificar sinergias relacionadas às espécies ou comunidades indicadas e a presença de demandas circunscritas a uma mesma região geográfica. Desta forma, os interesses compartilhados poderiam gerar projetos mais amplos que conjugassem esforços para a sua execução. Quando essas sinergias foram detectadas precocemente durante o levantamento, houve oportunidade de discussão dessas demandas em reuniões com representantes dos CNPCs interessados.

Para evitar a perda de informações e facilitar a associação entre as demandas levantadas pelos CNPCs e os pré-projetos sugeridos, cada demanda recebeu um código único que identificava o CNPC e o número da demanda (e.g., CEPAM1, RAN1, CENAP1, etc.), e esse código está listado tanto nas planilhas de demandas dos CNPCs organizadas em pré-projetos (Anexo 3) quanto na lista contendo os pré-projetos, espécies e comunidades compartilhadas entre CNPCs (Anexo 4).

Levantamento de demandas junto às unidades de conservação

No contexto das UCs, o levantamento de demandas de conservação que poderiam se beneficiar do uso de ferramentas genéticas e genômicas foi realizado através de um formulário de consulta às equipes das 338 UCs federais (estabelecidas até aquela data) sob a gestão do ICMBio por meio dos Núcleos de Gestão Integrada (NGIs), utilizando o sistema SEI, com um prazo de preenchimento de três semanas (de 25 de agosto a 15 de setembro de 2023). O formulário contemplava questões envolvendo: (1) espécies ameaçadas de extinção; (2) espécies com dados insuficientes; (3) espécies exóticas invasoras; (4) espécies relacionadas às cadeias produtivas da bioeconomia; e (5) uso de amostras ambientais para detectar a presença de espécies por meio do eDNA. Os representantes puderam assinalar múltiplas demandas relativas à sua unidade e também havia espaços para a contextualização das problemáticas, indicação das espécies e adição de outras demandas não previamente listadas. Com base nas respostas recebidas, foi elaborada uma planilha para consolidar as demandas das UCs.

A planilha com a consolidação das demandas das UCs também registrou sinergias entre UCs e CNPCs, com base em espécies (ou grupos taxonômicos mais inclusivos), demandas e/ou regiões geográficas de comum interesse. A identificação dessas sinergias teve como objetivo identificar possíveis projetos passíveis de desenvolvimento em parceria, facilitando sobretudo o estabelecimento de unidades/áreas para a coleta de amostras e outros dados.

Resultados e Discussão

Demandas dos Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação

Ao todo, foram realizadas 32 reuniões (~60h) via plataforma on-line (*Microsoft Teams*), que resultaram no preenchimento de 15 planilhas: 14 dos CNPCs e uma de espécies da flora, uma vez que o ICMBio não é o órgão responsável pela análise do risco de extinção das espécies vegetais e, por isso, o levantamento aqui realizado demandou especialistas na flora para indicação de alvos. Nessas planilhas, observou-se uma elevada heterogeneidade no número de demandas listadas e de informações fornecidas, o que pode estar associada aos CNPCs e equipes com maior familiaridade com ferramentas genéticas/genômicas. No entanto, isso também ressalta a necessidade de todos os CNPCs ampliarem o uso dessas ferramentas para abordar a diversidade e complexidade dos dados e questões apresentadas. Para apoiar essa ampliação, o GBB tem promovido oficinas, workshops e cursos teóricos e práticos voltados à capacitação de servidores do ICMBio no uso dessas ferramentas, visando ampliar sua aplicação e recomendação no planejamento e na implementação de ações voltadas à conservação.

Devido à grande quantidade e diversidade de demandas levantadas pelos CNPCs, fez-se necessário consolidá-las na forma de pré-projetos, o que resultou na identificação de 278 propostas que contemplam espécies da fauna e da flora (Anexo 3). O grupo de maior interesse dos CNPCs e, por isso, com uma maior quantidade de demandas, foi o grupo dos vertebrados, sendo contemplados em 76% dos pré-projetos (com predominância de peixes Osteichthyes e mamíferos). Espécies de invertebrados e da flora foram contemplados em um menor número de pré-projetos: 17,6% e 6,6%, respectivamente (Figura 2).

Em menor proporção, também foram sugeridos estudos visando o monitoramento de patógenos que causam doenças em vertebrados. O resultado do levantamento das demandas é compatível com o fato de que a maioria dos CNPCs tem como espécies-alvo para conservação aquelas pertencentes ao grupo dos vertebrados, sendo que essa predominância pode ser atribuída a diversos fatores. Primeiramente, os vertebrados têm sido historicamente mais estudados em áreas como ecologia, comportamento animal e fisiologia, o que resulta em uma maior disponibilidade de informações sobre essas espécies [32]. Ademais, a Instrução Normativa ICMBio nº 9/2020, que disciplina as diretrizes e procedimentos para a Avaliação do Risco de Extinção das Espécies da Fauna Brasileira, determina que sejam avaliadas todas as espécies de vertebrados com ocorrência conhecida no Brasil, enquanto apenas parte das espécies de invertebrados devem ser avaliadas, selecionadas considerando sua importância ecológica, econômica, social e o conhecimento taxonômico sobre o grupo. Além disso, mais de 70% das espécies brasileiras de vertebrados estão categorizadas como ameaçadas de extinção [4]. Assim, como o processo de avaliação do risco de extinção da fauna, conduzido pelo ICMBio, subsidia diversas outras ações para conservação (como os PANs, manejo para conservação, dentre outros), e a maioria das espécies avaliadas são de vertebrados, compreende-se que o resultado do levantamento corrobora os processos institucionais do ICMBio voltados à conservação da biodiversidade brasileira.

CC BY NC ND

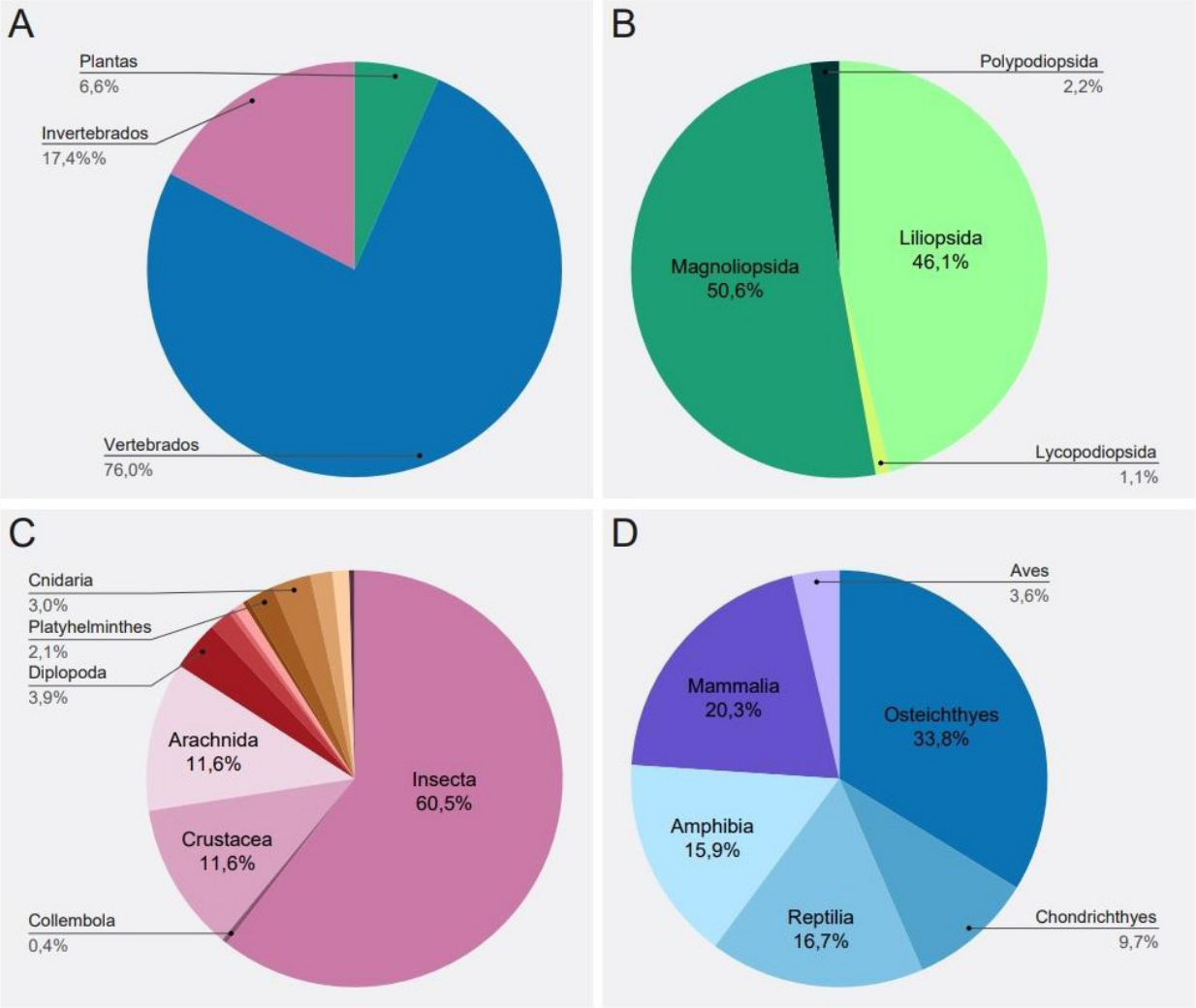


Figura 2 – Gráficos ilustrando em (A) proporção dos grupos taxonômicos de interesse dos Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação (CNPCs) do ICMBio dividida em grandes grupos, e a proporção de grupos taxonômicos hierarquicamente inferiores dentro de (B) plantas, (C) invertebrados; e (D) vertebrados.

Os pré-projetos contemplaram todos os subeixos do GBB, sendo: 27 pré-projetos em 'Código de barras de DNA' (~10%), 65 em 'Metagenômica/ *Metabarcoding*' (~23%), 157 em 'Genômica de espécies de interesse para a conservação' (~56%) e 29 em 'Genômica de espécies de interesse para a bioeconomia' (~10%) (Anexo 3), com uma grande variação no número de pré-projetos entre os diferentes CNPCs (Figura 3). Em adição, oito dos 14 CNPCs (~57%) indicaram pré-projetos que contemplam todos os quatro subeixos do GBB.

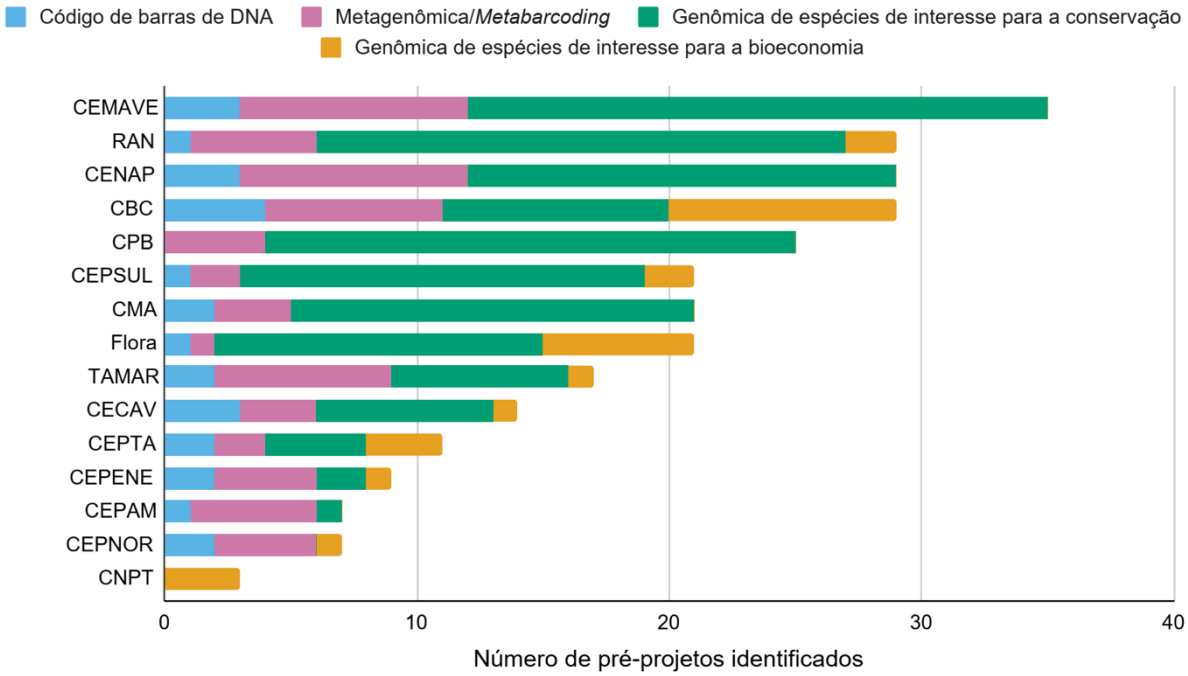


Figura 3 – Número de pré-projetos por Centro Nacional de Pesquisa e Conservação (CNPC) do ICMBio em cada subeixo do Acordo Genômica da Biodiversidade Brasileira (GBB).

É importante ressaltar que os pré-projetos identificados diferem em alguns aspectos das demandas levantadas pelos CNPCs. Por exemplo, para alguns pré-projetos que contemplavam a análise do eDNA, foi identificada a necessidade de primeiramente elaborar um projeto de geração de códigos de barras para compor bancos de referências genéticas, etapa essa necessária para a identificação das espécies demandadas. Desse modo, uma única demanda de eDNA listada pelo CNPC pode ter gerado dois pré-projetos na lista consolidada: um de geração de códigos de barras das espécies-alvo e outro de eDNA *metabarcoding*, sendo que um único pré-projeto de código de barras pode envolver múltiplas espécies. Por outro lado, algumas demandas dos CNPCs de geração de código de barras para uma espécie não aparecem na lista consolidada, visto que foi identificada a disponibilidade de dados genéticos em bancos de dados públicos e, nesse caso, não haveria a necessidade de gerar essa informação novamente.

Com relação à disponibilidade de dados genéticos e genômicos, a maioria das 1.366 espécies listadas nas demandas dos CNPCs possui apenas marcadores individuais disponíveis (~54%), como fragmentos de genes mitocondriais/plastidiais (Figura 4). Esses resultados podem ser explicados pelos diversos obstáculos técnicos, financeiros e logísticos que dificultam a condução de pesquisas genômicas no Brasil [33], sendo priorizadas, portanto, pesquisas com geração de marcadores genéticos isolados utilizando tecnologias de sequenciamento de primeira geração (i.e., método de Sanger). Dessa forma, observa-se que apenas ~17% das espécies listadas possuem dados de genomas organelares (mitocondriais/plastidiais) ou genomas completos disponíveis (Figura 4).

CC BY NC ND

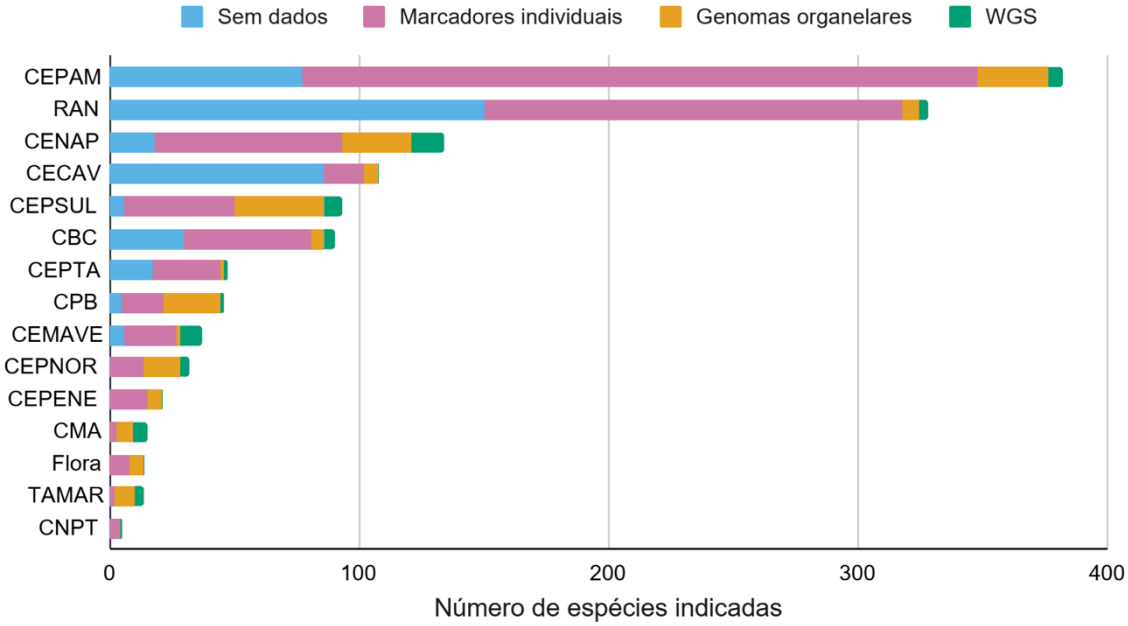


Figura 4 – Disponibilidade de dados genéticos e genômicos no banco de dados públicos do NCBI e GOAT para as espécies indicadas por cada Centro Nacional de Pesquisa e Conservação (CNPC) do ICMBio. WGS refere-se a sequenciamento de genoma completo (do inglês *Whole Genome Sequencing*).

No levantamento realizado junto aos CNPCs, 283 espécies em diferentes categorias de ameaça foram indicadas para a geração de genomas de referência, o que inclui táxons dos dois subeixos da genômica do GBB (conservação e bioeconomia; Figura 1; Anexo 5). O maior número de demandas envolve espécies categorizadas como "Criticamente em Perigo (CR)" (N=88, 31,1%), seguidas de "Em Perigo (EN)" (N=55, 19,4%) e "Vulnerável (VU)" (N=54, 19,1%; Figura 5). Esses resultados estão de acordo com os objetivos tanto do ICMBio quanto do GBB, de priorizar o mapeamento genômico de espécies ameaçadas da biodiversidade brasileira.

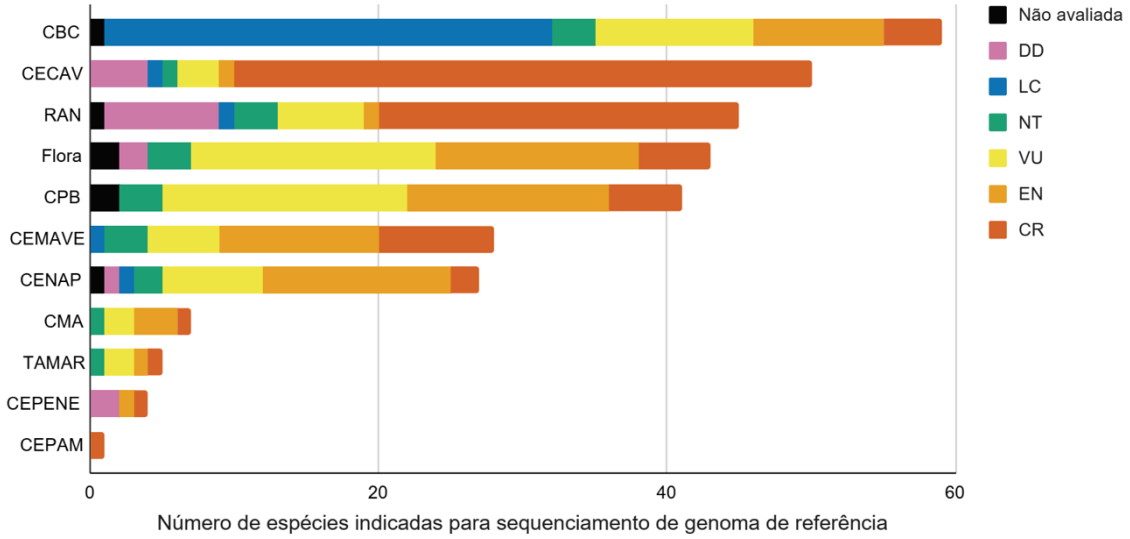


Figura 5 – Número de espécies indicadas para sequenciamento de genoma de referência por Centro Nacional de Pesquisa e Conservação (CNPC) e por categoria de ameaça, seguindo a validação feita pelo processo de avaliação do estado de conservação das espécies da fauna brasileira realizado pelo ICMBio. DD (Dados Insuficientes), LC (Pouco Preocupante), NT (Quase Ameaçada), VU (Vulnerável), EN (Em Perigo); e CR (Criticamente em Perigo).

CC BY NC ND

Analisando as demandas dos CNPCs, foram identificados grandes temas de pesquisa dentro de cada subeixo do GBB e que, em muitos casos, eram de interesse compartilhado entre dois ou mais CNPCs. Por exemplo, em 'Código de barras de DNA', os temas listados foram: (1) geração de banco referencial para uso em estudos de eDNA/*metabarcoding*; (2) geração de código de barras para espécies provavelmente extintas ou raras, com base em amostras de DNA de espécimes de coleções biológicas; (3) estudos de sistemática e taxonomia, incluindo resolução de incertezas taxonômicas (identificação molecular de indivíduos); (4) genética forense para detecção de comércio ilegal ou espécies traficadas; e (5) análise da procedência de indivíduos (de natureza ou cativeiro).

No subeixo 'Metagenômica/*Metabarcoding*', foram identificados os seguintes temas: (1) identificação e monitoramento de espécies ameaçadas, espécies com dados insuficientes (DD), reintroduzidas, exóticas invasoras e patógenos (incluindo demandas voltadas para comunidades e/ou para uma única espécie); (2) interação entre polinizadores e plantas visitadas; (3) análise da dieta de espécies exóticas invasoras e nativas; (4) análise da microbiota (incluindo patógenos); e (5) padronização de protocolos de eDNA.

Para o subeixo 'Genômica de espécies de interesse para a conservação', foram identificados os seguintes temas: (1) caracterização genética de indivíduos/populações *in situ* e *ex situ*; (2) análise da conectividade entre populações e estimativas de fluxo gênico; (3) análise dos sinais de hibridização e dinâmica de zonas híbridas; (4) análises de demografia histórica e estimativas de tamanho efetivo populacional; (5) análise de níveis de endogamia e variabilidade genética; (6) resolução de incertezas taxonômicas; (7) geração de genomas de referência; (8) geração de *studbooks* para espécies CR, provavelmente extintas ou raras; (9) genômica comparativa – compreender mudanças evolutivas/características únicas que diferenciam espécies; e (10) epigenômica para avaliar silenciamento e expressão de genes.

Por fim, os temas para o subeixo 'Genômica de espécies de interesse para a bioeconomia' foram: (1) geração de genomas de referência; (2) estudos populacionais para auxiliar no manejo, conservação e uso sustentável das espécies; (3) estudos de genética adaptativa e identificar genes candidatos; (4) transcriptômica ou uso de sequências genômicas reguladoras para avaliar comportamentos reprodutivos de espécies que podem estar sendo moldados por impactos ambientais; e (5) transcriptômica para avaliar efeito de xenobióticos em espécies e inferir sobre segurança alimentar em uma determinada região.

Sinergias entre Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação

Com relação aos pré-projetos, foram identificadas nove sinergias, com interesse compartilhado entre pelo menos dois CNPCs, sendo duas no subeixo 'Códigos de barras', quatro no subeixo 'Metagenômica/*Metabarcoding*', uma no subeixo 'Genômica de espécies de interesse para a conservação' e duas no subeixo 'Genômica de espécies de interesse para a bioeconomia' (Anexo 4 – Primeira parte da planilha de transversalidades entre CNPCs). Também foram identificadas 50 espécies e cinco comunidades/conjuntos de espécies listadas por dois, três ou quatro CNPCs (Anexo 4 – Segunda parte da planilha de transversalidades entre CNPCs). Por exemplo, as espécies de peixes cavernícolas *Rhamdiopsis* sp. e *Trichomycterus itacarambiensis* foram citadas por dois CNPCs (i.e., CECAV e CEPTA), assim como as espécies de perereca *Bokermannohyla martinsi* e *B. vulcaniae*, que foram elencadas como demandas para o GBB tanto pelo RAN quanto pelo CECAV. Além disso, também foram observadas sinergias entre o CEPTA e o RAN e entre o CBC e o CECAV, que são referentes às espécies *Helicops apiaka* e a comunidade de flora de cavernas, respectivamente.

Demandas das unidades de conservação

Com relação ao levantamento de demandas feito com as UCs, um total de 42 unidades, representando 12,43% das UCs, responderam ao formulário, sendo: nove da região Norte, 10 da Nordeste, 16 da Sudeste e seis da Sul (Anexo 6; Figura 6). Similarmente às planilhas dos CNPCs, houve heterogeneidade no preenchimento dos formulários por parte das UCs.

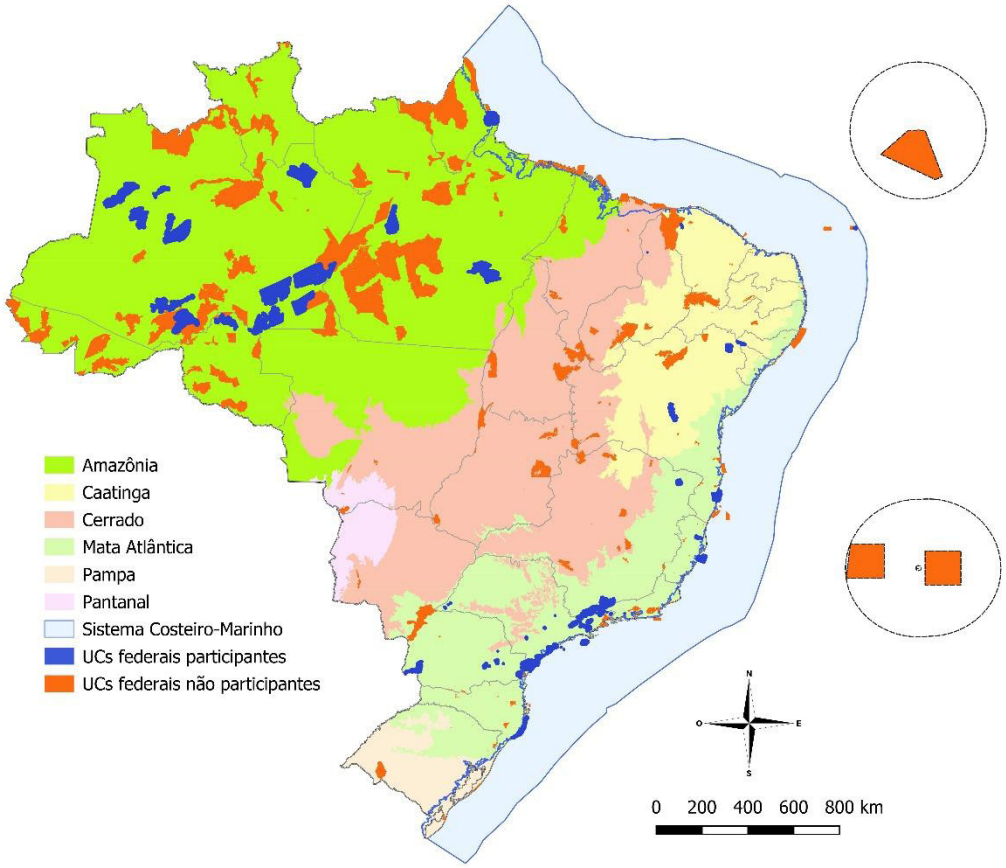


Figura 6 – Mapa do Brasil com a distribuição das unidades de conservação (UCs)/Núcleos de Gestão Integrada (NGIs) do ICMBio que responderam ao formulário de consulta (em azul escuro) para levantamento de demandas no âmbito do Acordo Genômica da Biodiversidade Brasileira (GBB). Mapa modificado de IBGE (2019): Biomas e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil – 1:250 000. Os círculos pontilhados representam a área de delimitação das UCs presentes nessas regiões marinhas.

A partir das respostas ao formulário, foi elaborada uma planilha contendo as espécies/grupos taxonômicos de interesse, assim como as demandas envolvendo o uso de dados genéticos/genômicos, a fim de se obter um diagnóstico das UCs (Anexo 7). Esse diagnóstico revela que as demandas listadas contemplam espécies da flora, animais vertebrados e invertebrados. Os vertebrados foram listados em 62,5% das demandas (com predominância de mamíferos e aves), seguidos de espécies da flora e de invertebrados, que foram listadas em 27,5% e 10% das demandas, respectivamente (Anexo 8). Os *status* de ameaça das espécies indicadas pelas UCs dentro de cada classe taxonômica estão ilustrados na Figura 7.

Além da fauna e flora, foi indicado o monitoramento de patógenos de vertebrados, com foco na saúde animal. Os patógenos indicados pelas UCs foram: vírus (como os causadores de raiva, cinomose, leucemia felina e o vírus da imunodeficiência felina), protistas (como *Leishmania*), além de dois fungos, sendo um responsável por doenças em anfíbios (*Batrachochytrium dendrobatidis*).

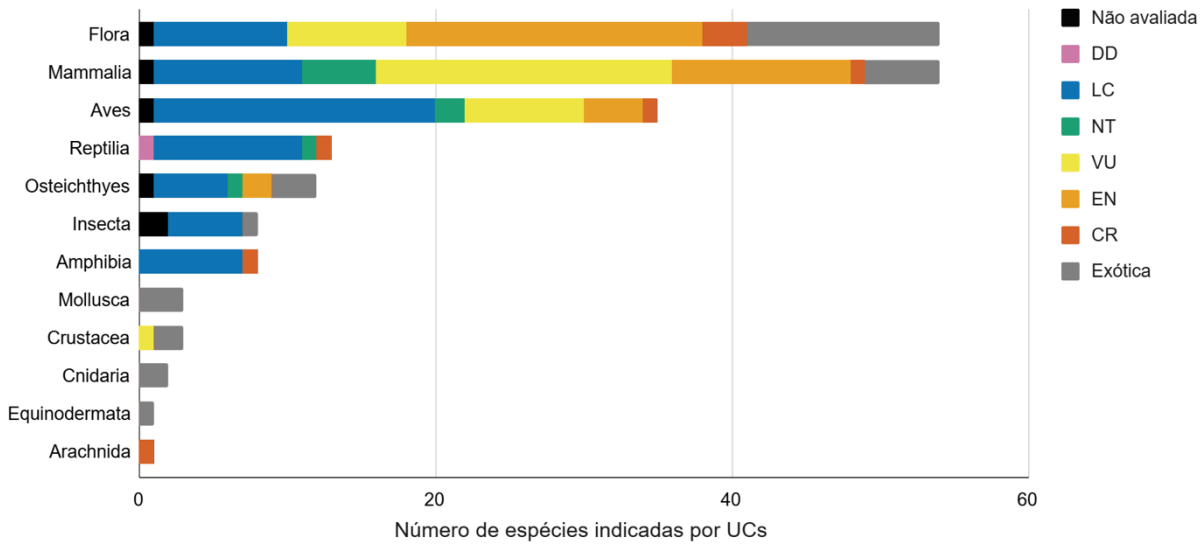


Figura 7 – Espécies indicadas pelas unidades de conservação (UCs), separadas por grupos taxonômicos, discriminando a quantidade de espécies ameaçadas e exóticas. As categorias de ameaça da fauna seguem o Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade (SALVE) do ICMBio, enquanto a da flora baseia-se na lista do Centro Nacional de Conservação da Flora (CNCFlora). NE (Não Avaliada), DD (Dados Insuficientes), LC (Pouco Preocupante), NT (Quase Ameaçada), VU (Vulnerável), EN (Em Perigo); e CR (Criticamente em Perigo).

Os temas mais frequentemente assinalados pelas UCs foram: (1) avaliar estrutura e diversidade genética de populações, em 33 das 42 respostas (78,6%); (2) estimar conectividade entre áreas (i.e., fluxo gênico entre manchas de habitat, entre UCs, etc.), em 30 respostas (71,4%); e (3) calcular tamanhos populacionais efetivos, em 29 respostas (69%) (Figura 8). Constatou-se, assim, que as UCs demonstram um maior interesse por abordagens populacionais, o que possivelmente está associado ao papel central que o conhecimento acerca de populações ecologicamente viáveis (e de estimativas genéticas associadas) possui na definição das áreas de proteção e na concepção de estratégias eficazes de conservação [34].

A proporção de demandas evidencia o viés associado a espécies de vertebrados, em relação a plantas e invertebrados. Os invertebrados, embora menos estudados, representam um grupo com elevado número de espécies em categorias de ameaça e com a diversidade de espécies subestimada [35][36], como é o caso dos invertebrados troglóbios demandados pelo CECAV, por exemplo.

A taxa de resposta das UCs ao formulário foi de 6,52% (9 de 138) na região Norte, 13,70% (10 de 73) no Nordeste, 26,23% (16 de 61) no Sudeste e 14,64% (6 de 41) no Sul. No Centro-Oeste, nenhuma das 23 UCs participou, o que reduziu a representação de espécies predominantes e endêmicas do Cerrado e Pantanal. Embora algumas UCs da região Sul tenham participado, as três UCs localizadas no Pampa não responderam ao formulário. Apesar dessas lacunas, o levantamento identificou 420 linhas de demandas associadas às 42 UCs participantes, evidenciando a expressiva necessidade de utilização de ferramentas genéticas e genômicas para subsidiar projetos de conservação e planos de ação voltados à preservação da biodiversidade brasileira.

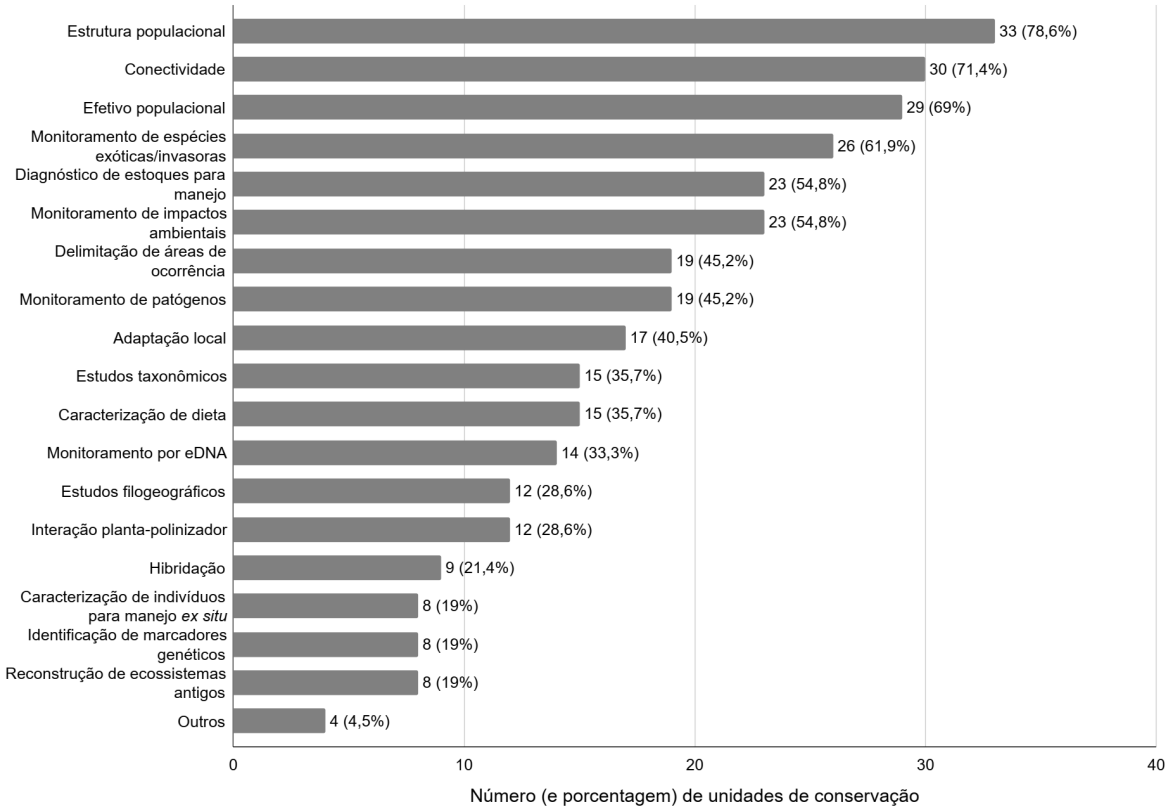


Figura 8 – Número de unidades de conservação (UCs) do ICMBio que marcaram diferentes demandas com possibilidade de aplicação de ferramentas genéticas/genômicas.

Sinergias entre unidades de conservação e Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação

Ao comparar os interesses de UCs ou conjuntos de UCs (i.e., Núcleos de Gestão Integrada ou NGIs) e de CNPCs, foram identificadas 65 sinergias envolvendo as mesmas demandas relacionadas às mesmas espécies ou comunidades, variando entre um CNPC e uma UC/NGI até um CNPC e 13 UCs/NGIs. Todas essas sinergias estão indicadas no Anexo 9.

A identificação de demandas em comum entre CNPCs e UCs é de fundamental importância, tendo em vista a sua relação de cooperação e complementaridade. Uma vez que a função das UCs inclui proteger e gerir as áreas sob sua gerência e a dos CNPCs inclui coordenar os projetos de pesquisa e monitoramento, essa colaboração mútua contribui para o avanço do conhecimento científico e para a implementação de estratégias efetivas de conservação da biodiversidade no Brasil.

Inovação e conexão estratégica: prospecção de espécies e projetos-piloto no âmbito do Acordo Genômica da Biodiversidade Brasileira (GBB)

Um importante elemento de inovação do GBB é a maneira como as espécies-alvo e projetos-piloto foram prospectados, ou seja, de maneira espontânea pelos CNPCs e UCs. Diferentemente de outros consórcios genômicos, o GBB reúne um instituto de pesquisa privado (ITV) e um órgão público ambiental (ICMBio). Isso caracteriza uma estreita conexão entre conhecimento científico e as atividades de um órgão governamental de conservação e monitoramento da biodiversidade, colocando as atividades do ICMBio como norteadoras na definição das espécies prioritárias, com impacto direto em políticas públicas. Em cenários de alta biodiversidade e impactos crescentes sobre o meio ambiente, como visto no Brasil, os achados dos dados genéticos e genômicos devem ser acessíveis aos tomadores de decisão, integrando teoria e prática e, consequentemente,

garantindo uma abordagem mais eficiente e direcionada para o estabelecimento de políticas e ações de conservação [23].

A atuação dos gestores ambientais, desde a fase de concepção até a execução dos projetos, é fundamental para a obtenção de resultados mais efetivos na preservação das espécies. Nesse contexto, é imperativo que uma série de questões pertinentes sejam formuladas e discutidas em colaboração com os tomadores de decisão na área de conservação. Essas questões devem, necessariamente, direcionar-se aos desafios específicos enfrentados na conservação da biodiversidade brasileira, garantindo soluções mais eficazes e contextualizadas para os problemas enfrentados. Por esse motivo, a equipe de coordenação do GBB optou por consultar os CNPCs e as UCs do ICMBio, pois são essas instâncias que coordenam e gerenciam diretamente as atividades de conservação e monitoramento da biodiversidade no país. Os CNPCs, em particular, têm o potencial de oferecer suporte técnico e científico para fortalecer essas ações e garantir a eficácia na proteção dos recursos naturais das UCs. As demandas dos CNPCs e das UCs são, portanto, estratégicas para guiar as atividades a serem desenvolvidas no âmbito do GBB, ainda que nem todas possam ser atendidas devido à limitação de tempo e recurso. Por isso, o levantamento aqui apresentado sobre as demandas de conservação do ICMBio oferece também uma oportunidade valiosa de direcionar a pesquisa científica no país, de forma a aprimorar as ações do órgão responsável por gerir, proteger, monitorar e fiscalizar as áreas protegidas no território nacional, o que tem repercussões e impactos que extrapolam os objetivos do GBB.

Conclusão

O levantamento realizado junto aos CNPCs e UCs do ICMBio revelou um elevado número de demandas envolvendo os mais diversos grupos taxonômicos da fauna e flora ameaçada do Brasil. Essa constatação ressalta a importância das ferramentas genéticas e genômicas como aliadas em iniciativas de conservação, monitoramento e manejo dessas espécies, especialmente no contexto do ICMBio. A aplicação dessas ferramentas mostra-se fundamental, por exemplo, para a avaliação do risco de extinção das espécies, impulsionando o desenvolvimento de planos de manejo *in situ* e *ex situ*, priorizados pelo ICMBio, e permitindo a implementação de ações de PANs e a mitigação de impactos associados ao declínio populacional, principalmente das espécies ameaçadas.

A partir do levantamento aqui realizado, foram identificados temas emergentes destacados pelos CNPCs e UCs, como a necessidade de estimativas de tamanho efetivo populacional e comparação com os censos demográficos atualmente aplicados em UCs, incorporação de dados de eDNA/*metabarcoding* aos protocolos de monitoramento já tradicionalmente implementados pelo ICMBio em UCs federais, padronização/implementação de protocolos mais rápidos para a identificação de espécies visando medidas de fiscalização e avaliação do impacto das mudanças climáticas sobre as espécies.

Apesar de existirem diversos estudos de genética para conservação realizados no Brasil, estes são ainda incipientes considerando a grandiosidade da biodiversidade brasileira e suas necessidades para conservação. A aplicação efetiva desse conhecimento na tomada de decisão ainda enfrenta desafios, uma vez que os dados disponíveis nem sempre são utilizados para a formulação e execução de políticas públicas de conservação, e há lacunas na integração entre pesquisa acadêmica e gestão ambiental [37] [38]. Este levantamento pioneiro, portanto, apresenta um material extenso e informativo, com potencial significativo para subsidiar os próximos passos de projetos de pesquisa dentro e fora do GBB, estimulando a colaboração entre pesquisadores e gestores ambientais desde a concepção dos projetos. Além de reforçar a importância da aplicação de ferramentas genéticas e genômicas na conservação, evidencia-se a necessidade de estratégias que favoreçam sua adoção de forma mais ampla e estruturada. Dessa forma, os resultados e produtos aqui apresentados oferecem uma base sólida para a ampliação e o desenvolvimento de protocolos e pesquisas que envolvam genética e genômica adaptados a demandas do ICMBio, incluindo infraestrutura e capacitação de servidores. Além disso, espera-se que este relato e seus produtos catalisem mudanças práticas com potencial de gerar inovações no estudo das espécies brasileiras, fortalecendo a conexão entre pesquisa e conservação em prol da biodiversidade.

Agradecimentos

Agradecemos às equipes dos Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação e das unidades de conservação do ICMBio, cuja colaboração foi

fundamental para o levantamento das demandas de conservação apresentadas neste trabalho, aos grupos gestores e demais integrantes do Projeto "Genômica da Biodiversidade Brasileira", incluindo todos os parceiros que irão participar do GBB, pelas discussões acerca do uso de dados genéticos e genômicos visando a conservação da biodiversidade brasileira, e ao ICMBio e Instituto Tecnológico Vale, pelo suporte financeiro e institucional fornecido para a realização deste trabalho.

Referências

1. MMA - Ministry of the Environment and Climate Change. 6th National Report to the convention on biological diversity. Biodiversity Series 55. Brasília: MMA; 2023. [acesso em 25 out 2023]; Disponível em: http://sddinforma.fob.usp.br.

2. MMA - Ministério do Meio Ambiente. Catálogo de Produtos da Sociobiodiversidade do Brasil: Ofertados pelos povos e comunidades tradicionais em Unidades de Conservação Federais. 2 ed. Brasília: MMA; 2019. [acesso em 18 jan 2024]. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/centrais-de-conteudo/catalago-de-produtos-da-sociobiodiversidade-do-brasil-pdf.

3. USAID - United States Agency for International Development [homepage na internet]. Brazil Climate Change Country Profile. Fact Sheet - November 29, 2023. [acesso em 16 out 2023]. Disponível em: https://www.usaid.gov/sites/default/files/2023-11/2023-USAID-Brazil-Climate-Change-Profile.pdf.

4. ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade [homepage na internet]. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE. [acesso em 16 fev 2024]. Disponível em: https://salve.icmbio.gov.br/.

5. Hoffmann AA, Sgrò CM. Climate change and evolutionary adaptation. Nature. 2011 Feb; 470(7335): 479-485. doi: 10.1038/nature09670

6. Loyola RD, Kubota U, Lewinsohn TM. Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. Diversity and Distributions. 2007 Jul; 13(4): 389-96. doi: 10.1111/j.1472-4642.2007.00345.x

7. Pimm SL, Jenkins CN, Joppa LN, Roberts DL, Russell GJ. How many endangered species remain to be discovered in Brazil. Natureza & Conservação. 2010 Jul; 8(1): 71-77. doi: 10.4322/natcon.00801011

8. Reis RE, Albert JS, Di Dario F, Mincarone MM, Petry P, Rocha LA. Fish biodiversity and conservation in South America. J. Fish. Biol. 2016 Jul; 89(1): 12-47. doi: 10.1111/jfb.13016

9. Oliveira U et al. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. Sci. Rep. 2017 Aug; 7(1): 9141. doi: 10.1038/s41598-017-08707-2

10. Ceballos G, Ehrlich PR, Barnosky AD, García A, Pringle RM, Palmer TM. Accelerated modern human–induced species losses: entering the sixth mass extinction. Sci. Adv. 2015 Jun; 1(5): e1400253. doi: 10.1126/sciadv.1400253

11. Nielsen ES, Hanson JO, Carvalho SB, Beger M, Henriques R, Kershaw F et al. Molecular ecology meets systematic conservation planning. Trends Ecol. Evol. 2023 Feb; 38(2): 143-155. doi: 10.1016/j.tree.2022.09.006

12. Supple MA, Shapiro B. Conservation of biodiversity in the genomics era. Genome Biol. 2018 Sept;19:131. doi: 10.1186/s13059-018-1520-3

13. Theissinger K et al. How genomics can help biodiversity conservation. Trends Genet. 2023 Jul; 39(7): 545-559. doi: 10.1016/j.tig.2023.01.005

14. Hotaling S, Kelley JL, Frandsen PB. Toward a genome sequence for every animal: where are we now? Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 2021 Dec; 118(52): e2109019118. doi: 10.1073/pnas.2109019118

15. Hu X, Huang B, Verones F, Cavalett O, Cherubini F. Overview of recent land-cover changes in biodiversity hotspots. Front. Ecol. Environ. 2021 Oct; 19(2): 91-97. doi: 10.1002/fee.2276

16. Ficetola GF, Miaud C, Pompanon F, Taberlet P. Species detection using environmental DNA from water samples. Biol Lett. 2008 Aug 23; 4(4): 423-5. doi: 10.1098/rsbl.2008.0118

17. Taberlet P, Coissac E, Pompanon F, Brochmann C, Willerslev E. Towards next-generation biodiversity assessment using DNA metabarcoding. Mol. Ecol. 2012 Apr; 21(8): 2045-2050. doi: 10.1111/j.1365-294X.2012.05470.x

18. Ruppert KM, Kline RJ, Rahman MS. Past, present, and future perspectives of environmental DNA (eDNA) metabarcoding: A systematic review in methods, monitoring, and applications of global eDNA. Glob. Ecol. Conserv. 2019 Jan; 17: e00547. doi: 10.1016/j.gecco.2019.e00547

19. Sales NG, Mariani S, Salvador GN, Pessali TC, Carvalho DC. Hidden diversity hampers conservation efforts in a highly impacted Neotropical river system. Front. Genet. 2018 Jul; 9: 271.

20. Carvalho CS, de Oliveira ME, Rodriguez-Castro KG, Saranholi BH, Galetti PM Jr. Efficiency of eDNA and iDNA in assessing vertebrate diversity and its abundance. Mol. Ecol. Resour. 2022 May; 22(4): 1262-1273. doi: 10.1111/1755-0998.13543

21. Hoban S et al. Genetic diversity targets and indicators in the CBD post-2020 Global Biodiversity Framework must be improved. Biol. Conserv. 2020 Aug; 248: 108654. doi: 10.1016/j.biocon.2020.108654

22. CDB - Convention on Biological Diversity [homepage na internet]. Decisão 15/4 do Marco Global da Biodiversidade Kunming-Montreal [acesso em 16 out 2023]. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade/convencao-sobre-diversidade-biologica/decisao-15-4.pdf.

23. Torres-Florez JP, Johnson WE, Nery MF, Eizirik E, Oliveira-Miranda MA, Galetti Jr PM. The coming of age of conservation genetics in Latin America: what has been achieved and what needs to be done. Conserv. Genet. 2018 Aug; 19: 1-15. doi: 10.1007/s10592-017-1006-y

24. Galetti PM. Conservation genetics in the neotropics. Springer Nature Switzerland AG; 2023 Aug 29.

25. Vilaça ST et al. Leveraging genomes to support conservation and bioeconomy policies in a megadiverse country. Cell Genom. 2024 Nov; 4(11): 100678. doi: 10.1016/j.xgen.2024.100678

26. ITV - Instituto Tecnológico Vale, ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade [homepage na internet]. Projeto Genômica da Biodiversidade Brasileira [acesso em 18 jan 2024]. Disponível em: https://www.itv.org/projeto-genomica-da-biodiversidade-brasileira/.

27. ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade), 2022. Extrato de Acordo de Parceria nº1/2022 de 07 de outubro de 2022. Diário Oficial da União, Seção 3, 194, 11/10/2022: 1677-7069.

28. ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Portaria no 1.270, de 29 de dezembro de 2022. Aprova o Regimento Interno do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio (processo administrativo nº SEI nº 02070.007360/2022-58. [Internet]. Diário Oficial da União. 2022 dez. 29 [citado em 2024 jan. 18]. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/acesso-a-informacao/legislacao/portarias/portarias-2022/SEI_ICMBio13279335Portaria.pdf

29. ICMBio. Plano Estratégico de Pesquisa e Gestão do Conhecimento do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (PEP ICMBio). Diretoria de Pesquisa, Monitoramento e Avaliação da Biodiversidade Coordenação-Geral de Pesquisa e Monitoramento. Brasília, 2023 [acesso em 11 mar 2025] Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/pesquisa/venha-pesquisar-conosco/PEP_icmbio_Verso2023.pdf

30. Presidência da República (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. [Internet]. Diário Oficial da União. 2020 jul. 19 [citado em 2024 jan. 18]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9985.htm

31. ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade [homepage na internet]. Números do ICMBio [acesso em 28 mar 2024] Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br

32. Titley MA, Snaddon JL, Turner EC. Scientific research on animal biodiversity is systematically biased towards vertebrates and temperate regions. PloS One. 2017 Dec; 12(12): e0189577. doi: 10.1371/journal.pone.0189577

33. Siqueira MVBM, de Moraes Silvestre MA, Tambarussi EV, Francisconi AF, Zucchi MI. Challenges with conservation genetics and genomics in Neotropical forest. In: Galetti Jr. PM. Conservation genetics in the Neotropics. Cham: Springer International Publishing; 2023. p. 503-521.

34. Kantek DLZ et al. Jaguars from the Brazilian Pantanal: low genetic structure, male-biased dispersal, and implications for long-term conservation. Biol. Conserv. 2021 Jul; 259: 109153. doi: 10.1016/j.biocon.2021.109153

35. Cardoso P, Erwin TL, Borges PA, New TR. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. Biological conservation. 2011 Nov 1; 144(11): 2647-55. doi: 10.1016/j.biocon.2011.07.024

36. GIGA Community of Scientists. The Global Invertebrate Genomics Alliance (GIGA): developing community resources to study diverse invertebrate genomes. J Hered. 2014 Jan; 105(1): 1-8. doi:10.1093/jhered/est084

37. Shafer AB, Wolf JB, Alves PC, Bergström L, Bruford MW, Brännström I. Genomics and the challenging translation into conservation practice. Trends Ecol Evol. 2015 Feb 1; 30(2): 78-87. doi: 10.1016/j.tree.2014.11.009

38. Heuertz M, Carvalho SB, Galindo J, Rinkevich B, Robakowski P, Aavik T. The application gap: Genomics for biodiversity and ecosystem service management. Biol. Conserv. 2023 Feb 1; 278: 109883. doi: 10.1016/j.biocon.2022.109883

Anexos

Anexo 1 – Modelo de planilha de consulta aos Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação (CNPCs).

Anexo 2 – Formulário de consulta às unidades de conservação (UCs).

Anexo 3 – Lista de demandas dos Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação (CNPCs) organizadas em pré-projetos.

Anexo 4 – Lista de pré-projetos e espécies/comunidades de interesse compartilhado entre Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação (CNPCs).

Anexo 5 – Lista de espécies indicadas pelos Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação (CNPCs) para a geração de genomas de referência.

Anexo 6 – Lista das unidades de conservação (UCs) e Núcleos de Gestão Integrada (NGIs) do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que responderam ao formulário de consulta para levantamento de demandas de conservação que poderiam ser auxiliadas pelo uso de ferramentas genéticas e genômicas.

Anexo 7 – Lista de demandas das unidades de conservação (UCs).

Anexo 8 – Número de espécies e respectivas porcentagens por grupo taxonômico de interesse das unidades de conservação (UCs) do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) a partir do levantamento de demandas de conservação que poderiam ser auxiliadas pelo uso de ferramentas genéticas e genômicas.

Anexo 9 – Lista de grupos taxonômicos e demandas de interesse compartilhado entre unidades de conservação (UCs) e Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação (CNPCs).

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Eficácia do controle de abelhas africanizadas em locais de nidificação de psitacídeos no Refúgio de Vida Silvestre e Área de Proteção Ambiental da Ararinha Azul

Rogério do Nascimento Oliveira[1]*
https://orcid.org/0009-0003-9419-436X
* Contato principal

Camile Lugarini[2]
https://orcid.org/0000-0001-7589-7113

Patricia Avello Nicola[1]
https://orcid.org/0000-0002-3562-6295

Fernanda Ferreira França[3]
https://orcid.org/0009-0004-5429-8508

Aline Candida Ribeiro Andrade e Silva[4]
https://orcid.org/0000-0002-9690-9731

[1] Universidade Federal do Vale do São Francisco/UNIVASF, Petrolina/PE, Brasil. <rogerio.noliveira.bio@gmail.com, patricia.nicola@univasf.edu.br>.

[2] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Antonina/PR, Brasil. <camile.lugarini@icmbio.gov.br>.

[3] Universidade de Pernambuco/UPE, Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Petrolina/PE, Brasil. <fernanda.ferreira.franca15@gmail.com>.

[4] Universidade Federal do Vale do São Francisco/UNIVASF, Centro de Conservação e Manejo de Fauna da Caatinga/CEMAFAUNA, Brasil. <a.crandrade13@gmail.com>.

Recebido em 29/11/2024 – Aceito em 06/04/2025

Como citar:

Oliveira RN, Lugarini C, Nicola PA, França FF, Andrade e Silva ACR. Eficácia do controle de abelhas africanizadas em locais de nidificação de psitacídeos no Refúgio de Vida Silvestre e Área de Proteção Ambiental da Ararinha Azul. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 79-106. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2576

Palavras-chave: Manejo; espécies ameaçadas; reintrodução de espécies.

RESUMO – A competição por cavidades entre abelhas africanizadas (*Apis mellifera*) e Psittacidae limita a capacidade reprodutiva dessas aves e pode impactar no restabelecimento de populações naturais da ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*) reintroduzida. Com vistas a verificar a eficácia de tratamentos para o controle dessas abelhas e aumentar a disponibilidade de cavidades, os objetivos deste estudo foram levantar a densidade de colmeias nas planícies aluviais e avaliar os diferentes tratamentos utilizados, indicando o melhor a ser empregado em unidades de conservação. Primeiramente, foram identificadas 178 cavidades ocupadas por colônias de abelhas africanizadas. Dentre as espécies de árvores ocupadas, a maioria foi *Tabebuia aurea* (81,2%), espécie vegetal de importância principalmente para a reprodução das ararinhas-azuis. Foram selecionadas 45 árvores ocupadas por *A. mellifera* para aplicação dos seguintes tratamentos: T_1,

CC BY NC ND

descargas de gás carbônico; T_2, pulverização de permetrina e T_3, utilização de fipronil. A densidade de colmeias registrada nas matas ciliares foi relativamente alta, de 36,59 ± 22,42 colônias por km^2. Não houve diferença estatística significativa entre os tratamentos, entretanto, T_1 foi o único que não demonstrou eficácia para a remoção das colmeias em 20,0% das cavidades controladas. Durante o período reprodutivo das aves, dois ocos (4,4%) foram ocupados por maracanãs (*Primolius maracana*), espécie de psitacídeo com os mesmos atributos reprodutivos da ararinha-azul, porém, não houve sucesso reprodutivo. Devido à alta prevalência de enxameamento na região, o controle de abelhas africanizadas associado ao emprego de caixas-iscas pode ser uma solução em longo prazo para aumentar o número de cavidades disponíveis para a reprodução de psitacídeos.

Efficacy of africanized bee control in parrot nesting sites in the Spix's macaw Wildlife Refuge and Environmental Protection Area

Keywords: Management; threatened species; species reintroduction.

ABSTRACT – Competition for cavities between Africanized bees (*Apis mellifera*) and Psittacidae limits their breeding and might impact the re-establishment of the reintroduced Spix's Macaw (*Cyanopsitta spixii*). To verify the effectiveness of treatments for bees' control and increase the availability of cavities, the objectives of this study were determine the density of africanized beehives in the floodplains and evaluate the different treatments used, indicating the best one to be used in conservation units. Initially, 178 cavities occupied by active africanized beehives were identified. Among the occupied tree species, the majority was *Tabebuia aurea* (81.2%), a plant species of importance for the breeding of Spix's Macaws. 45 trees occupied by *A. mellifera* were selected for the application of the following treatments: T_1, carbon dioxide discharges; T_2, permethrin spraying and T_3, use of fipronil. The recorded density was relatively high, 36.59 ± 22.42 colonies of africanized bees per km^2 of riparian forests. There was no statistically significant difference between treatments, however, T_1 was the only one that did not demonstrate efficacy for hive removal in 20.0% of the controlled cavities. During the parrots' breeding season, two cavities (4.4%) were occupied by Illiger's Macaws (*Primolius maracana*), a parrot species with the same breeding attributes of the Spix's Macaw. However, no breeding success was recorded. Due to the high prevalence of swarming in the region, the control of Africanized bees associated with the use of bait boxes can be a long-term solution to increase the number of available cavities for parrots breeding.

Eficacia del control de las abejas africanizadas en los sitios de anidación de loros en el Refugio de Vida Silvestre y Área de Protección Ambiental de lo Guacamayo de Spix

Palabras clave: Manejo; especies amenazadas; reintroducción de especies.

RESUMEN – La competencia por cavidades entre las abejas africanizadas (*Apis mellifera*) y los Psittacidae limita su reproducción y podría impactar el restablecimiento de poblaciones naturales del Guacamayo de Spix (*Cyanopsitta spixii*). Para verificar la efectividad de los tratamientos para el control de abejas, los objetivos de este estudio fueron determinar la densidad de enjambres en las llanuras aluviales y evaluar los diferentes tratamientos utilizados, indicando cuál es mejor para ser utilizado en las unidades de conservación. Se identificaron 178 cavidades ocupadas por enjambres. Entre los árboles ocupados, la mayoría fue *Tabebuia aurea* (81,2%), especie vegetal de importancia para la reproducción de *C. spixii*. Se seleccionaron 45 árboles ocupados por *A. mellifera* para la aplicación de los tratamientos: T_1, descargas de dióxido de carbono; T_2, pulverización de

permetrina; y T_3, uso de fipronil. La densidad registrada fue relativamente alta: 36,59 ± 22,42 enjambres por km² de bosques ribereños. No hubo diferencia estadísticamente significativa entre los tratamientos. T_1 fue el único que no demostró eficacia para la eliminación de las colmenas en 20,0% de las cavidades controladas. Durante la temporada de reproducción de los loros, dos huecos (4,4%) fueron ocupados por Guacamayo de Illiger (*Primolius maracana*), especie con los mismos atributos reproductivos del Guacamayo de Spix. Sin embargo, no se registró ningún éxito reproductivo. Debido a la alta prevalencia de enjambres, el control de abejas africanizadas asociado con el uso de cajas de cebo puede ser una solución a largo plazo para aumentar el número de cavidades disponibles para la reproducción de loros.

Introdução

As espécies exóticas capazes de ultrapassar as barreiras impostas por um ambiente estranho podem se estabelecer, reproduzir e dispersar para além do local onde foram introduzidas, tornando-se espécies invasoras e causando impactos no ambiente [1]. Uma espécie invasora pode se tornar dominante, a ponto de monopolizar os recursos e limitar as oportunidades para as espécies nativas [2].

As abelhas melíferas africanas (*Apis mellifera scutellata* Lepeletier, 1836) foram trazidas para o Brasil em 1956 e escaparam da contenção, cruzando livremente com subespécies europeias introduzidas em meados do século XIX [3]. O híbrido, denominado africanizado, manteve características como a rusticidade, tendência enxameatória e maior produtividade de mel, próprias da subespécie africana, rapidamente invadindo o continente americano [4].

Além disso, *A. mellifera* Linnaeus, 1758, são generalistas quanto ao local onde estabelecem as suas colônias, construindo colmeias expostas ou utilizando cavidades naturais em troncos de árvores (ocos), fendas em rochas e outros locais, tanto em áreas urbanas quanto rurais [5][6][7][8]. Desta forma, ao ocuparem as cavidades, as abelhas africanizadas, a partir daqui AAs, podem afetar a disponibilidade de locais adequados para os ninhos de aves que obrigatoriamente utilizam ocos como recurso, limitando a capacidade reprodutiva dessas espécies [9][10][11][12].

A maioria das espécies de psitacídeos nidifica em cavidades [13]. Portanto, o comportamento de *A. mellifera* pode interferir no nicho reprodutivo dessas aves e ser um fator determinante para o declínio de suas populações. São várias as evidências da influência negativa das abelhas exóticas invasoras, as quais podem expulsar psitacídeos de locais de nidificação, provocar sua morte e interferir no sucesso reprodutivo das aves. Em estudo realizado no México e Guatemala com populações de araras-vermelhas (*Ara macao*), verificou-se que as AAs ocuparam ninhos das aves, o que causou a falha no processo reprodutivo em três, de 41 ninhos [14]. Na Costa Rica, houve registro de matança de filhotes de araras-vermelhas, por AAs que atacaram o ninho dos psitacídeos localizado na mesma árvore [15].

Na Austrália, *A. mellifera* é manejada e utilizada como agente polinizador em plantações de canola. Quando essas plantas florescem, a explosão na oferta de alimento favorece a rápida reprodução e divisão das colônias de AAs, que enxameiam e se deslocam para o ambiente silvestre, ocupando cavidades de nidificação utilizadas por diferentes espécies de cacatuas-negras (*Calyptorhynchus baudinii*, *Calyptorhynchus latirostris* e *Calyptorhynchus banksii*), diminuindo a atividade reprodutiva dessas aves ou matando seus filhotes [16].

No Brasil, os efeitos da presença de AAs em cavidades utilizadas por araras-azuis-de-lear (*Anodorhynchus leari*) para nidificação foram avaliados. *A. leari* é um psitaciforme endêmico da Caatinga, ameaçado de extinção. As cavidades ocupadas por AAs eram significativamente mais altas do que aquelas ocupadas por araras, sugerindo que, na presença das AAs, as aves podem ser forçadas a se reproduzir em tocas localizadas na parte inferior dos paredões de arenito, tornando-as mais vulneráveis à predação ou caça [7].

A competição com espécies exóticas, como as AAs, é apontada como uma das ameaças à reintrodução de espécies de psitacídeos [17]. A ararinha-azul, *Cyanopsitta spixii* (Wagler, 1832), é uma espécie classificada como criticamente em perigo e enfrenta risco elevado de extinção na natureza [18]. A presença de AA foi considerada uma das causas

que, juntamente com a degradação do *habitat*, a caça e o tráfico, contribuíram para o declínio populacional de *C. spixii* [19].

Para avaliar o impacto causado pela invasão de AA e sua competição com a avifauna por nicho reprodutivo, foi desenvolvido um estudo no Refúgio de Vida Silvestre (RVS) e na Área de Proteção Ambiental (APA) da Ararinha Azul, unidades de conservação (UCs) criadas para propiciar a recuperação da ararinha-azul em ambiente natural [12]. Foram identificadas 111 árvores com 182 ocos, 10 ocupados por aves e 14 por abelhas. As colônias de abelhas estavam localizadas na mata ciliar das paisagens da planície aluvial, especificamente em caraibeiras (*Tabebuia aurea* [Silva Manso] Benth. & Hook.f. ex S.Moore).

Em janeiro de 2023, ararinhas-azuis reintroduzidas nas UCs da Ararinha Azul disputaram uma caixa-ninho com um casal de maracanãs (*Primolius maracana*). A disputa foi vencida pelo casal de maracanãs, que ocupou a caixa-ninho ofertada para aumentar a quantidade de locais adequados para a nidificação dos psitacídeos. Em seguida, um enxame de AAs ocupou a caixa-ninho, interrompendo a atividade reprodutiva das maracanãs. Na retirada do enxame foram visualizados dois ovos com embriões mortos, que não se desenvolveram devido ao abandono dos pais, causado pela interferência das abelhas (Camile Lugarini: citação pessoal, 2023).

Por essas razões, o Plano de Ação Nacional (PAN) para a Conservação da Ararinha Azul prevê a ação 4.7: "Realizar controle da espécie exótica invasora *A. mellifera* em potenciais ninhos de psitacídeos em ocos de árvores, principalmente na área de soltura da ararinha-azul" [20].

Com vistas a verificar a eficácia de tratamentos para controle dessas abelhas e aumentar a disponibilidade de cavidades, recurso reprodutivo para as ararinhas-azuis que foram reintroduzidas a partir de junho de 2022, os objetivos deste estudo foram: (1) realizar a busca de enxames ativos de AAs e levantar a densidade de colmeias nas planícies aluviais das UCs da Ararinha Azul; (2) utilizar diferentes tratamentos para controle das abelhas em áreas de nidificação de psitacídeos e avaliar sua eficácia com base em: reocupação dos ocos por enxames após os tratamentos, e presença de ninhos de maracanãs e ararinhas-azuis nas árvores controladas; e (3) indicar o melhor tratamento a ser empregado tendo em vista custos, logística, resíduos produzidos e ocupação pós-controle.

Material e Métodos

Área de estudo

As UCs da Ararinha Azul estão localizadas na porção da Caatinga ao sul do trecho submédio rio São Francisco, abrangendo áreas dos municípios de Curaçá (cerca de 90% da área das UCs) e Juazeiro, localizados na ecorregião da Depressão Sertaneja Meridional, onde o clima quente e semiárido predomina [21] (Figura 1).

A área é caracterizada por apresentar forte escassez hídrica, decorrente dos baixos índices de precipitação pluviométrica, distribuição irregular das chuvas, baixa nebulosidade e forte insolação. A temperatura média anual para as UCs é de 26°C e a precipitação anual corresponde a aproximadamente 425 mm em média, concentrando-se no período chuvoso que ocorre nos meses mais quentes, entre novembro e abril, com pico no mês de março [22].

A região apresenta três padrões de fisionomia vegetal que são: formação arbustivo-arbórea aberta a esparsa, formação arbustiva densa e formação arbórea aberta a fechada; e as paisagens se diferenciam em quatro grupos principais: Caatinga de pediplanos, Caatinga de pavimentos desérticos, ambientes de Caatinga de rios secos e Caatinga de terrenos residuais. Nos ambientes de Caatinga de rios e riachos secos, o gradiente de umidade favorece uma densa cobertura vegetal e árvores de grande porte, como as caraibeiras (*T. aurea*), podem ser encontradas ao longo do rio Curaçá e seus principais afluentes [23].

CC BY NC ND

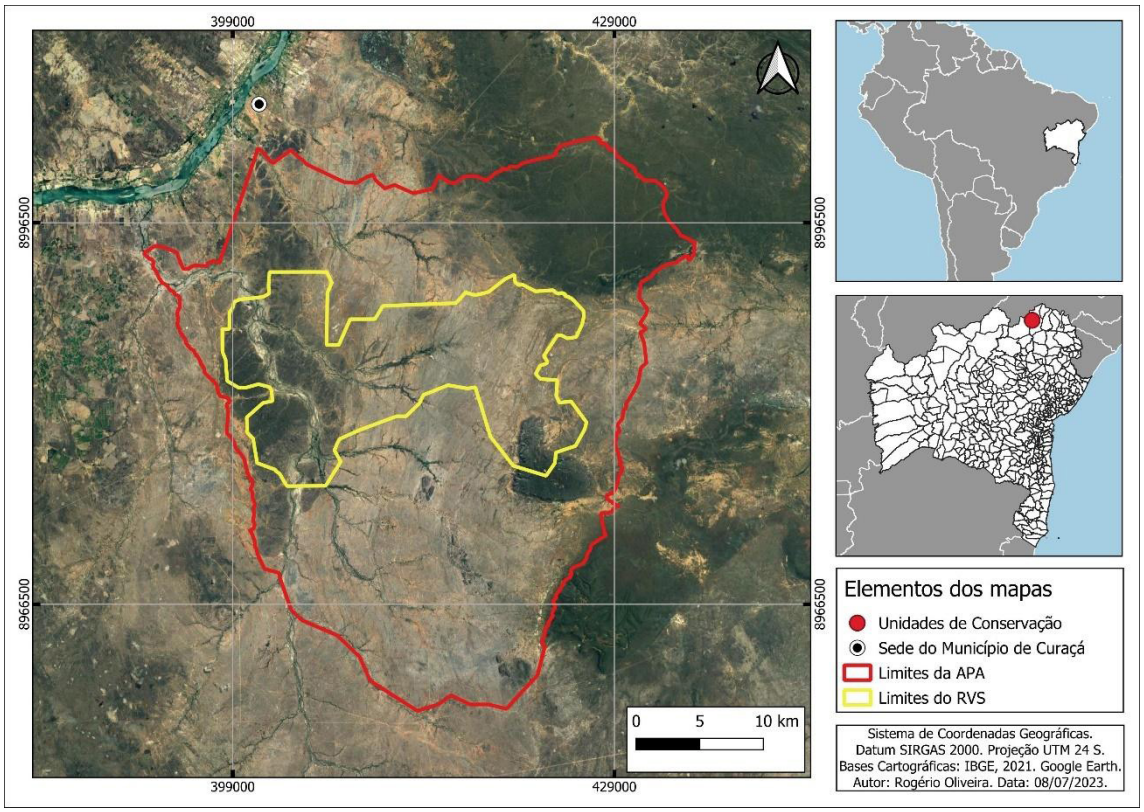


Figura 1 – Unidades de conservação da Ararinha Azul na região centro-norte da Bahia (APA = Área de Proteção Ambiental; RVS = Refúgio de Vida Silvestre). Fonte: elaborado pelo autor, 2023.

As caraibeiras são capazes de oferecer abrigos em cavidades a diferentes espécies de animais e tiveram importância fundamental para a reprodução das ararinhas-azuis no passado [20]. Atualmente, a maracanã, espécie que compartilha o mesmo *habitat* da ararinha-azul na região, utiliza especialmente a caraibeira para nidificar em seus ocos [24]. As matas de galeria de *T. aurea* são descritas como o provável único *habitat* onde *C. spixii* ocorreu [19][20].

Áreas de amostragem

A seleção das áreas foi realizada de acordo com o estudo de Nascimento e colaboradores [12], que identificou as matas de caraibeiras nos ambientes de riachos temporários como áreas prioritárias para o manejo de AAs.

Com o objetivo de realizar o levantamento de árvores ocupadas por colmeias de *A. mellifera* na área das UCs da Ararinha Azul, foram percorridos no total 24 transectos ou unidades amostrais, em 33 expedições realizadas nos meses de abril de 2022 a junho de 2023.

Em cada área, os transectos foram divididos a partir de um centróide em dois sítios (A e B), que foram percorridos separadamente (Figura 2). O esforço foi de aproximadamente 5 km a cada dia, por dois dias consecutivos a cada semana, totalizando aproximadamente 120 km em transectos, ao longo dos riachos temporários nas UCs da Ararinha Azul.

Para o cálculo da área percorrida, tomou-se por base o estudo de Juniper e Yamashita [19], no qual os autores verificaram que a máxima distância média das caraibeiras para o canal dos cursos de água foi de 17,6 m, em riachos que excediam 8 m de largura. Baseando-se nisso, foi estimado que uma largura aproximada de 40 m para os transectos cobriria a área onde se encontram a maioria das caraibeiras e tal medida foi empregada para o cálculo da área percorrida no levantamento. Em seguida, foi estimada a densidade média de colmeias nas UCs, calculada pelo número de enxames ativos por área em quilômetros quadrados de cada unidade amostral.

Em julho de 2022 deu-se início aos tratamentos para o controle de AAs nas UCs da Ararinha Azul. As expedições para levantamento de árvores ocupadas por *A. mellifera* foram retomadas a partir de novembro de 2022, quando os transectos passaram a ser percorridos novamente para verificação da situação, pós-tratamentos, das árvores anteriormente ocupadas pelas abelhas exóticas e para levantamento de novas ocupações.

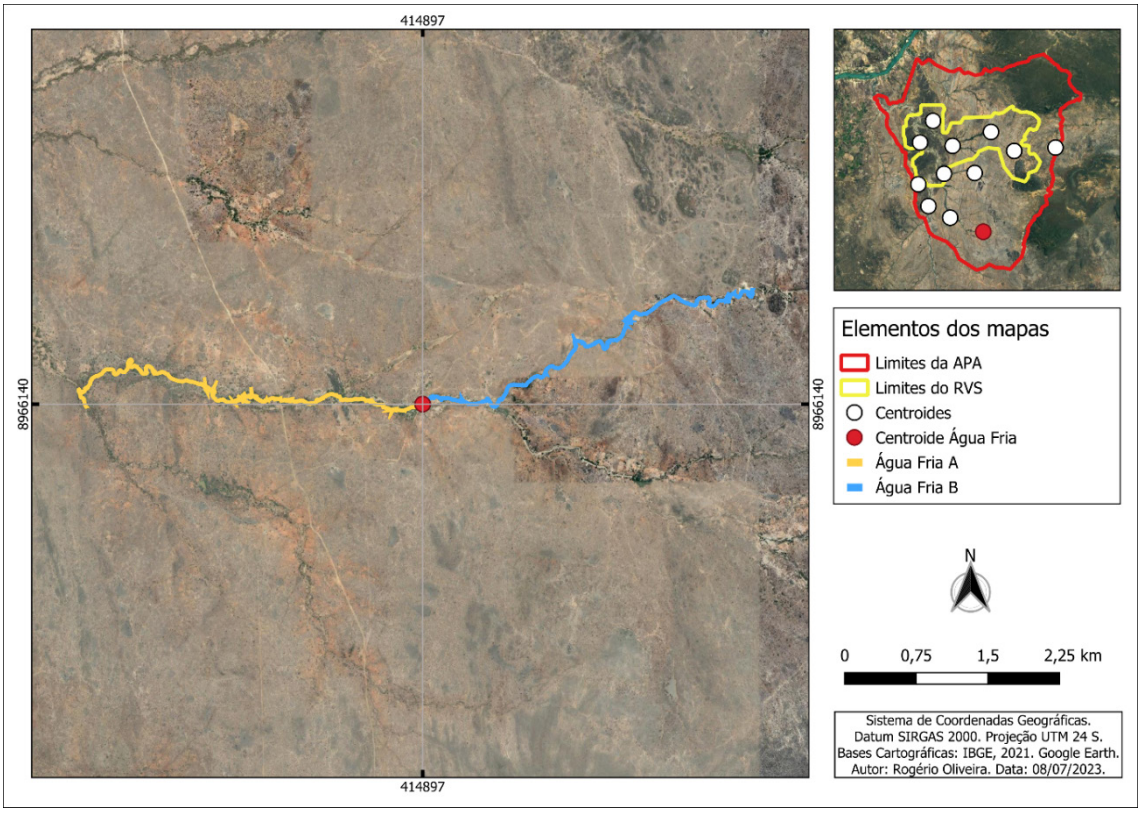


Figura 2 – Divisão do transecto em unidades amostrais (Sítio $_A$ e Sítio $_B$) a partir de um centroide. UCs da Ararinha Azul: APA = Área de Proteção Ambiental e RVS = Refúgio de Vida Silvestre. Programas Avenza Maps® (4.2.2) e QGIS® (3.30.3). Fonte: elaborado pelo autor, 2023.

Identificação de ocos ocupados por abelhas africanizadas

A identificação dos ocos existentes em árvores com a presença de colmeias ativas de *A. mellifera* foi realizada por observação direta com binóculos 8 x 46 mm (Figura 3).

As árvores com enxames ativos receberam uma placa de identificação de alumínio com numeração única e foram acompanhadas quanto à sua ocupação. Foram coletadas variáveis (altura, diâmetro à altura do peito, espécie, viva ou morta, isolada ou agrupada) para a caracterização dessas árvores. A altura das árvores e algumas das cavidades foram mensuradas com o uso de um clinômetro digital *Haglöf*. A circunferência à altura do peito (CAP) e a altura dos ocos foram aferidas com o auxílio de trena. A orientação da entrada dos ocos foi determinada por meio de uma bússola.

Não foram realizadas mensurações quando houve riscos de ataque à equipe por AA, em situações nas quais as abelhas se encontravam agitadas e as colmeias se localizavam em alturas abaixo de três metros, relativamente próximas ao observador. Nesses casos, a coleta das variáveis das árvores foi realizada somente após o tratamento da cavidade e remoção das abelhas. Observou-se também se os ocos já foram utilizados anteriormente para nidificação das maracanãs, com base nos dados de monitoramento reprodutivo realizado em estações reprodutivas de 2017 a 2020.



Figura 3 – Levantamento de árvores ocupadas por colmeias, na área das UCs da Ararinha Azul, no período de abril de 2022 a junho de 2023. Fonte: Rogério Oliveira, 2023.

Tratamentos

Os tratamentos (Anexo A) foram aplicados em árvores com ocos que poderiam ou não ser potencialmente ocupados por psitacídeos, conforme abaixo:

I. T_1 – Eliminação por dióxido de carbono, técnica utilizada pelo Corpo de Bombeiros de Juazeiro quando há risco de vida relacionado ao enxameamento de abelhas na área urbana. Após a aplicação do dióxido de carbono foram removidos os resíduos da colmeia e abelhas mortas [25]. Em seguida foi utilizada água sanitária no interior do oco, devido ao seu efeito repelente [26];

II. T_2 – Permetrina [27] aplicada diretamente no oco: tratamento recomendado para dissuadir AA, o qual teve sucesso no recrutamento da arara-azul-de-lear [7]. Foram utilizados aproximadamente 500 mL a 1,5 L por oco, na concentração de 3,49% (100 mL de Permetrina Fersol 384 CE® para 1 L de água). Em momento posterior ao tratamento, quando não houve movimentação na colônia, os restos de favos e abelhas mortas foram removidos e os ocos, tamponados;

III. T_3 – Fipronil (30 mL de Fipronil Fersol 25 CE® para 1 L de água, na concentração de 0,072%) na entrada e dentro da cavidade para remover e impedir a reocupação em longo prazo das AAs [7], seguido de tamponamento;

IV. O grupo controle consistiu no monitoramento de ocos ocupados por enxames ativos de AA e que não receberam nenhum dos tratamentos anteriores.

Após a aplicação dos tratamentos os ocos foram tamponados com bloco de espuma (23 cm x 13 cm x 8 cm) ou estopa de algodão para evitar a reincidência de ocupação pelas abelhas. Os ocos foram abertos a partir de dezembro de 2022, durante o período reprodutivo das maracanãs.

Foram controladas 45 árvores para a remoção das colmeias de *A. mellifera*, da seguinte forma: 23 unidades amostrais com aplicações dos tratamentos T_1 a T_3 e uma unidade que permaneceu como grupo controle (Figura 4).

Quando houve persistência das colmeias nas cavidades tratadas e tamponadas, foi realizada uma segunda aplicação do tratamento. A remoção das abelhas após uma única aplicação, a retirada somente após a segunda aplicação do tratamento, assim como a persistência da colmeia após a repetição ou a reocupação do oco por abelhas, foram critérios utilizados para avaliar a eficácia dos tratamentos utilizados.

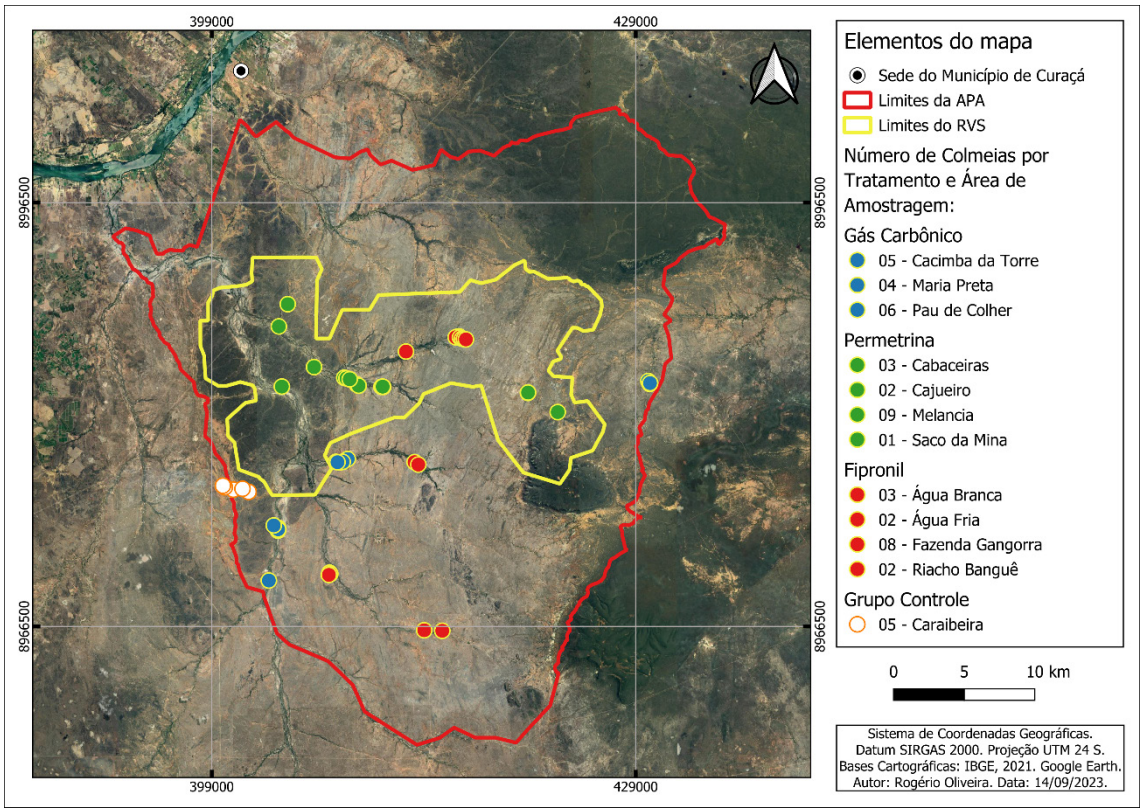


Figura 4 – Número de colmeias por tratamentos e áreas de amostragem nas UCs da Ararinha Azul, no período de abril de 2022 a junho de 2023. Fonte: organizado pelo autor, 2023.

Todos os tratamentos foram aplicados antes e durante o período reprodutivo das aves (abril de 2022 a junho de 2023). Para tanto, utilizou-se trajes de apicultura (equipamento de proteção individual – EPI), escada ou ascensão vertical e fumigador (Figura 5).

Os pesquisadores detinham as seguintes autorizações: Autorização Direta 001/2020 para controle de abelhas nativas (*Trigona fuscipennis* e *T. spinipes*) no RVS e na APA da Ararinha Azul e de controle de AA (Autorização para Manejo de Espécie Exótica Invasora em Unidade de Conservação Federal 003/2020, com validade até 31/12/2024). Além disso, o projeto está respaldado pelo SISBIO (Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade), sob o número 79010.

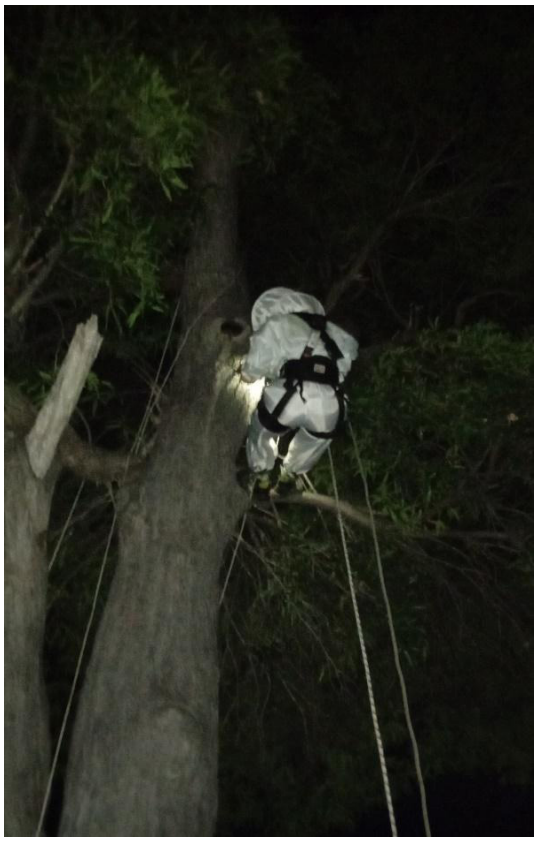


Figura 5 – Aplicação dos tratamentos em cavidades ocupadas por colmeias de AA, na área das UCs da Ararinha Azul, no período de julho de 2022 a junho de 2023. Fonte: Rogério Oliveira, 2023.

Caixas-isca

Caixas-isca para a captura de enxames foram empregadas com o objetivo de oferecer um local alternativo para as abelhas se instalarem, na caixa, ao invés de ocuparem os ocos das árvores, facilitando a remoção dos enxames para fora do território das UCs, sem a necessidade de utilizar tratamentos para o controle das colmeias.

Foram distribuídas apenas três caixas-iscas de papelão (52 cm x 20 cm x 26 cm, com a abertura da caixa medindo 4 cm x 2 cm), envoltas em plástico encerado e contendo quadros de madeira com cera alveolada. Foram posicionadas à sombra, em alturas entre 2 m e 3 m, nas unidades amostrais da Gangorra (n = 3), duas em árvores adjacentes a uma árvore controlada, e outra caixa-isca próxima aos aviários.

Reamostragem pós-tratamento

Ocupação das cavidades por psitacídeos

A reamostragem foi feita por um período de seis meses: de novembro de 2022 a abril de 2023, período de atividade reprodutiva da maioria das aves na Caatinga [28].

As árvores nas unidades amostrais foram observadas em solo com auxílio de binóculos de 8 × 46 mm e por arboricultura (ascensão vertical).

O período de acasalamento, postura de ovos e incubação vai de novembro a janeiro, podendo variar de acordo com a ocorrência das chuvas. Os potenciais ninhos foram identificados a partir de dezembro de 2022, após a abertura dos ocos e, posteriormente, nos períodos de nascimento e crescimento dos filhotes (a partir de janeiro).

Considerou-se:

I. ninhos ativos, nas cavidades onde foi registrada a presença de um casal de maracanãs ou outra espécie de ave ou movimentos como coorte (oferta de alimento regurgitado ao parceiro, limpeza e aproximação mútuas, entre outros), cópula, permanência na porta do ninho, defesa de território com adultos sobrevoando, seguida de vocalização agonística após perturbação (presença humana) ou quando denotada a saída de indivíduos do oco;

II. sucesso reprodutivo, determinado acessando internamente cada ninho ativo (utilizando a técnica de arboricultura) para registrar a presença de ovos e filhotes [29];

III. reprodução bem-sucedida, quando pelo menos um filhote foi observado no final de seu estágio de desenvolvimento (~60 dias de desenvolvimento, com penas de crescimento [30]; e ~90 dias para ararinhas-azuis) na entrada do ninho.

Essas métricas permitiram identificar as cavidades (ocupadas por AAs antes do tratamento), e, posteriormente, ocupadas por novos pares reprodutores (ou seja, recrutamento).

Ocupação das cavidades por Apis mellifera

A reincidência de enxameamento das abelhas após o controle foi verificada, em todos os tratamentos, durante o período reprodutivo das aves e estendeu-se até junho de 2023.

Análise e estatística

Para analisar se a abundância mensal de AA variou ao longo do tempo em relação aos valores de precipitação e temperatura, foi utilizado o Coeficiente de Correlação de Pearson.

A correlação foi analisada através do software BioEstat® (5.3). Os valores de temperatura e precipitação pluviométricos utilizados foram os disponíveis no portal do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para a estação meteorológica mais próxima das UCs, do período de 1991 a 2020 [22][31]. O teste t de Student foi empregado para verificar se houve diferença estatística significante entre a densidade de colmeias de AA encontradas nos períodos de estiagem e de chuvas.

Para comparar os métodos empregados no controle de abelhas com relação à reincidência de enxameamento e ocupação após os tratamentos, foi empregado o teste de Kruskal-Wallis por meio do programa Past® (4.13). Quando houve diferença estatística, foi empregado o teste de Dunn para verificar entre quais amostras dos tratamentos havia contraste.

Realizou-se a comparação dos quatro tratamentos independentes, que foram mensurados de forma ordinal em níveis de efetividade. De T_1 a T_3, foram considerados: (1) a eficácia do controle na primeira aplicação; (2) o tratamento eficaz somente após a segunda aplicação; (3) a reocupação por abelhas; e (4) a persistência da colmeia mesmo após repetição do tratamento.

Em relação ao grupo controle, níveis equivalentes de efetividade foram considerados, como se segue: (1) se o enxame deixou a cavidade de forma natural, sem a aplicação de substâncias; (2) não se aplica ao grupo controle; (3) se houve reocupação por abelhas; e (4) se houve permanência da colmeia durante o estudo. Para verificar se houve diferença estatisticamente significativa entre as amostras, foi considerado um valor-p menor ou igual ao nível de significância de 0,05.

Além disso, análises descritivas dos efeitos residuais e da logística necessária para cada produto utilizado na aplicação dos tratamentos foram realizadas, para indicação do melhor tratamento a ser utilizado em longo prazo.

Resultados

Levantamento de árvores ocupadas por colmeias de abelhas africanizadas

Foram identificadas 178 cavidades ocupadas por enxames ativos de AAs, em 165 árvores. Dentre estas árvores, 13 encontravam-se ocupadas por duas colmeias de *A. mellifera* (Figura 6).

CC BY NC ND

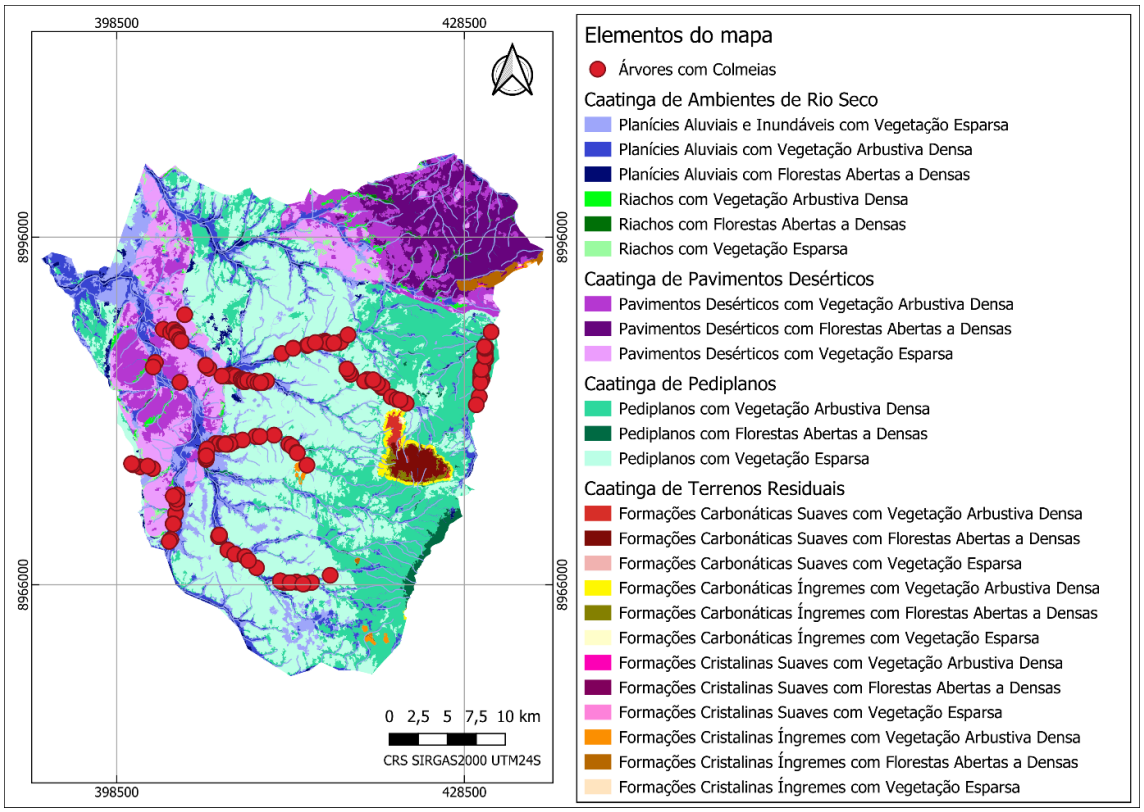


Figura 6 – Árvores com colmeias de AA levantadas nas planícies aluviais das UCs da Ararinha Azul, no período de abril de 2022 a junho de 2023. Fonte: adaptado de Cavalcanti *et al.* (2020).

O maior e os menores números de enxames foram identificados nas unidades amostrais da Melancia $_{A}$ (n = 19), Caraibeira $_{B}$ (n = 1) e Saco da Mina $_{B}$ (n = 1), respectivamente.

Nas unidades amostrais denominadas nesse trabalho como Fazenda Gangorra, que englobam a área do recinto de soltura das ararinhas-azuis, foram identificadas 19 colmeias ativas de AA (Figura 7).

Em 20 das árvores com colmeias de *A. mellifera*, foi registrada a presença simultânea de abelhas nativas sem ferrão: *Trigona* aff. *fuscipennis* Friese, 1900 (n = 12), *Melipona (Melipona) mandacaia* Smith, 1863 (n = 7), *Frieseomelitta doederleini* (Friese, 1900) (n = 6) e *Plebeia flavocincta* (Cockerell, 1912) (n = 1). Os tratamentos foram utilizados preferencialmente em árvores sem ninhos de abelhas nativas e a sua aplicação foi realizada de forma criteriosa, dentro da cavidade, para que os agentes químicos não afetassem as abelhas nativas. O impacto do controle sobre as populações de abelhas nativas foi analisado em outro estudo, que não demonstrou variação significativa para a riqueza e nem para o número de ninhos antes e após cada tratamento [32]. Ninhos de outras três espécies (*Trigona spinipes* (Fabricius, 1793), *Nannotrigona testaceicornis* (Lepeletier, 1836) e *Melipona (Melipona) quadrifasciata anthidioides* Lepeletier, 1836) foram observados durante o percurso dos transectos em outras árvores não ocupadas por AA.

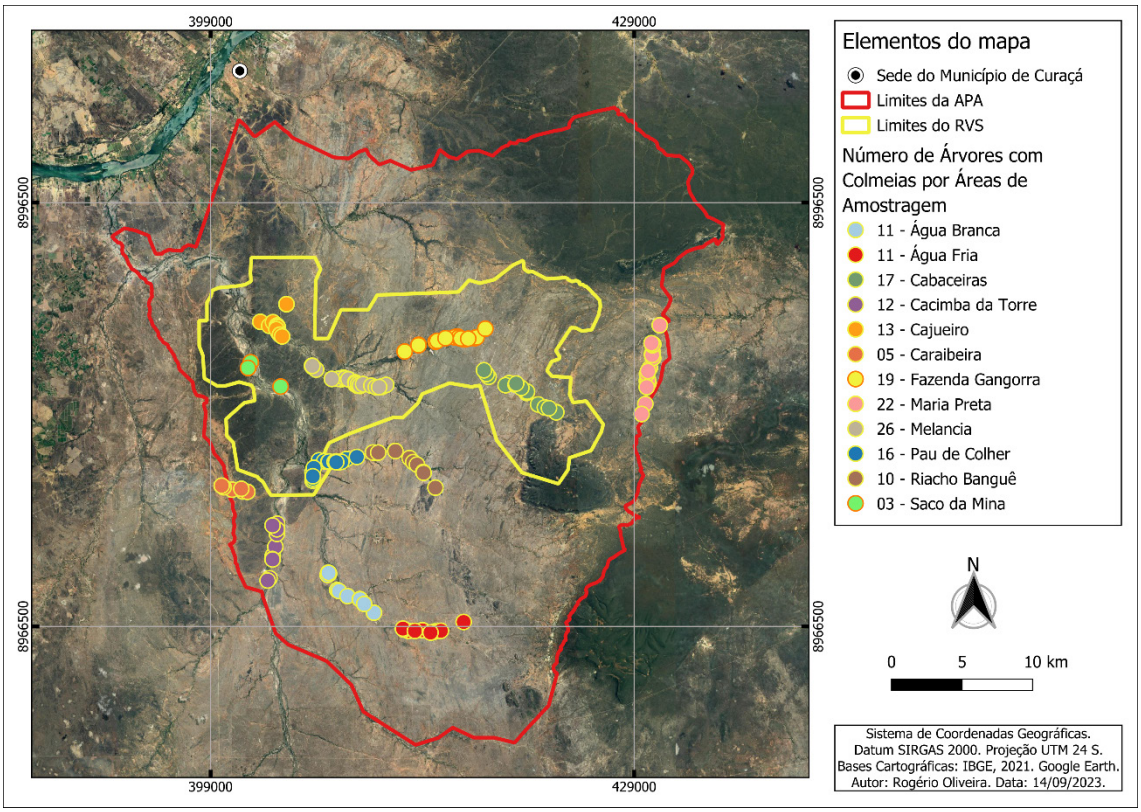


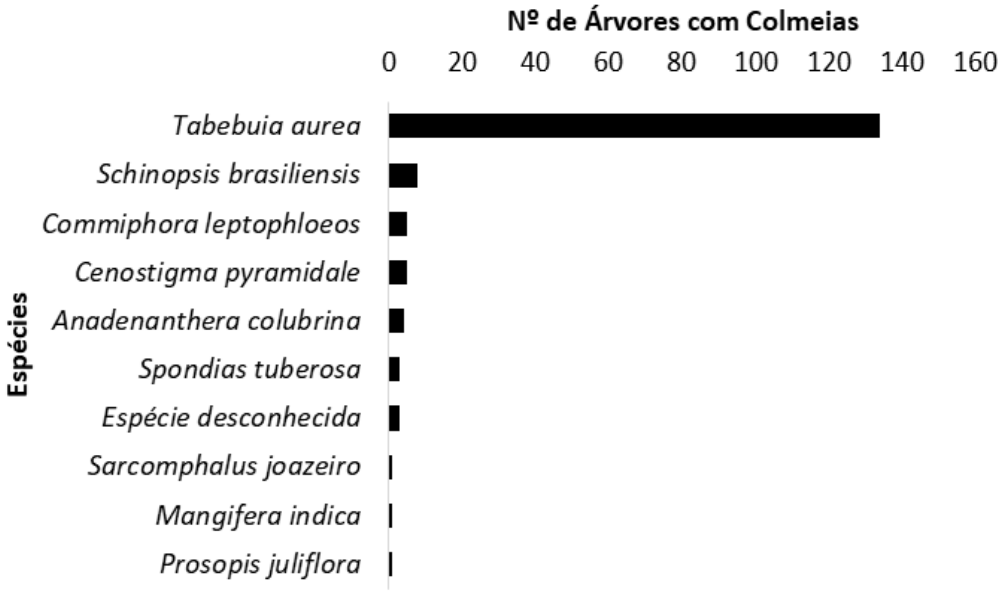
Figura 7 – Número de árvores com colmeias por área de amostragem nas UCs da Ararinha Azul, no período de abril de 2022 a junho de 2023. Fonte: organizado pelo autor, 2023.

Dentre as espécies de árvores ocupadas por *A. mellifera* (n = 165), a maioria foi *T. aurea* (n = 134) totalizando 81,21% das árvores (Gráfico 1). Apenas três dentre as caraibeiras levantadas eram espécimes mortos.

Foram ainda encontradas colmeias em: *Schinopsis brasiliensis* Engl. (Baraúna, n = 8; 4,84%), *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J.B.Gillett (Umburana-de-cambão, n = 5; 3,03%), *Cenostigma pyramidale* (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis (Catingueira, n = 5; 3,03%), *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan (Angico, n = 4; 2,42 %) e *Spondias tuberosa* Arruda (Umbuzeiro, n = 3; 1,81%).

Sarcomphalus joazeiro (Mart.) Hauenschild (Juazeiro, n = 1), *Mangifera indica* L. (Mangueira, n = 1) e *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. (Algaroba, n = 1) representaram cada uma, 0,60% das espécies colonizadas por *A. mellifera*. Do total de colmeias, três (n = 3; 1,81%) encontravam-se em troncos de árvores mortas de espécies não identificadas.

Gráfico 1 – Distribuição do número de árvores com colmeias de abelhas africanizadas por espécie vegetal na Área de Proteção Ambiental e no Refúgio de Vida Silvestre da Ararinha Azul, no período de abril de 2022 a junho de 2023.

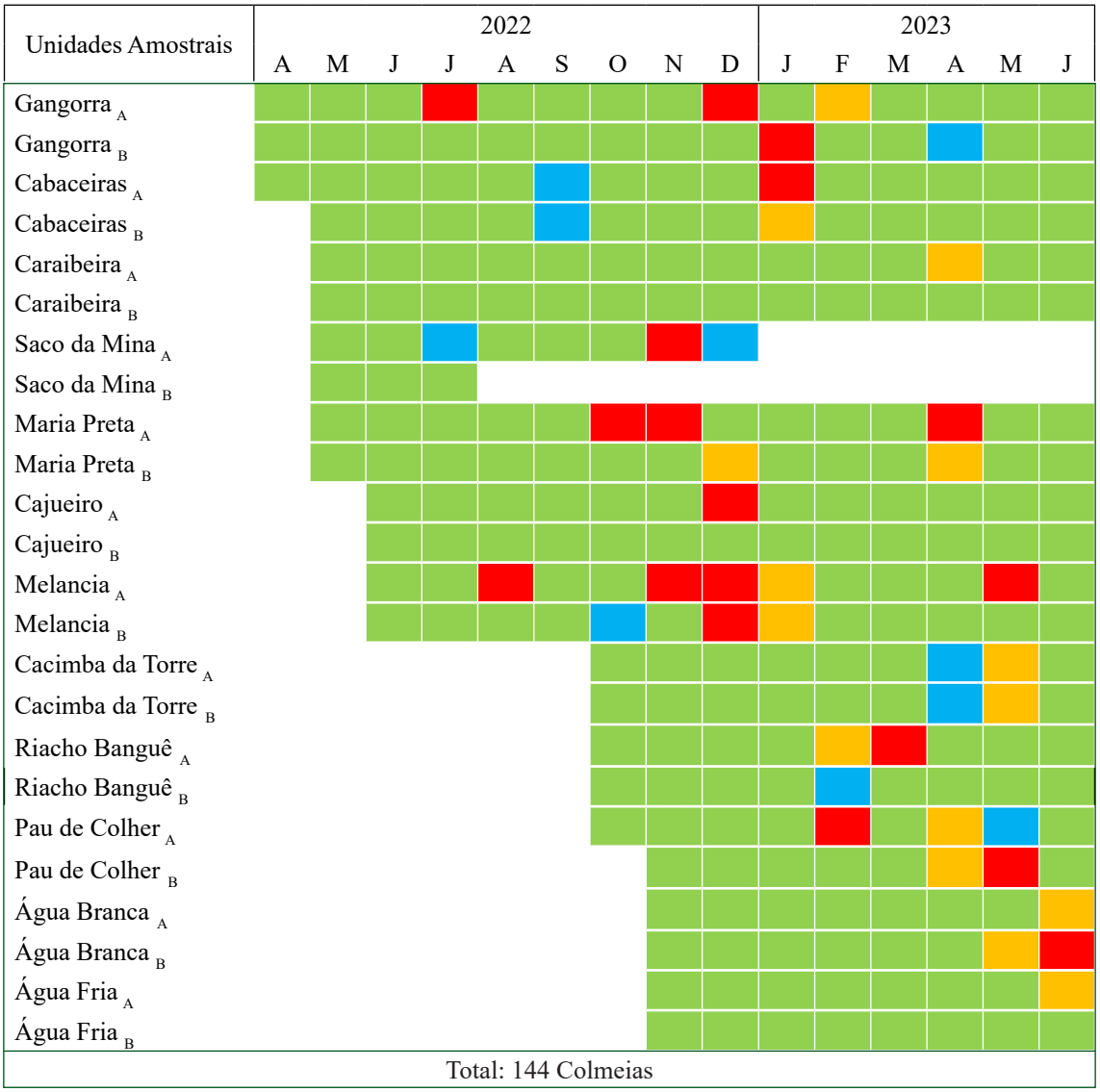


Fonte: organizado pelo autor, 2023.

Variação temporal do número de colmeias das abelhas africanizadas

Em quatro das unidades amostrais não houve alteração do número de enxames ao longo do período de estudo. Em duas unidades houve apenas incremento de novos enxames. Nas demais unidades (n = 18), houve o incremento do número de colônias ou perda de alguma colmeia levantada em expedição anterior. As colmeias previamente levantadas que não foram mais encontradas em expedições posteriores (n = 34; 19,10%) foram consideradas colmeias transitórias. As colônias estabelecidas representaram 80,89% (n = 144) do total de colmeias (Gráfico 2).

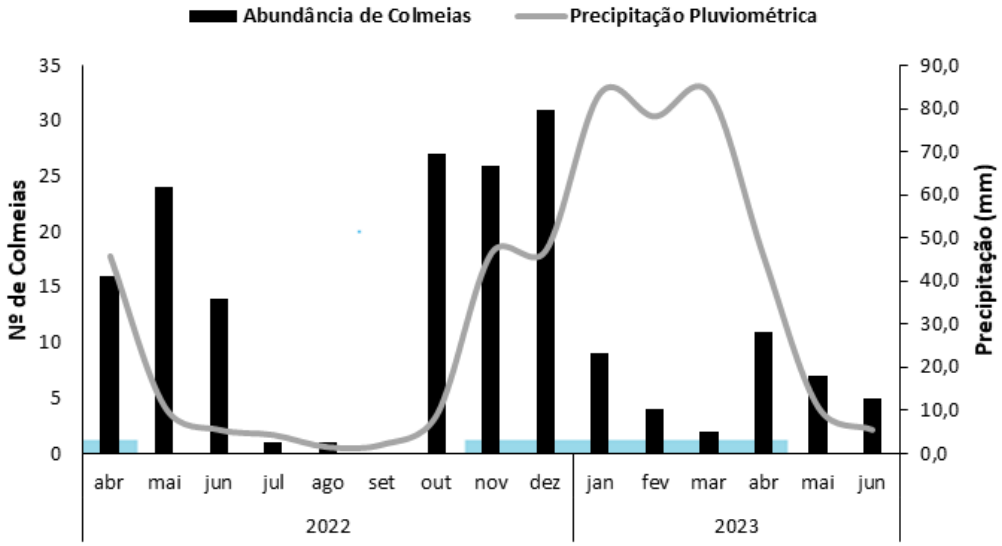
Gráfico 2 – Ordenação seriada em matriz de presença e ausência da variação do número de colmeias por unidade amostral na Área de Proteção Ambiental e no Refúgio de Vida Silvestre da Ararinha Azul, no período de abril de 2022 a junho de 2023.



Legenda: Quadrados verdes representam a presença de colmeias, a partir do levantamento inicial. Quadrados vermelhos, representam o incremento de novos enxames. Quadrados laranja representam ambos, o acréscimo e a perda de colmeias. Quadrados azuis representam a perda de colônias anteriormente presentes. Quadrados em branco representam a ausência de colmeias. Fonte: organizado pelo autor, 2023.

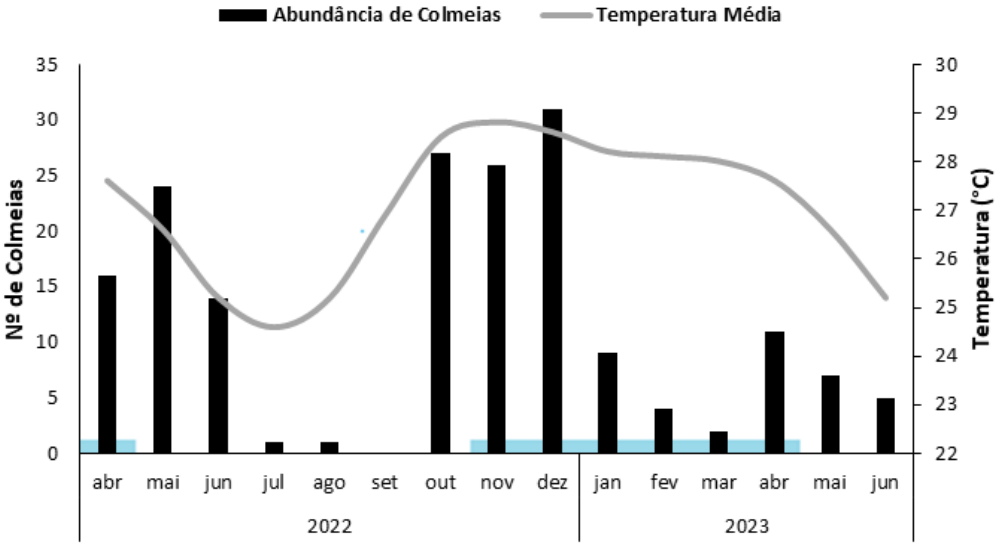
O pico no número de novas colmeias levantadas (n = 31) ocorreu no mês de dezembro de 2022. A maior variação ocorreu na unidade da Melancia $_{A}$, onde houve o incremento de 11 novas colônias de AA em curto intervalo de tempo após o início do período de chuvas na região, entre os meses de novembro e dezembro de 2022 (Gráficos 3 e 4).

Gráfico 3 – Variação mensal do número de colmeias e precipitação pluviométrica nas UCs da Ararinha Azul, no período de abril de 2022 a junho de 2023.



Observação: A barra azul representa os períodos historicamente chuvosos na Caatinga. Fonte: dados de precipitação pluviométrica do Instituto Nacional de Meteorologia, 2022. Organizado pelo autor, 2023.

Gráfico 4 – Variação mensal do número de colmeias e temperatura média nas UCs da Ararinha Azul, no período de abril de 2022 a junho de 2023.



Observação: A barra azul representa os períodos historicamente chuvosos na Caatinga. Fonte: dados de temperatura média do Instituto Nacional de Meteorologia, 2022. Organizado pelo autor, 2023.

Nesse estudo, não houve correlação entre a precipitação pluviométrica e a abundância mensal de colmeias de *A. mellifera* (r Pearson = 0,0274, p = 0,9228). Entretanto, houve correlação entre a temperatura média e o número de colmeias encontradas (r Pearson = 0,5268, p = 0,0435) nas UCs da Ararinha Azul.

Densidade de colmeias das abelhas africanizadas

Foram encontradas 178 colmeias em uma área de 480 ha (4,8 km^2), revelando uma densidade média de 36,59 ± 22,42 colônias de AA por km^2.

O número total de enxames variou entre os períodos de estiagem (n = 79) e de ocorrência das chuvas na região (n = 99), resultando na modificação da densidade de colônias de *A. mellifera* encontrada para as diferentes estações: período historicamente seco (16,45 colmeias/km^2) e chuvoso (20,62 colmeias/km^2). Apesar da diferença na densidade entre os períodos seco e chuvoso, o teste t de Student (t = -0,7638; GL = 13; p = 0,4586) demonstrou que esse resultado não é estatisticamente significativo.

Controle de abelhas africanizadas e monitoramento pós-tratamento

Gás carbônico

Em relação ao tratamento com descargas de gás carbônico, quatro colmeias (26,66%; n = 15) necessitaram de reaplicação de T_1 devido à persistência das abelhas na ocupação das cavidades após a realização da primeira aplicação. Para essas quatro cavidades, T_1 foi reaplicado. No entanto, em três dessas árvores (20%; n = 15), as colmeias não foram controladas (Figura 8).

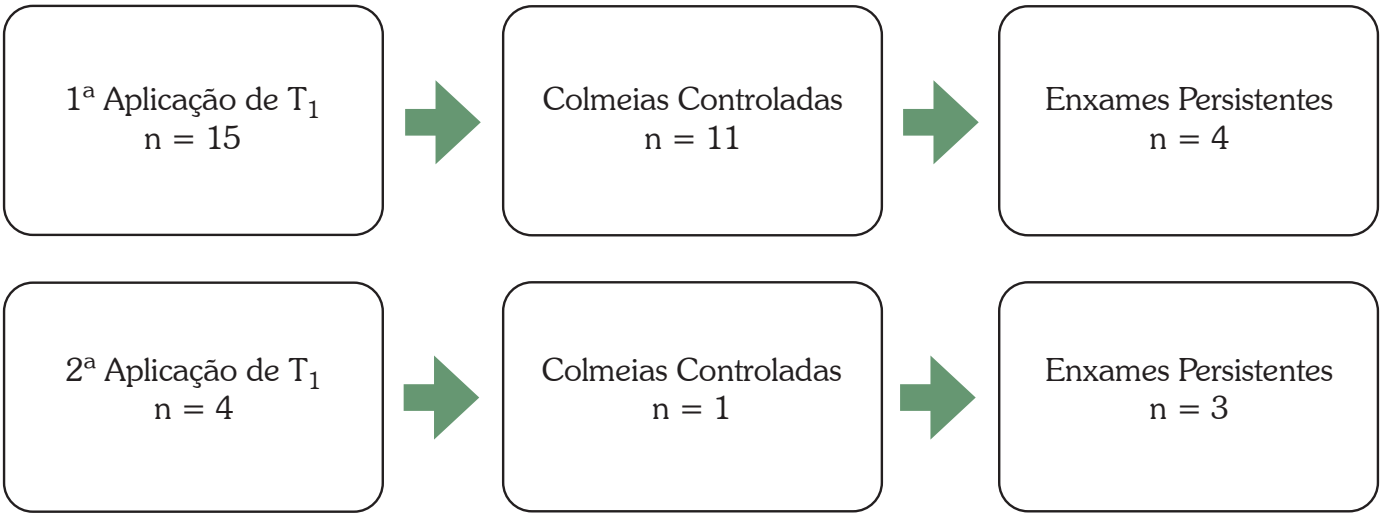


Figura 8 – Resultados do tratamento realizado com descargas de CO_2 nas UCs da Ararinha Azul, entre julho de 2022 e junho de 2023. Fonte: organizado pelo autor, 2023.

Após a repetição do controle, apesar de ter sido observada a diminuição da atividade e do número de abelhas no dia posterior, as colmeias permaneceram ativas. Além disso, em uma das árvores foi observado que um novo enxame ocupou a cavidade, oito dias após a segunda aplicação do controle com as descargas de CO_2.

Permetrina

Todas as colmeias tratadas com permetrina (n = 15) foram removidas na primeira aplicação (Figura 9). Uma caraibeira (6,66%) possuía duas colmeias ativas e após o tratamento de apenas um único oco com T_2, a colmeia da outra cavidade abandonou a árvore. A reocupação por abelhas, da cavidade não tratada foi observada 113 dias após a data de realização do controle.

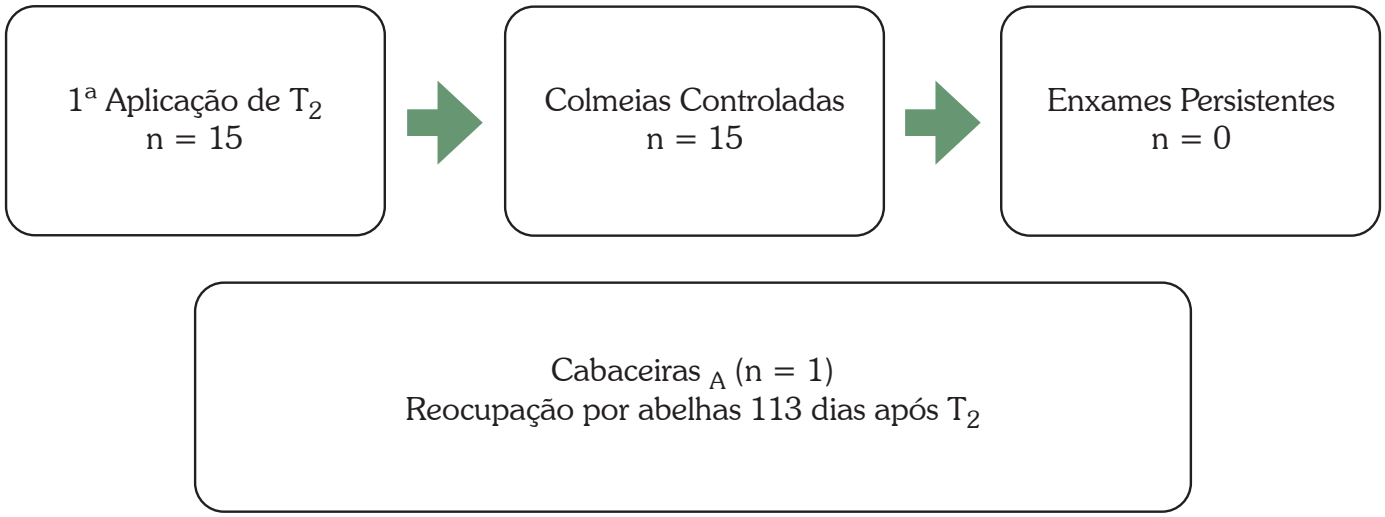


Figura 9 – Resultados do tratamento realizado com aplicações de permetrina nas UCs da Ararinha Azul, entre julho de 2022 e junho de 2023. Fonte: organizado pelo autor, 2023.

Em outra unidade amostral, decorridos 154 dias do tratamento foram observados 18 espécimes de aratinga-de-testa-azul, *Thectocercus acuticaudatus* (Vieillot, 1818), empoleirados nesta caraibeira ocupando diversos ocos. No entanto, nenhum casal persistiu na ocupação da árvore e não houve atividade reprodutiva no local.

Após 56 dias do controle realizado com permetrina em uma árvore, um dos ocos foi acessado por técnica de arboricultura e no seu interior foram encontrados dois ovos de maracanã. Porém, não houve reprodução bem-sucedida, pois os ovos foram atingidos pela chuva e apodreceram dentro da cavidade.

Em uma terceira unidade amostral com T_2, na manhã seguinte ao dia do tratamento, foi observado um novo enxame de *A. mellifera* explorando e se acomodando na caraibeira tratada. Porém, o enxame não se estabeleceu e não foi mais encontrado no local na semana seguinte.

Fipronil

Onde houve a utilização do fipronil (n = 15), todas as colônias foram removidas na primeira aplicação (Figura 10). Em duas das caraibeiras tratadas com T_3 (13,33%) foram observadas reocupações por novas colmeias de AA, 134 e 11 dias, respectivamente, após a realização do primeiro controle.

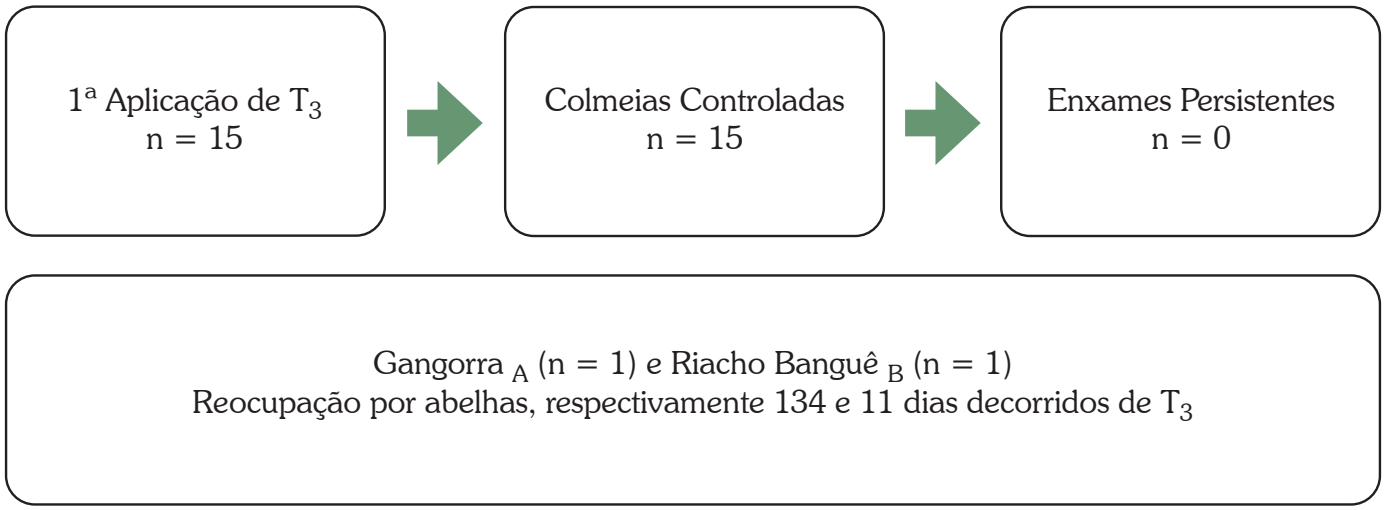


Figura 10 – Resultados do tratamento realizado com aplicações de fipronil nas UCs da Ararinha Azul, entre julho de 2022 e junho de 2023. Fonte: organizado pelo autor, 2023.

Decorridos 131 dias do controle realizado com fipronil em uma caraibeira, um dos ocos foi acessado através de ascensão vertical e nele foi encontrada uma "cama" preparada pelas maracanãs para a postura de ovos. Todavia, não houve sucesso reprodutivo nessa árvore, possivelmente, por abandono natural do local de nidificação, sem relação com as abelhas.

Outra caraibeira possuía duas colmeias. Devido a dificuldades em realizar a ascensão vertical para o controle da colmeia de cima, apenas o oco mais abaixo foi controlado com T_3. Decorridos 14 dias da realização desse controle, a segunda colmeia não foi mais encontrada na unidade amostral, havendo apenas resquícios de favos espalhados pelo local.

Grupo controle

As unidades amostrais da Caraibeira (n = 5) permaneceram como grupo controle e não receberam tratamento para a retirada das colmeias de AA. Durante o período de estudo, uma das colônias não foi mais encontrada, em abril de 2023.

Caixas-isca

De três caixas-isca para captura de abelhas que foram utilizadas neste estudo, uma foi ocupada por vespas (Hymenoptera, Vespidae). A caixa-isca instalada próxima aos aviários não foi ocupada.

Análise estatística da variação nos tratamentos

Quando se comparou apenas as aplicações de CO_2, permetrina e fipronil, o teste de Kruskal-Wallis indicou que não houve diferença estatística significativa entre esses três tratamentos (valor-p = 0,2702).

Ao adicionar o grupo controle à comparação, houve diferença estatística no teste de Kruskal-Wallis entre as amostras dos quatro tratamentos (valor-p = 0,001). O teste de Dunn foi utilizado para indicar as diferenças entre as comparações do grupo controle com os demais tratamentos (Tabela 1).

Tabela 1 – Diferenças entre as amostras dos tratamentos e o grupo controle comparadas pelo teste de Dunn.

Tratamentos	Grupo Controle
T_1	0,0063
T_2	0,0002
T_3	0,0006

Fonte: organizado pelo autor, 2023.

Discussão e Conclusões

Levantamento de colmeias das abelhas africanizadas

Neste estudo, realizou-se o levantamento de colmeias de AA nas UCs da Ararinha Azul como forma de verificar a competição entre abelhas e psitacídeos por cavidades utilizadas para nidificação. Encontramos ocos ocupados por *A. mellifera* principalmente em espécimes de *Tabebuia aurea* (81,21%), espécie vegetal de importância para a reprodução das ararinhas-azuis no passado [19] e maracanãs, no presente [20]. Além disso, cabe salientar que 7,87% dentre as 165 árvores encontradas com colmeias já abrigaram ninhos de maracanãs em estações reprodutivas anteriores.

Como agravante, a estação reprodutiva das aves na Caatinga coincide com o período de chuvas na região [33] e o esperado é que a maior abundância de abelhas ocorra após o aumento da precipitação pluviométrica, ainda no período chuvoso [34]. Decorrido algum tempo após o início das chuvas no semiárido, há o aumento da oferta de alimento proporcionando condições favoráveis para a reprodução rápida na colônia, de modo que o enxame pode se dividir ou partir em busca de um novo local para se estabelecer [35]. Desta forma, a enxameação pode coincidir com a época da estação reprodutiva das maracanãs e como há sobreposição de nicho entre aves que dependem de cavidades e AA [12], a existência de enxames em deslocamento pode levar a uma competição pela ocupação dos

ocos, impactando negativamente na reprodução dos psitacídeos.

A variação temporal observada na abundância das AAs não mostrou correlação com a precipitação pluviométrica na região. O período em que há maior abundância e diversidade de abelhas na Caatinga não é definido pela ocorrência de chuvas, mas sim pela oferta ou escassez de recursos florais [34].

Foi observada correlação direta significativa, entre o aumento da temperatura do ambiente e a abundância mensal de *A. mellifera*. A floração da maioria das espécies vegetais na região se inicia no mês de setembro, ainda na estação seca [36] e algumas espécies apresentam picos de floração entre novembro e março como resultado da interação das plantas com estresses de água, calor e irradiação solar [37]. Desta forma, a maior oferta de recursos florais na Caatinga está diretamente relacionada ao aumento da temperatura.

Apesar do esforço no levantamento de 178 cavidades ocupadas por abelhas, os 4,8 km^2 percorridos (0,40% do todo) nas planícies aluviais de riachos temporários representam pouco em relação às áreas do RVS (aproximadamente 290 km^2) e da APA da Ararinha Azul (810 km^2). Para o levantamento realizado no presente estudo, verificou-se uma densidade de 36,59 ± 22,42 colônias de AA por km^2.

Estudo realizado na Austrália avaliou que o impacto ecológico causado por colônias de *A. mellifera*, depende da densidade de sua população. Uma densidade que seja suficiente para polinizar monoculturas (a partir de 50 colônias por km^2, a depender do tipo de cultivo) pode ser considerada alta quando comparada ao necessário para as interações entre abelhas e flora silvestre. Altas densidades de colmeias de AA provavelmente levam à competição com outros visitantes florais e por oportunidade de nidificação em ocos com a fauna dependente de cavidades, principalmente em paisagens degradadas [38].

Controle de abelhas africanizadas

Controle de abelhas e ocupação de ninhos por psitacídeos

Após a realização do controle de abelhas, verificou-se a ocupação de ocos em árvores por dois pares de maracanãs. No primeiro caso, não houve sucesso reprodutivo e foi observada apenas a preparação da "cama" para a postura dos ovos. Em contrapartida, o segundo par reprodutor de maracanãs realizou a postura de dois ovos em uma cavidade antes ocupada por abelhas. Porém, os ovos não eclodiram. Além disso, em outra unidade amostral controlada, registrou-se a presença de 18 espécimes de aratinga-de-testa-azul ocupando diferentes ocos, porém não houve atividade reprodutiva. Em estudo precedente [39], houve a ocupação por casais de maracanãs em três das árvores que receberam tratamentos para controle de *A. mellifera* e, de forma semelhante, não houve sucesso reprodutivo. Cabe destacar que, em duas ocasiões, a atividade reprodutiva foi interrompida pela reincidência das abelhas.

A ausência de reprodução bem-sucedida de psitacídeos observada neste estudo, pode estar relacionada ao fato de que, em geral, psitacídeos de grande porte apresentam baixas taxas de reprodução, devido a posturas pequenas e baixa sobrevivência dos filhotes [40]. Além disso, fatores externos ao processo reprodutivo, como eventos estressantes, indisponibilidade de alimentos, doenças e predação podem prejudicar o processo reprodutivo, interrompendo-o de forma imediata e completa [41].

Reincidência de enxameamento pós-tratamentos

Três cavidades tratadas com descargas de gás carbônico persistiram sendo ocupadas por AAs, mesmo após a repetição da aplicação do tratamento. A permanência das abelhas, nesses casos, foi favorecida pela disposição da colmeia de forma compartimentalizada ao longo dos troncos, juntamente com orifícios de entrada pequenos que dificultaram com que os jatos de CO_2 atingissem toda a colônia de forma eficiente e, além disso, impediram a remoção manual das partes da colmeia (Figura 11).

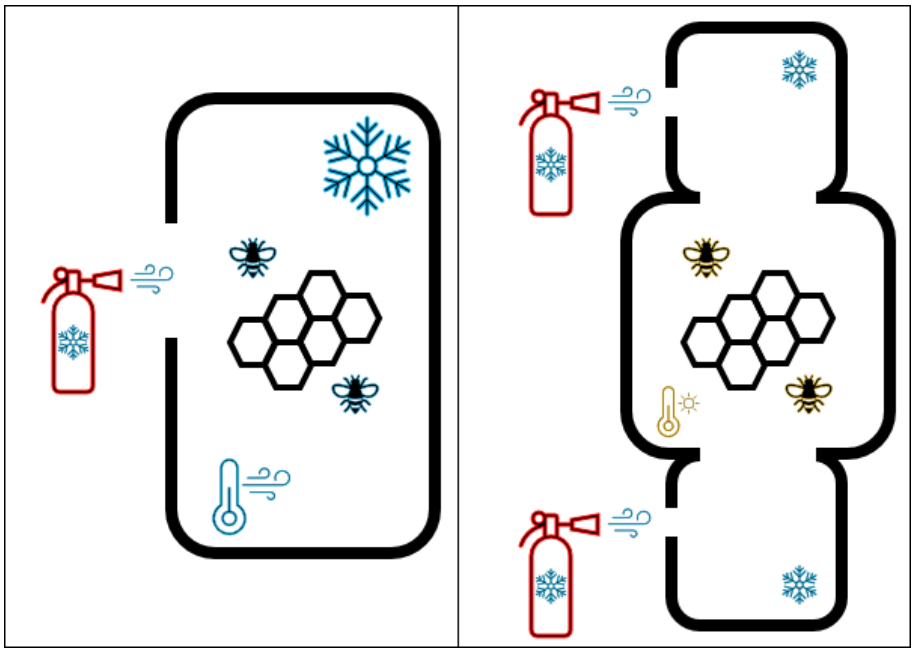


Figura 11 – Esquema representando a resposta satisfatória ou não à aplicação das descargas de CO_2, respectivamente, em cavidades não subdivididas e cavidades compartimentalizadas. Fonte: organizado pelo autor, 2023.

Em estudo anterior [39], os resultados sugeriram que ocos tratados com CO_2 foram mais suscetíveis à reocupação por enxames.

Em relação ao uso da permetrina, apenas uma unidade amostral foi reocupada por *A. mellifera* após a realização do controle, o que corrobora com a capacidade descrita para essa substância de dissuadir a ocupação por abelhas em locais tratados [27]. A meia-vida da permetrina é de 45,5 dias podendo variar a depender de fatores como umidade e temperatura [42].

Para o fipronil, foram observadas reocupações por abelhas em duas das unidades amostrais controladas. Portanto, o efeito repelente em longo prazo esperado para o fipronil, de acordo com o trabalho de Pacífico et al. (2020), não foi observado nesses casos.

A concentração de fipronil utilizada nesse estudo (0,072%) pode ter influenciado na persistência da substância no ambiente e na sua ação repelente. O tempo de meia-vida da substância no solo varia entre 122 e 128 dias em estudos de laboratório. Em estudos de campo, pode variar de 3 a 7,3 meses, embora uma meia-vida de 24 dias tenha sido relatada em um experimento de campo de algodão. A depender do teor de umidade do solo, a meia-vida pode aumentar de 68 dias a 60% da máxima capacidade de retenção de água do solo (MCRA) para 198 dias quando a umidade diminui para 15% MCRA [43].

É necessário testar o emprego do fipronil em outras concentrações que proporcionem o efeito repelente desejado. Todavia, é preciso cautela, pois a permanência dessas substâncias no ambiente pode ser prejudicial para outras espécies devido à sua toxicidade. O uso incorreto do fipronil foi apontado como um dos fatores responsáveis pela morte de quase meio bilhão de abelhas na região sul do Brasil entre o fim do ano de 2018 e início de 2019 [44].

Em junho de 2023 nas cidades de Sorriso, Sinop e Ipiranga do Norte/MT ocorreu a morte de mais de 100 milhões de AAs, por conta do uso irregular do agrotóxico Fipronil, pulverizado por aviões em uma fazenda produtora de algodão na região de Sorriso [45]. O impacto certamente foi maior, pois não foram contabilizadas as perdas em relação às abelhas nativas no ambiente silvestre também afetado.

Incremento do uso caixas-isca

Durante o período de estudo não houve a disponibilidade de caixas-iscas de papelão para serem distribuídas, de acordo com o plano de trabalho, em

todas as unidades amostrais controladas. Apenas três caixas-iscas foram utilizadas e somente uma caixa foi ocupada por vespas.

Em estudo realizado anteriormente na mesma área, Oliveira e colaboradores [39], utilizaram esse recurso para a captura de enxames transitórios e as caixas tiveram pouca ocupação por abelhas. Somente uma caixa-isca (5,88%; n = 17) foi ocupada por *A. mellifera*. A mesma encontrava-se próxima a uma árvore tratada com descargas de CO_2, cuja cavidade foi também reocupada [39].

Uma maneira de otimizar a ocupação das caixas-iscas é torná-las mais atraentes para as abelhas utilizando iscas de feromônio, aumentando a probabilidade de as caixas serem escolhidas, ao invés das cavidades nas árvores [27].

Diferenças entre tratamentos

Não houve diferença estatística significativa quando comparamos apenas os três tratamentos (aplicações de CO_2, permetrina e fipronil), sugerindo que os resultados observados para os métodos utilizados no controle de AA podem ser resultado de variações casuais entre os grupos comparados.

Ao adicionar o grupo controle à comparação, os resultados encontrados mostraram que o uso de aplicações de substâncias (gás carbônico, permetrina e fipronil) apresenta eficácia diferente para o controle das colmeias de AA, quando comparados ao método utilizado no grupo controle.

Tratamento a ser empregado nas UCs

O tratamento T_1 apresenta vantagem, pois não deixa resíduos no ambiente e não afeta outras espécies de abelhas nativas nas proximidades [25]. Embora T_1 tenha demonstrado menor eficácia, a presença das espécies nativas reforça a necessidade da utilização do método não químico dentro das UCs, visando a conservação da diversidade de abelhas e polinizadores da região.

Teoricamente, a desvantagem das descargas de gás carbônico seria a incapacidade de manter as abelhas afastadas das cavidades a longo prazo, a ausência do efeito repelente. Na prática, a utilização do dióxido de carbono apresentou obstáculos para ser realizada, pois emprega o uso de um extintor de 18,7 kg manuseado em alturas que ultrapassam 10 m. O transporte do cilindro de CO_2 juntamente com todos os equipamentos de ascensão vertical até uma unidade amostral distante, pelo leito arenoso dos riachos temporários, é um desafio de difícil superação. O tratamento com CO_2 foi considerado mais laborioso e custoso, visto a dificuldade para a sua realização e maior necessidade de reaplicações do tratamento.

Vale ressaltar que, para combater um incêndio, o gás carbônico atua principalmente por abafamento, reduzindo os níveis de oxigênio necessários para que possa ocorrer a combustão [46]. Ao utilizar o CO_2 em cavidades no interior de árvores, não se conhece a conformação interna dos seus troncos. O oco onde foi aplicada a descarga do gás pode, por exemplo, comunicar-se com outras cavidades que abrigam espécies de animais vertebrados, onde a elevação da concentração do dióxido de carbono poderia levá-los à morte por asfixia.

A permetrina é um inseticida não tóxico para aves, mas tóxico e repelente para AA [27]. Como observado neste estudo, o emprego da permetrina e do fipronil pode proporcionar um efeito repelente capaz de impedir a reocupação das cavidades por enxames de *A. mellifera* [7] e a aplicação dessas substâncias necessita apenas de um pulverizador manual, de uso simplificado no trabalho em altura. Porém, o uso indiscriminado do fipronil é o responsável pela morte ou desaparecimento de colônias de abelhas, indicando que essa substância deve ter o seu uso restrito ou proibido.

Em decorrência do uso incorreto em época de floração ou através de pulverização aérea, o fipronil atinge as populações de abelhas causando a morte dos insetos por hiperexcitação ou provocando o colapso das colônias por alterar o comportamento das abelhas, causando dificuldade de aprendizagem e desorientação, que afetam a navegação e o forrageamento [44]. A substância química permanece muito tempo no ambiente, é absorvida por todas as partes das plantas, penetra no solo e contamina as águas, prejudicando desde microrganismos a espécies de vertebrados, representando uma ameaça aos ecossistemas [47].

O uso do fipronil foi proibido em países como Vietnã, Uruguai e África do Sul após pesquisas comprovarem que a substância é altamente tóxica em mínimas quantidades e letal para as abelhas [48]. Desde 2004, o seu uso foi proibido na França e em vários países da Europa, por provocar a mortalidade de abelhas. Além disso, em 2017 o fipronil contaminou ovos na Holanda, Reino Unido e França, levando

ao sacrifício de milhões de galinhas no continente europeu [49].

Enquanto o mundo proíbe a comercialização de substâncias responsáveis pela mortalidade de abelhas, no Brasil elas continuam no mercado. Entretanto, os acidentes constantes têm provocado discussões e mudanças.

Santa Catarina foi o primeiro estado brasileiro a restringir o uso de fipronil. As pesquisas apontaram o fipronil, utilizado em plantações de soja, como o agente causador da morte de 50 milhões de abelhas em 2019 [50]. Em abril de 2023, foi sancionada lei no Estado de Goiás que proíbe a aplicação do agrotóxico fipronil próximo a propriedades que realizam atividade de apicultura [51].

Em diversos Estados brasileiros existem propostas em tramitação, para mudanças nas respectivas legislações estaduais que dispõem sobre a restrição do uso de fipronil (Paraná [Projeto de Lei 288/2022]; Rio Grande do Sul [Projeto de Lei 329/2021]; Minas Gerais [Projeto de Lei nº 623/2023]; e, Pernambuco [Projeto de Lei Ordinária 404/2023]), na tentativa de mitigar os casos de mortalidade de *A. mellifera*.

O Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), em dezembro de 2023, em razão de risco ambiental inaceitável às abelhas, suspendeu a aplicação de agrotóxicos à base de fipronil por meio de pulverização foliar visando a proteção aos insetos polinizadores até que a reavaliação do agrotóxico seja concluída pelo instituto [52].

Conclusões

As abelhas africanizadas estão presentes em grande quantidade ocupando principalmente as caraibeiras, o que sugere que possam interferir no sucesso reprodutivo da ararinha-azul reintroduzida, sendo necessário um esforço intensivo de controle da espécie nas UCs da Ararinha Azul.

Foram verificados somente dois ninhos ativos de maracanãs após o tratamento com fipronil (T_3) e permetrina (T_2), porém não houve reprodução bem-sucedida.

Somente os tratamentos com permetrina (T_2) e fipronil (T_3) se mostraram eficazes para remover as abelhas na primeira aplicação. Entretanto, houve reocupação de abelhas africanizadas no período do estudo.

O tratamento com CO_2 deverá ser empregado em situações específicas como, por exemplo, quando existam ninhos de abelhas nativas sem ferrão em uma árvore ocupada por abelhas africanizadas.

Considerando a toxicidade em relação às abelhas e as consequências dos acidentes com a utilização incorreta do fipronil, o seu emprego para o controle de *A. mellifera* dentro das UCs deve ser reavaliado.

O trabalho deve continuar. O aumento do esforço amostral permitirá a obtenção de dados essenciais para o incremento dos resultados obtidos nesse estudo e a utilização de caixas-iscas com feromônio sintético atrativo irá aumentar a taxa de ocupação das caixas, reduzindo o número de ninhos de aves colonizados por abelhas africanizadas invasoras.

Agradecimentos

Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa. Às comunidades, proprietários rurais e às equipes do Núcleo de Gestão Integrada (NGI – Juazeiro/BA), do Centro de Conservação e Manejo de Fauna da Caatinga (CEMAFAUNA – UNIVASF) e da BlueSky Caatinga pelo suporte. À Association for the Conservation of Threatened Parrots (ACTP) pelo acesso à propriedade privada e ao suporte oferecido.

Referências

1. Sampaio AB, Schmidt IB. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. Biodiversidade Brasileira - BioBrasil [Internet]. 2013 [cited 2023 June 21]; (2): 32-49. Available from: https://revistaeletronica.icmbio.gov.br/BioBR/article/view/351/362.

2. Garibaldi LA, Pérez-Méndez N, Cordeiro GD, Hughes A, Orr M, Alves-dos-Santos I et al. Negative impacts of dominance on bee communities: does the influence of invasive honey bees differ from native bees? Ecology, 2021; 102(12): e03526.

3. Oliveira ML, Cunha JA. Abelhas africanizadas *Apis mellifera scutellata* Lepeletier, 1836 (Hymenoptera: Apidae: Apinae) exploram recursos na floresta amazônica? Acta Amazonica, 2005; 35(3): 389-394.

4. Moritz RF, Härtel S, Neumann P. Global invasions of the western honey-bee (*Apis mellifera*) and the consequences for biodiversity. Ecoscience, 2005; 12(3): 289-301.

5. Melo MA. Efeito de *Apis mellifera* Linnaeus, 1758 (Hymenoptera, Apidae) sobre a utilização de fontes de pólen por *Melipona quadrifasciata* Lepeletier, 1836 (Hymenoptera, Apidae) na região de Viçosa/MG [tese]. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa; 2004. 59 f.

6. Santos AMM, Mendes EC. Abelha africanizada (*Apis mellifera* L.) em áreas urbanas no brasil: necessidade de monitoramento de risco de acidentes. Revista Sustinere, 2016; 4(1): 117-143.

7. Pacífico EC, Efstathion CA, Filadelfo T, Horsburgh R, Cunha RA, Paschotto FR et al. Experimental removal of invasive Africanized honey bees increased breeding population size of the endangered Lear's macaw. Wiley Online Library, 2020; 76(12): 4141-4149.

8. Oliveira PA, Sá MS, Melo HF, Melo AL, Cavalcante MC. Dinâmica de nidificação de *Apis mellifera* na Caatinga pernambucana: Chuvas e floradas apícolas influenciam no processo? Revista Verde, 2021; 16(1): 40-48.

9. Newton I. The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. Biological Conservation, 1994; 70(3): 265-276.

10. Sánchez S, Cuervo JJ, Moreno E. Suitable cavities as a scarce resource for both cavity and non-cavity nesting birds in managed temperate forests. A case study in the Iberian Peninsula. Ardeola, 2007; 54(2): 261-274.

11. Cockle KL, Martin K, Drever MC. Supply of tree-holes limits nest density of cavity-nesting birds in primary and logged subtropical Atlantic Forest. Biological Conservation, 2010, 143(11): 2851-2857.

12. Nascimento AFR, Silva ACRA, Araujo HFP, Lugarini C, Assis ECP. Sobreposição de nicho reprodutivo entre abelhas africanizadas e aves que se reproduzem em ocos no Refúgio de Vida Silvestre e Área de Proteção Ambiental da Ararinha Azul: implicações para o recrutamento de ninhos e conservação de psitacídeos. Anais do XII Seminário de Pesquisa e XIII Encontro de Iniciação Científica do ICMBio, 2021, Online. Brasília: ICMBio; 2021. P. 149.

13. Francisco LR. Resposta reprodutiva de psitacídeos neotropicais em cativeiro à retirada de ovos e filhotes [tese]. Curitiba: Universidade Federal do Paraná; 2012. 77 f.

14. Inigo-Elias EE. Ecology and breeding biology of the Scarlet Macaw (*Ara macao*) in the Usumacinta drainage basin of Mexico and Guatemala [tese]. Gainesville: University of Florida; 1996.

15. Vaughan C, Nemeth N, Marineros L. Ecology and management of natural and artificial Scarlet Macaw (*Ara macao*) nest cavities in Costa Rica. Ornitologia Neotropical 14; 2003. P. 381-396.

16. Johnstone RE, Kirkby T. Western Australian Museum [homepage na internet]. Black Cockatoo Research Project [acesso em 21 jun 2023]. Disponível em: https://museum.wa.gov.au/sites/default/files/Black%20Cockatoo%20Research%20Project%20-%20Final%20Report%202019%20DOH.pdf.

17. White Jr TH, Barros YM, Develey PF, Llerandi-Román IC, Monsegur-Riverad OA, Trujillo-Pinto AM. Improving reintroduction planning and implementation through quantitative SWOT analysis. Journal for Nature Conservation 28; 2015. P. 149-159.

18. Ministério do Meio Ambiente (Brasil). Portaria nº 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. Brasília: Diário Oficial da União. 2022 jun 8 [citado em 2023 jun 21]. P. 74.

19. Juniper AT, Yamashita C. The habitat and status of Spix's Macaw *Cyanopsitta spixii*. Bird Conservation International, 1991; 1(1): 1-9.

20. Barros YM, Soye I, Miyaki CY, Watson R, Crosta RL, Lugarini C. Plano de Ação Nacional para a Conservação da ararinha-azul: *Cyanopsitta spixii.* Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio; 2012. 140 p.

21. Velloso AL, Sampaio EVSB, Pareyn FGC. Ecorregiões propostas para o Bioma Caatinga. Resultados do Seminário de Planejamento Ecorregional da Caatinga; 28-30 novembro 2001; Aldeia. Recife: Associação Plantas do Nordeste; Instituto de Conservação Ambiental The Nature Conservancy do Brasil; 2002. 76 f.

22. Freitas LCS. Diagnóstico geoambiental das Unidades de Conservação da Ararinha Azul (*Cyanopsitta spixii*), Curaçá/BA [graduação]. Recife: Universidade Federal de Pernambuco; 2022.

23. Cavalcanti LCS, Rafael LM, Barbosa LCS, Braz AM, Ribeiro JR. Can landscape units map help the conservation of Spix's Macaw (*Cyanopsitta spixii*)? RA'EGA – O Espaço Geográfico em Análise, 2020; 8(2): 181-198.

24. Barnett JM, Silva CLG, Araujo HFP, Roos AL, Machado CG, Uejima AMK et al. The avifauna of Curaçá (Bahia): the last stronghold of Spix's Macaw. Revista Brasileira de Ornitologia, 2014; 22(2): 121-137.

25. Soares EMG, Souza APDB. Captura de abelhas: procedimento operacional com potencial de salvar vidas e garantir a preservação do meio ambiente [conclusão de curso]. Brasília: Corpo de Bombeiros Militar do Distrito Federal; 2020.

26. Amorim M, Andrade e Silva ACR, Lugarini C, Guerra É. Protocolo de controle e monitoramento de abelhas Africanizadas. Juazeiro: ICMBio; 2021.

28. Araujo HFP, Silva JMC. The avifauna of the Caatinga: biogeography, ecology, and conservation. In: Caatinga. Springer; 2017. P. 181-210.

27. Efstathion CA, Bardunias PM, Boyd JD, Kern Jr WH. A push–pull integrated pest management scheme for preventing use of parrot nest boxes by invasive Africanized honey bees. Journal of Field Ornithology, 2015; 86(1): 65-72.

29. Pacífico EC, Barbosa EA, Filadelfo T, Oliveira KG, Silveira LF, Tella JL. Breeding to non-breeding population ratio and breeding performance of the globally endangered Lear's macaw (*Anodorhynchus leari*): conservation and monitoring implications. Bird Conservation International, 2014; 24(4): 66-476.

30. Barros YM. Biologia comportamental de *Propyrrhura maracana* (Aves, Psittacidae): fundamentos para conservação *in situ* de *Cyanopsitta spixii* (Aves, Psittacidae) na Caatinga [tese]. Rio Claro: Universidade Estadual de São Paulo; 2001.

31. Instituto Nacional de Meteorologia [homepage na internet]. Normais Climatológicas do Brasil / Período 1991-2020 [acesso em 21 jun 2023]. Disponível em: https://portal.inmet.gov.br/normais.

32. França FF, Lugarini C, Oliveira RN, Silva ACRA e. Impacto do controle das abelhas africanizadas sobre as populações de abelhas nativas no Refúgio de Vida Silvestre e na Área de Proteção Ambiental da Ararinha Azul. Anais do XIV Seminário de Pesquisa e XV Encontro de Iniciação Científica; 2023. Brasília: ICMBio; 2023. P. 101.

33. Cavalcanti LMP. Oscilação intra e interanual na reprodução de uma comunidade de aves na caatinga, um semiárido neotropical [tese]. Mossoró: Universidade Federal Rural do Semiárido; 2016. 45 p.

34. Zanella FC, Martins CF. Abelhas da Caatinga: Biogeografia, ecologia e conservação. Ecologia e conservação da Caatinga; 2003. P. 75-134.

35. Almeida GF de. Fatores que interferem no comportamento enxameatório de abelhas africanizadas [tese]. Ribeirão Preto: Universidade de São Paulo; 2008. 120 p.

36. Moura JDR, Araujo HFP, Lugarini C. Variação temporal na disponibilidade de alimento para a maracanã (*Primolius maracana*) no Refúgio de Vida Silvestre e Área de Proteção Ambiental da Ararinha Azul. Anais do XIII Seminário de Pesquisa e XIV Encontro de Iniciação Científica; 2022; Online. Brasília: ICMBio; 2022. P. 186.

37. Moura GKA, Rufino MKG, Silva FKG, Prado CHBA, Trovão DMBM. Leaf deciduousness and flowering of woody Caatinga species. Biotemas, 2020; 33(4): 1-10.

38. Cunningham SA, Crane MJ, Evans MJ, Hingee KL, Lindenmayer DB. Density of invasive western honey bee (*Apis mellifera*) colonies in fragmented woodlands indicates potential for large impacts on native species. Scientific Reports 12: 3603; 2022.

39. Oliveira RN, Lugarini C, Silva ACRA e. Eficácia de tratamentos para controle de abelhas africanizadas em áreas de nidificação de psitacídeos no Refúgio de Vida Silvestre da Ararinha Azul. Anais do XIII Seminário de Pesquisa e XIV Encontro de Iniciação Científica; 2022; Online. Brasília: ICMBio; 2022. P. 114.

40. Francisco LR, Valduga MO, Moreira N. Resposta reprodutiva à retirada de ovos e filhotes de psitacídeos neotropicais em cativeiro. Revista Brasileira de Reprodução Animal, 2014; 38(1): 25-31.

41. Lima TO, Saldanha A, Silva WF, Almeida EC. Manejo reprodutivo de aves psitaciformes em cativeiro. Anais do XXIII Congresso Brasileiro de Reprodução Animal - CBRA; 15-17 maio 2019; Gramado. Revista Brasileira de Reprodução Animal, 2019; 43(2): 269-275.

42. Júnior RPS, Rigitano RLO. Dissipação dos inseticidas bifentrina, permetrina e metamidofós em folhas de soja (*Glycine max* L.) em ambiente protegido. Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente, 2008; 18: 123-132.

43. Bonmatin J-M, Giorio C, Girolami V, Goulson D, Kreutzweiser DP, Krupke C et al. Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. Environmental Science and Pollution Research International, 2015; 22(1): 35-67.

44. Silva RCM, Torre PAD, Matos JC. O uso incorreto do inseticida fipronil e sua influência na morte das abelhas no sul do Brasil. Revista Processando o Saber, 2021; 13: 93-110.

45. Instituto de Defesa Agropecuária de Mato Grosso [homepage na internet]. Uso indevido de agrotóxico causou mortalidade de abelhas em Sorriso [acesso em 28 julho 2023]. Disponível em: https://www.indea.mt.gov.br/-/uso-indevido-de-agrot%C3%B3xico-causou-mortalidade-de-abelhas-em-sorriso.

46. Paraná (Brasil). Secretaria da Agricultura e do Abastecimento [homepage na internet]. Apostila Brigada de Incêndio, 2019 [acesso em 21 junho 2023]. Disponível em: https://www.agricultura.pr.gov.br/sites/default/arquivos_restritos/files/documento/2019-07/apostila_brigada.pdf.

47. Gibbons D, Morrissey C, Mineau P. A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. Environmental Science and Pollution Research, 2014; 22: 103-118.

48. Torres A. BBC News Brasil [homepage na internet]. O agrotóxico que matou 50 milhões de abelhas em Santa Catarina em um só mês, 2019 [acesso em 18 jul 2023]. Disponível em: https://www.bbc.com/portuguese/brasil-49657447

49. Sanchez I. Instituto Humanitas Unisinos [homepage na internet]. Pivô da crise dos ovos na Europa, pesticida fipronil é utilizado em larga escala no Brasil, 2017 [acesso em 18 julho 2023]. Disponível em: https://www.ihu.unisinos.br/categorias/186-noticias-2017/571317-pivo-da-crise-dos-ovos-na-europa-pesticida-fipronil-e-utilizado-em-larga-escala-no-brasil.

50. Santa Catarina (Brasil). Companhia Integrada de Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina – CIDASC. Resolução nº 1, de agosto de 2021. Dispõe sobre a proibição do uso na modalidade foliar, dos produtos agrotóxicos que contenham o princípio ativo Fipronil em sua formulação, no estado de Santa Catarina. Diário Oficial de Santa Catarina. 2021 ago 24 [citado em 2023 jun 21]. P. 50.

51. Goiás (Brasil). Lei nº 21.894, de 28 de abril de 2023. Dispõe sobre a proibição de aplicação foliar de produtos agrotóxicos que contenham em sua composição o princípio ativo fipronil nas áreas que especifica. Goiânia: Diário Oficial do Estado de Goiás, ano 186, nº 24.030; 2023. P. 6.

52. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis [homepage na internet]. Ibama suspende cautelarmente aplicação de agrotóxicos à base de fipronil [acesso em 09 mar 2024]. Disponível em: https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/notas/2024/ibama-suspende-cautelarmente-aplicacao-de-agrotoxicos-a-base-de-fipronil#:~:text=Bras%C3%ADlia%20(02%2F01%2F2024.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

ANEXO A: Tratamentos

O Controle de Abelhas Exóticas

Práticas atuais para o controle de abelhas exóticas invasoras abrangem a remoção manual das colônias, o tamponamento de cavidades após a estação reprodutiva das aves e a utilização de caixas isca para a captura dos enxames, além do uso repetido de um piretroide como a permetrina, em altas dosagens [1][2][3].

Inseticida do Grupo dos Piretroides

Dentre os piretroides, a permetrina é um inseticida de contato similar às piretrinas naturais, extraídas de espécies botânicas do gênero *Crysanthemum*. Essas substâncias são quimicamente modificadas com a adição de grupos funcionais e possuem ação menos tóxica do que a das piretrinas naturais que lhes dão origem [4].

A permetrina atua nos canais de sódio, deixando-os abertos por mais tempo, bloqueando o potencial de ação no sistema nervoso central dos insetos [5][6].

Doses subletais de permetrina reduzem o nível de atividade das abelhas, pois dificultam a sua capacidade de orientação. À medida que a substância química sofre degradação, as abelhas campeiras que foram expostas ao inseticida apresentam dificuldade em realizar as danças de recrutamento, causando o definhamento da colônia [7][8]. A permetrina age por ingestão, é considerada de baixa toxicidade para animais vertebrados e não persistente no ambiente [2][9].

Pacífico e colaboradores (2020) observaram o aumento no recrutamento de araras para 71,4% e sucesso na ocupação por araras-azuis-de-lear em 15,4% das cavidades tratadas, ao utilizarem a aplicação de permetrina associada ao fipronil, um inseticida hidrofóbico pertencente ao grupo fenilpirazol[3].

Fipronil

O fipronil é amplamente utilizado devido à facilidade e flexibilidade com que pode ser aplicado e à sua elevada toxicidade para os invertebrados. Sua meia-vida indica que é moderadamente persistente, com duração de vários meses no ambiente [10][11]. É empregado na clínica veterinária para o tratamento de ectoparasitas [12]. No Brasil, é utilizado no tratamento clínico de ácaros de penas em aves silvestres ou exóticas, sem apresentar efeitos colaterais [13].

Este composto possui modo de ação por contato ou ingestão, embora apresente maior toxicidade quando administrado por contato do que por ingestão [9]. Age no sistema nervoso central dos insetos como bloqueador não competitivo do receptor do ácido gama-aminobutírico e afeta os canais cloro dependentes de glutamato, causando hiperexcitação e paralisia, seguida de morte [14].

Mesmo em doses subletais o fipronil pode levar à alteração de enzimas-chave responsáveis pela regulação de processos fisiológicos e de comunicação, prejudicando habilidades cognitivas e locomotoras das abelhas, bem como aumenta a predisposição para contrair enfermidades [15][16].

A sua toxicidade não está restrita às AAs [16][17] e pode estender-se às abelhas nativas [18][19], pois a probabilidade dos resíduos de fipronil permanecerem no ambiente é alta [11]. Entretanto, atualmente no Brasil, o uso do fipronil foi ampliado e autorizado pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) para pulverização foliar e tratamento de sementes e solo de culturas que são diariamente visitadas por diferentes tipos de abelhas [20]. O fipronil é altamente tóxico para peixes e invertebrados aquáticos e moderadamente tóxico para pequenos mamíferos quando ingerido [21].

Apesar da eficácia demonstrada no controle de AA [2][3], a utilização de compostos químicos pode levar à diminuição de polinizadores. Portanto, experimentou-se o manejo de AA com a utilização de um método não químico e menos invasivo, o dióxido de carbono, buscando obter a mesma eficácia observada com o uso de compostos químicos, sem causar danos aos polinizadores nativos.

Gás Carbônico

Em toda a região do Vale do São Francisco, dentre os mais diversos incidentes vivenciados diariamente pelo Corpo de Bombeiros do municí-

pio de Juazeiro/BA, distante das Unidades de Conservação da Ararinha Azul em aproximadamente 90 km, a captura de AA merece destaque. Em 2020, houve um total de 642 casos relacionados a esses insetos. O grupo "S.O.S. Abelhas" da prefeitura de Petrolina/PE, que trabalha em parceria com o corpo de bombeiros e é responsável pelo recolhimento de enxames no perímetro urbano da cidade, realizou o manejo de 1.799 colônias de *A. mellifera* no ano de 2020; 707 enxames em 2021; e 261 enxames até o mês de maio, em 2022 [22]. Condições ambientais desfavoráveis e a escassez de alimentos em seu habitat são fatores que podem desencadear a enxameação de colmeias, o que favorece a ocorrência de acidentes com a população humana ou com os animais [23].

O Corpo de Bombeiros utiliza extintores de 6kg com dióxido de carbono (CO_2) para realizar o controle dessas abelhas nos ambientes urbanos. Embora não seja tóxico, pode ocasionar asfixia, pois quando liberado provoca o deslocamento do ar respirável, substituindo o oxigênio. São armazenados em cilindros de aço e quando liberado da compressão, se vaporiza e sua rápida expansão abaixa violentamente a temperatura que pode chegar a -78°C, sendo que parte do gás se solidifica em pequenas partículas formando uma neve carbônica conhecida como "gelo seco" [24]. A exposição prolongada ao CO_2 e suas baixas temperaturas afetam o comportamento de forrageamento e a sobrevivência das abelhas [25].

Os cuidados com a captura de abelhas sempre requerem atenção devido ao risco de acontecerem ataques. O Corpo de Bombeiros Militar do Distrito Federal recomenda que, após o controle com o jato compacto de CO_2, o local seja isolado por 24h, parte dos favos da colmeia seja colocado em árvore próxima para que as abelhas remanescentes lá se concentrem até o dia seguinte, quando deverão ser recolhidas. O restante dos favos deve ser descartado em área distante para que não atraiam mais abelhas [26].

Caixas Isca para a Captura de Enxames

A caixa isca é um método passivo no qual os enxames em voo de deslocamento são atraídos e se alojam dentro de caixas previamente preparadas para a captura das abelhas [27]. Essa técnica pode ser utilizada como uma maneira de mitigar a ocupação por abelhas de cavidades em árvores, uma vez que as abelhas poderiam ocupar as caixas isca, deixando os ocos nas árvores livres para a nidificação das aves [2].

Uma vez estabelecidos dentro das caixas, os enxames podem ser manejados e migrados para outras áreas [28], distante das UCs.

Referências

1. García-Anleu R, Ponce-Santizo G, McNab RB. Wildlife Conservation Society - WCS. WCS Guatemala Program. Integrated interventions to conserve Scarlet Macaws as flagships for the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. 2009-2010 Report to BBC Wildlife Fund; 2011.

2. Efstathion CA, Bardunias PM, Boyd JD, Kern Jr WH. A push-pull integrated pest management scheme for preventing use of parrot nest boxes by invasive Africanized honey bees. Journal of Field Ornithology, 2015; 86(1): 65-72.

3. Pacífico EC, Efstathion CA, Filadelfo T, Horsburgh R, Cunha RA, Paschotto FR et al. Experimental removal of invasive Africanized honey bees increased breeding population size of the endangered Lear's macaw. Wiley Online Library, 2020; 76(12): 4141-4149.

4. Sassine A, Moura SC, Vega Bustillos JOW. Estudo comparativo entre as técnicas de ionizacão por impacto de elétrons e ionizacão química na análise do inseticida permetrina via GC/MS-IT. Anais da Associação Brasileira de Química, 2000; 49(4): 208-213.

5. Gusmão MR, Picanço M, Gonring AHR, Moura MF. Seletividade fisiológica de inseticidas a Vespidae predadores do bicho-mineiro-do-cafeeiro. Pesquisa Agropecuária Brasileira 35(4): 681-686.

6. Gusmão MR, Picanço M, Leite GLD, Moura MF. Seletividade de inseticidas a predadores de pulgões. Horticultura Brasileira, 2000; 18(2): 130-133.

7. Taylor KS, Waller GD, Crowder LA. Impairment of a classical conditioning response of the honey bee (*Apis mellifera* L.) by sublethal doses of synthetic pyrethroid insecticides. Apidologie, 1987; 18: 243-252.

8. Ingram EM, Augustin J, Ellis MD, Siegfried BD. Evaluating sub-lethal effects of orchard-applied pyrethroids using video-tracking software to quantify honey bee behaviors. Chemosphere, 2015; 135: 272-277.

9. Callou SMS. Revisão sobre toxicidade de inseticidas a abelha *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae) [graduação]. Pombal: Universidade Federal de Campina Grande; 2021. 41 f.

10. Scharf ME, Siegfried BD, Meinke LJ, Chandler LD. Fipronil metabolism, oxidative sulfone formation and toxicity among organophosphate- and carbamate-resistant and susceptible western corn rootworm populations. Pest Management Science 56; 2000. P. 757-766.

11. Bonmatin J-M, Giorio C, Girolami V, Goulson D, Kreutzweiser DP, Krupke C et al. Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. Environmental Science and Pollution Research International, 2015; 22(1): 35-67.

12. Akhtar S, Durrani UF, Mahmood AK, Akbar H, Hussain R, Matloob K et al. Comparative efficacy of ivermectin and fipronil spot on against *Knemidocoptes pilae* in budgerigars. Indian Journal of Animal Research. 2021 Feb 1; 55(1): 105-108.

13. Manetta BP, Costa ALM, Matos CRL. Uso de Fipronil no controle de ácaros plumícolas e piolhos malófagos em aves de companhia. Nosso Clínico, 2015; 18(105): 60-62.

14. Gunasekara AS, Truong T, Goh KS, Spurlock F, Tjeerdema RS. Environmental fate and toxicology of fipronil. Journal of Pesticide Science, 2007; 32: 189-199.

15. El Hassani AK, Dacher M, Gauthier M, Armengaud C. Effects of sublethal doses of fipronil on the behavior of the honeybee (*Apis mellifera*). Pharmacology Biochemistry and Behavior, 2005; 82: 30-39.

16. Roat TC, Carvalho SM, Nocelli RCF, Silva-Zacarin ECM, Palma MS, Malaspina O. Effects of sublethal dose of fipronil on neuron metabolic activity of Africanized honeybees. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2013; 64: 456-466.

17. Roat TC, Carvalho SM, Palma MS, Malaspina O. Biochemical response of the Africanized honeybee exposed to fipronil. Environmental Toxicology and Chemistry, 2017; 36: 1652-1660.

18. Lourenço CT, Carvalho SM, Malaspina O, Nocelli RCF. Determination of fipronil LD50 for the Brazilian bee *Melipona scutellaris*. Julius Kühn-Institut, 2012; 437: 174-178.

19. Jacob CRO, Soares HM, Carvalho SM, Nocelli RCF, Malaspina O. Acute toxicity of fipronil to the stingless bee *Scaptotrigona postica* Latreille. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2013; 90: 69-72.

20. Agência Nacional de Vigilância Sanitária [homepage na internet]. F43 – Fipronil [acesso em 29 mar 2021]. Disponível em: https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/f/4351json-file-1/view.

21. Coutinho CFB, Tanimoto ST, Galli A, Garbellini GS, Takayama M, Amaral RB et al. Pesticidas: mecanismos de ação, degradação e toxidez. Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente, 2005; 15: 65-72.

22. Gama M. Os desafios e a importância do S.O.S. abelhas. Petrolina: Agência Municipal de Vigilância Sanitária (AMVS) – Prefeitura Municipal de Petrolina; 2022.

23. Almeida GF de. Fatores que interferem no comportamento enxameatório de abelhas africanizadas [tese]. Ribeirão Preto: Universidade de São Paulo; 2008. 120 p.

24. Paraná (Brasil). Secretaria da Agricultura e do Abastecimento [homepage na internet]. Apostila Brigada de Incêndio, 2019 [acesso em 21 junho 2023]. Disponível em: https://www.agricultura.pr.gov.br/sites/default/arquivos_restritos/files/documento/2019-07/apostila_brigada.pdf.

25. Ebadi R, Gari NE, Lorenzen K. Effects of carbon dioxide and low temperature narcosis on honey bees, *Apis mellifera*. Environmental Entomology, 1980; 9(1): 144-150.

26. Soares EMG, Souza APDB. Captura de abelhas: procedimento operacional com potencial de salvar vidas e garantir a preservação do meio ambiente [conclusão de curso]. Brasília: Corpo de Bombeiros Militar do Distrito Federal; 2020.

27. Wolff LF. Como capturar enxames com caixas-isca [homepage na internet]. Informação Tecnológica [acesso em 26 jun 2023]. Brasília: Embrapa; 2009. 41 p. Disponível em: https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/128251/1/ABC-Como-capturar-enxames-com-caixa-isca-ed01-2009.pdf.

28. Souza DC. Apicultura: manual do agente de desenvolvimento rural. Brasília: Sebrae; 2007. 186 p.

Biodiversidade **Brasileira**
Revista Científica

Encontros dos Saberes: da concepção inicial ao processo de estruturação institucional no escopo do Programa Monitora

Monitora

Hugo Juliano Hermógenes da Silva[1]*
https://orcid.org/0000-0002-3892-9099
* Contato principal

Ana Cristyna Reis Lacerda[1]
https://orcid.org/0000-0002-2505-8589

Anna Karina Araújo Soares[1]
https://orcid.org/0009-0000-3403-5322

Cecília de Oliveira Simões[1]
https://orcid.org/0009-0004-8588-8674

[1] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Brasil. <monitoramento.biodiversidade@icmbio.gov.br, hugojulianohs@gmail.com, ana.lacerda@icmbio.gov.br, anna.soares@icmbio.gov.br, cecilia.simoes.bolsista@icmbio.gov.br>.

Recebido em 31/01/2024 – Aceito em 01/11/2024

Como citar:

Monitora, Silva HJH, Lacerda ACR, Soares AKA, Simões CO. Encontros dos Saberes: da concepção inicial ao processo de estruturação institucional no escopo do Programa Monitora. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 1-16. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2538

Palavras-chave: Conhecimento tradicional; ciência cidadã; monitoramento; áreas protegidas.

RESUMO – A partir da necessidade de estabelecer processos horizontais e inclusivos no monitoramento ambiental, surgiu, em 2013, o Projeto de Monitoramento Participativo da Biodiversidade (MPB), idealizado pelo Instituto de Pesquisas Ecológicas e realizado em parceria com o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). A metodologia dos Encontros dos Saberes, associada ao Projeto MPB e Programa Monitora, começa a ser implementada em 2018, ao entender a necessidade de transformar as discussões sobre o monitoramento em mais do que simples devolutivas de resultados. Em 2023, foi constituído um Grupo de Trabalho para os Encontros dos Saberes (GT ESaber), no âmbito do ICMBio, visando a estruturação institucional dessa agenda. Este artigo apresenta o processo de estruturação metodológica e de realização dos Encontros dos Saberes, desde sua concepção até a atual fase de institucionalização. Métodos incluem: pesquisa bibliográfica e documental para levantar informações acerca do delineamento metodológico, etapas de implementação e histórico dos encontros; e participação dos autores em reuniões de planejamento e encontros de 2022 a 2024. Ao longo do processo, as equipes proponentes dos encontros enfrentaram dificuldades operacionais, logísticas e de recursos na implementação do fluxo original. A partir dos aprendizados anteriores, o GT ESaber propôs um novo fluxo, simplificado e exequível dentro da atual realidade institucional. Como fatos inovadores, a metodologia prevê fortalecer o protagonismo dos monitores e apoiadores locais; incorporar conhecimentos e metodologias participativas delineadas pelas unidades organizativas do ICMBio; levantar informações da participação social no monitoramento, dos impactos na sociobiodiversidade e no modo de vida das comunidades.

CC BY NC ND

Encontros dos Saberes (Knowledge Meetings): from the original proposal to the institutional process in the Monitora Program

Keywords: Traditional knowledge; citizen science; monitoring; protected areas.

ABSTRACT – Based on the need to establish horizontal and inclusive processes in environmental monitoring, the Participatory Biodiversity Monitoring Project (PBM) emerged in 2013. The initiative was created by the Ecological Research Institute and the Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation (ICMBio). The Encontros dos Saberes methodology, associated with the PBM Project and the Monitora Program, began to be implemented in 2018, upon understanding the need to transform discussions about monitoring into more than simple results feedback. In 2023, a Working Group for Encontros dos Saberes (ESaber WG) was created at ICMBio, making efforts to institutionalize this agenda. This article presents the methodological structuring and implementation of the Encontros dos Saberes, from its original proposal to the current institutionalization phase. Methods included bibliographical and documentary research to collect information about the methodological design, implementation stages and history of the Encontros dos Saberes. The authors participated in planning meetings and events from 2022 to 2024, analyzing event stages. Throughout the process, the teams that organized the events faced operational, logistical and financial difficulties in implementing the original proposal. Based on previous learning, ESaber WG proposed a new flowchart, simplified and practical within the current institutional reality. As innovative facts, the methodology aims to strengthen the role of monitors and local supporters in the development of meetings, incorporate knowledge and participatory methodologies outlined by ICMBio's organizational units in all stages of monitoring, and collect information about social participation in monitoring, impacts on socio-biodiversity and the way of life of communities.

Encuentros dos Saberes: de la propuesta original al proceso de estructuración institucional en el Programa Monitora

Palabras clave: Conocimiento tradicional; ciencia ciudadana; monitoreo; áreas naturales protegidas.

RESUMEN – Basado en la necesidad de establecer procesos horizontales e inclusivos en el monitoreo, surgió en 2013 el Proyecto de Monitoreo Participativo de la Biodiversidad (MPB), diseñado por Instituto de Investigaciones Ecológicas y realizado en colaboración con Instituto Chico Mendes para la Conservación de la Biodiversidad (ICMBio). La metodología Encuentros dos Saberes, asociada al Proyecto MPB y Programa Monitora, empezó en 2018, al comprender la necesidad de transformar las discusiones sobre el monitoreo en algo más que la simple devolución de resultados. En 2023 se creó en ICMBio un Grupo de Trabajo para Encuentros de Saberes (GT ESaber) para estructurar institucionalmente esta agenda. Este artículo presenta el proceso de estructuración metodológica y realización de los Encuentros dos Saberes, desde su concepción hasta la actual fase de institucionalización. Métodos incluyen: investigación bibliográfica y documental para recopilar información sobre el diseño metodológico, etapas de implementación e historia de los encuentros; y participación de los autores en reuniones de planificación y eventos de 2022 a 2024. A lo largo del proceso, los equipos que propusieron los encuentros enfrentaron dificultades operativas, logísticas y de recursos para implementar el flujo original. Con base en aprendizajes previos, GT ESaber propuso un nuevo flujo, simplificado y factible dentro de la realidad institucional actual. Como hechos innovadores, la metodología prevé fortalecer el papel de los monitores y colaboradores locales, incorporar conocimientos y metodologías participativas delineadas por ICMBio, recopilar información sobre la participación social en el monitoreo, los impactos en la sociobiodiversidad y en modo de vida de las comunidades.

Introdução

O Brasil tem adotado o estabelecimento de áreas protegidas como uma das principais estratégias de conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos [1]. O Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), autarquia do Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA), tem papel central no cumprimento dessa agenda ambiental no país, sendo responsável pela implementação, gestão, proteção, fiscalização e monitoramento das 336 unidades de conservação federais sob sua responsabilidade [2].

Monitorar a biodiversidade é realizar um conjunto de atividades que permita avaliar as respostas de populações ou ecossistemas às práticas de conservação e aos impactos de fatores externos, como a perda de *habitat*, as alterações da paisagem, a sobre-explotação de espécies e as mudanças climáticas. Com ações balizadas pelo monitoramento, é possível criar estratégias para atenuar as pressões sobre os ecossistemas e atualizar as medidas de conservação [3].

O Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade (Programa Monitora) é um programa continuado e de longa duração do ICMBio, sendo formalizado e institucionalizado em 2017. A iniciativa visa o monitoramento e a pesquisa do estado da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos associados como subsídio à avaliação da efetividade do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), à adaptação às mudanças climáticas, ao uso sustentável e ao manejo nas unidades de conservação (UCs) geridas pelo ICMBio, bem como às estratégias de conservação das espécies ameaçadas de extinção [4].

O Programa Monitora está sob responsabilidade da Coordenação de Monitoramento da Biodiversidade (COMOB/ICMBio), da Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade (DIBIO/ICMBio), e está estruturado em três subprogramas: Terrestre, Aquático Continental e Marinho e Costeiro, cada um com seus respectivos componentes e alvos (Figura 1). A estrutura do Programa abriga protocolos e abordagens de monitoramento de forma a gerar alertas, possibilidades de manejo e análises baseadas em metodologias científicas simples e complexas [5]. Segundo o painel de gestão de dados do Programa Monitora (última atualização em maio de 2023), 113 UCs federais fazem parte da inciativa e, dessas, 95 estão em operação, coletando dados de vinte alvos de monitoramento [6].

O monitoramento *in situ* da biodiversidade nas UCs é realizado com o arranjo de diversos parceiros intra e interinstitucionais, tais como os Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação (CNPCs) do ICMBio, a Coordenação Geral de Pesquisa e Monitoramento da Biodiversidade (CGPEQ/DIBIO/ICMBio), a COMOB/DIBIO/ICMBio, a Coordenação de Produção e Uso Sustentável (COPROD), a Coordenação de Gestão de Conflitos em Interfaces Territoriais (COGCOT) e a Coordenação Geral de Populações Tradicionais (CGPT) da Diretoria de Ações Socioambientais e Consolidação Territorial em UCs (DISAT/ICMBio), as Gerências Regionais e os Núcleos de Gestão Integrada (NGIs) do ICMBio, o Jardim Botânico de Rio de Janeiro e organizações não governamentais (ONGs). Além disso, conta com a participação de comunitários, pesquisadores, voluntários e demais atores sociais que atuam no Programa, seja como monitores (responsáveis pela coleta dos dados) ou colaboradores eventuais nas atividades [3].

Um dos princípios do Programa Monitora é a participação e interação social, caracterizando a iniciativa como monitoramento participativo e de base comunitária, pois atende aos interesses de comunidades locais e cujos métodos de coleta, análise e avaliação visam fortalecer o seu protagonismo na gestão e no uso sustentável dos recursos naturais de interesse [4]. Isso ocorre desde a etapa de planejamento e desenho amostral. As UCs com interface com povos e comunidades tradicionais devem realizar a consulta prévia, livre e informada junto às comunidades sobre a proposta de monitoramento da biodiversidade [3]. Ademais, nas capacitações do Programa Monitora se promove a troca de conhecimentos (científico, tradicional e ecológico local) acerca do ambiente, alvos e protocolos de monitoramento entre atores locais, pesquisadores, gestores e parceiros [1].

A partir da necessidade de se estabelecer processos de conservação da biodiversidade mais horizontais e inclusivos, surgiu, em 2013, o Projeto de Monitoramento Participativo da Biodiversidade (MPB). A iniciativa foi idealizada pelo Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) e realizada em parceria com o ICMBio, além de contar com o apoio da *Gordon and Betty Moore Foundation* e da *Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit*, Agência Alemã de Cooperação Internacional (GIZ) em português, envolvidas com o Programa Monitora [7].

A metodologia dos Encontros dos Saberes, associada ao Projeto MPB e ao Programa Monitora,

CC BY NC ND

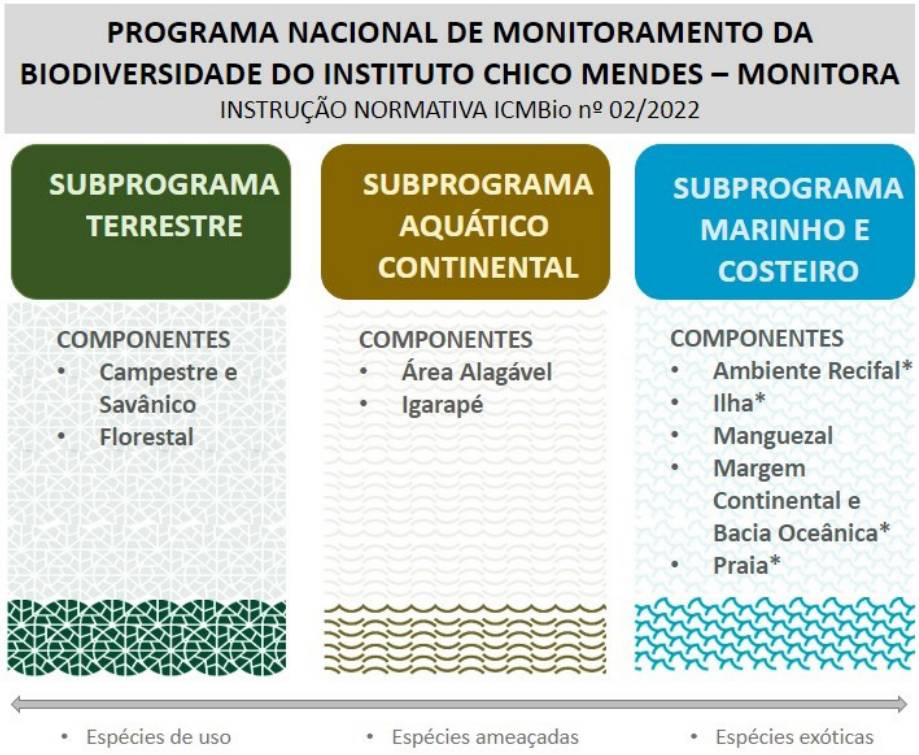


Figura 1 – Estrutura do Programa Monitora em subprogramas e componentes. *em fase de estruturação (seleção de alvos, indicadores e elaboração de protocolos). Fonte: Guia de Implementação do Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade, p. 11 [3].

começa a ser implementada em 2018, ao entender a necessidade de transformar as discussões sobre o monitoramento em mais do que simples devolutivas de resultados, criando espaços onde os diferentes conhecimentos que compõe e estão envolvidos no monitoramento possam dialogar: conhecimento tradicional, científico, jurídico-administrativo, empresarial, educacional, entre outros [7].

Os Encontros dos Saberes são, precisamente, os momentos de realizar as trocas e os compartilhamentos sobre o monitoramento participativo, fortalecendo suas etapas, especialmente a coleta, análise, gestão e comunicação de dados e informações, com devido engajamento e participação social. Essa sinergia é fundamental na interpretação coletiva dos resultados do monitoramento e na geração de informação qualificada para subsidiar tomadas de decisão de manejo e conservação de espécies e ecossistemas [8].

A COMOB e o Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Sociobiodiversidade Associada a Povos e Comunidades Tradicionais (CNPT/ICMBio) têm empreendido esforços na estruturação institucional dos Encontros dos Saberes no escopo do Programa Monitora, no processo de fluxo e atribuições dos diversos papéis nos encontros, na formação de pessoas capacitadas para manter e expandir suas ações, entre outras atividades.

Em 2023, foi constituído um Grupo de Trabalho para os Encontros dos Saberes (GT ESaber) integrando representantes da COMOB e do CNPT, com o objetivo de elaborar e promover boas práticas para concepção, planejamento, realização e monitoramento dos Encontros nas UCs e/ou territórios.

Este artigo apresenta o processo de estruturação metodológica e de realização dos Encontros dos Saberes, desde sua concepção inicial até a atual fase de institucionalização, como etapa do Programa Monitora e sob responsabilidade das unidades organizativas do ICMBio.

Material e Métodos

Inicialmente, fez-se o uso do método de pesquisa bibliográfica e documental (9) para levantar informações acerca da concepção inicial

dos Encontros dos Saberes, seu delineamento metodológico, etapas de implementação, objetivos e pressupostos. Para isso, foram consultados os relatórios dos Seminários de Construção Coletiva de Aprendizados e Conhecimentos [8][10], em eventos realizados pelo ICMBio para promover e fortalecer o diálogo entre os diferentes atores do monitoramento da biodiversidade. Consultamos também o livro "Encontro dos Saberes: uma nova forma de conversar a conservação" [7], em que se aborda a concepção e a estruturação pedagógica e metodológica dessa proposta. Outros materiais (relatórios, normativas, boletins, notícias etc.) foram consultados no repositório virtual do ICMBio, especialmente relacionados ao Programa Monitora. A pesquisa possibilitou averiguar o histórico de realização dos Encontros dos Saberes, incluindo localidade e número de participantes.

Parte dos autores desse artigo participou da idealização e realização de duas capacitações na metodologia dos Encontros dos Saberes, como forma de internalizar a metodologia no ICMBio, sendo uma realizada em modo virtual, em 2021, e a outra no Centro de Formação em Conservação da Biodiversidade (ACADEBio/ICMBio), em 2022. Os autores também participaram de cinco Encontros dos Saberes promovidos por UCs e entidades parceiras nos anos de 2022 a 2024. Isso possibilitou levantar dados primários e analisar as etapas concebidas para a realização dos eventos, em observação direta e participante [11] em reuniões virtuais de apoio ao planejamento, além da participação presencial nos seguintes Encontros dos Saberes: Reserva Extrativista (RESEX) Cazumbá-Iracema (Sena Madureira/AC, abril/2022); Parque Nacional (PARNA) Montanhas do Tumucumaque (Pedra Branca do Amapari/AP, junho/2022); RESEX do Rio Cautário (Costa Marques/RO, outubro/2023); Encontro dos Projetos Agriculturas de Conservação e Corredor Ecológico Carajás/Bacajá, realizado no âmbito do Congresso de Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás (Parauapebas/PA, novembro/2023); e RESEX Ipaú-Anilzinho (Baião/PA, janeiro/2024).

Cabe ressaltar a realização de evento presencial e interno do Grupo de Trabalho (GT) ESaber na sede do CNPT, em São Luís/MA (setembro/2023), no intuito de identificar os principais desafios e estabelecer estratégias para a atual fase de estruturação institucional da agenda. O evento culminou na elaboração de um novo fluxo com etapas de realização dos Encontros dos Saberes, além de materiais e propostas metodológicas alinhadas aos programas internos do ICMBio, sobretudo do Programa Monitora e demais iniciativas de gestão socioambiental.

Resultados

Esta seção é dividida em duas partes. Na primeira são especificadas as informações da concepção dos Encontros dos Saberes, de forma alinhada ao Projeto MPB e à implementação primária do Programa Monitora, além da estruturação metodológica, etapas de implementação dos encontros e dados dos eventos realizados a partir de 2018 até janeiro de 2024.

A segunda parte destaca a atual fase de institucionalização dos Encontros dos Saberes, fortalecendo a agenda como etapa do Programa Monitora e sob organização conjunta por diferentes esferas do ICMBio. Assim, apresentam-se o fluxo de realização dos encontros e as propostas de materiais de apoio estruturadas pelo GT ESaber.

Encontros dos Saberes: concepção metodológica, etapas de implementação e histórico de eventos

Antes da implementação do Programa Monitora, o monitoramento da biodiversidade nas UCs era realizado pelas equipes das unidades ou em projetos específicos, porém de forma não padronizada, descontínua e com disparidades nos protocolos de coleta de dados e nos respectivos resultados [7]. Esse cenário oportunizou a construção do Programa Monitora, instituído pela Instrução Normativa ICMBio nº 03/2017, sendo reformulado pela Instrução Normativa ICMBio nº 02/2022 [4].

No interstício entre a realização do Projeto MPB, idealizado pelo Instituto IPÊ e executado a partir de 2013, e a implementação do Programa Monitora, em 2017, os alvos complementares (como exemplos: castanha-da-Amazônia, quelônios amazônicos e pescados) foram parte importante na história do envolvimento comunitário. Isso por representarem demandas específicas e interesses das UCs e comunidades locais, no intuito de ampliar seus conhecimentos sobre as espécies de valor imaterial e material, discutir formas de manejo e traçar estratégias de conservação das espécies [7]. Essas demandas direcionaram para a necessidade de promover eventos de discussão coletiva sobre os

resultados do monitoramento, de forma a subsidiar tomadas de decisão para o manejo e gestão da UC e da biodiversidade.

As experiências a partir do Projeto MPB geraram reflexões, sendo discutidas em uma série de reuniões (em junho, julho e setembro de 2018) e de dois seminários (Brasília, dezembro/2018 e junho/2019) intitulados "Construção Coletiva de Aprendizados e Conhecimentos (CCAC) [8][10], promovidos pelo Instituto IPÊ e ICMBio, incluindo a participação de representantes de instâncias governamentais, pesquisadores, organizações não governamentais e lideranças comunitárias. O primeiro seminário contextualizou o Programa Monitora e buscou parcerias para a conservação e o monitoramento da biodiversidade. No segundo seminário foram socializados os aprendizados da fase experimental de realização dos Encontros dos Saberes. Os seminários foram fundamentais para delinear a proposta intitulada "Encontro dos Saberes", seus objetivos, pressupostos e a determinação do fluxo de realização dos eventos.

Como pressupostos, o Encontro dos Saberes surge do entendimento de que o monitoramento deve propiciar a transdisciplinaridade, "transformando as tradicionais devolutivas de resultados em processos dialógicos de discussão e construção de conhecimento e, por consequência, aproximando a sociedade da gestão da unidade de conservação e vice-versa" [7, p. 43]. Assim, a construção metodológica se pautou na estratégia de democratizar a ciência, estabelecer relação de confiança com as comunidades e discutir a situação e/ou uso da biodiversidade com manejo dos espaços e recursos naturais.

Metodologicamente e historicamente, os Encontros dos Saberes foram estruturados em fases que compõem seu modelo conceitual (Figura 2 e Quadro 1), sendo que as etapas sequenciais podem durar muitos meses até culminar no dia (ou mais dias) do evento em si. O Instituto IPÊ propõe e denomina quatro fases em sua metodologia:

- Inspiração: etapas de planejamento do evento e reuniões organizativas da equipe proponente, pesquisadores locais e dos CNPCs, monitores e apoiadores, delineando objetivo, público, tema, cronograma e responsabilidades.
- Ideação: engloba a análise dos dados e a organização das informações, além da produção de material informativo e de divulgação, incluindo a mobilização do público para o encontro.
- Implementação: trata-se do evento em si, podendo ocorrer com público específico ou amplo.
- Avaliação: avaliar e aprimorar: avaliação pelos participantes e equipe organizadora.



Figura 2 – Fases e etapas do Encontro dos Saberes, segundo metodologia do Instituto IPÊ. Fonte: Encontro dos Saberes: uma nova forma de conversar a conservação, p. 83 [7].

Quadro 1 – Síntese das fases e etapas da metodologia Encontro dos Saberes proposta pelo Instituto IPÊ. Fonte: Encontro dos Saberes: uma nova forma de conversar a conservação, p. 100-113 [7].

Fases	O quê	Como (etapas)
Inspiração	Planejar e alinhar	Planejar a agenda do Encontro
		Identificar a demanda, compor a equipe de organização e colaboradores, definir responsabilidades
		Definir formato do encontro conforme público (específico/amplo)
		Definir cronograma
		Identificar participantes e parceiros
		Definição de local adequado
	Reunir	Reunir colaboradores para discutir temas e informações para o evento Reunião entre pesquisadores dos Centros Nacionais e locais para orientar colaboradores que participarão do Encontro
		Reunião com pesquisadores locais/monitores para interpretar os dados e organizar os resultados. Os monitores fazem a mobilização informativa
Ideação	Análise dos dados e organização das informações	Pesquisadores, colaboradores e monitores (se possível) realizam as análises de dados conforme objetivo do Encontro
		Debater os dados analisados, alinhar e identificar convergências e/ou divergências
		Identificar lacunas e informações que não estejam claras
		Definir informações prioritárias para discussão no Encontro
	Elaboração de material informativo	Definir informações prioritárias, perguntas, formatos
		Estruturar convite para mobilização informativa
		Produção de materiais gráficos ilustrativos e em linguagens acessíveis
		Selecionar fotografias, imagens e desenhos. Compor base de dados impressa ou digital com os materiais
		Diagramação/formatação de convites, cartilha e *banners*
		Revisar material informativo
		Consolidação do material informativo
	Informar	Definir atores-chave para participação
		Organizar logística
		Estabelecer programação, refinar discurso e organizar informações
		Envolver veículos de comunicação local
		Elaborar e enviar convites para participação no Encontro

CC BY NC ND

Implementação	Encontros com público específico	Reunião entre gestores, monitores e pesquisadores
		Contratar facilitador para apoiar a condução da oficina e propor dinâmica do trabalho e avaliação
	Encontros com público amplo	Reuniões de validação com equipe local (gestores, monitores e pesquisadores)
		Solicitar passagens e hospedagem para participantes externos
		Definir programação
		Realizar reunião de alinhamento com equipe local
		Organizar logística: espaço, passagens, combustível, alimentação, materiais de expediente, materiais gráficos, contratação de serviço de terceiros. Confirmação de participantes e reforço dos convites
		Organizar espaço
		Testar equipamentos, materiais, estrutura física
		Preparar locais de exibição de materiais
		Coleta das informações (relatores e moderadores locais)
		Realizar o Encontro dos Saberes
Avaliação	Avaliar e aprimorar	Reunião com os realizadores do encontro
		Registrar a avaliação
		Reunião da equipe organizadora para avaliar etapas e produtos
		Longo prazo: aprimoramento do processo após a realização de vários encontros, incluindo revisão no programa de monitoramento e no envolvimento da sociedade

De modo geral, antes do encontro com o público amplo, são realizadas reuniões específicas entre gestores, monitores e pesquisadores (por vezes chamados de "encontrinhos"), no intuito de aproximar os diferentes sujeitos que interagem com as UCs, validar informações e adequar a linguagem para apresentação dos resultados do monitoramento para as comunidades. Na sequência é realizada a divulgação de material informativo. Isso culmina em um evento presencial onde a população, já familiarizada com as informações apresentadas, tem condições de aprofundar as discussões, processos e resultados sobre o monitoramento.

A metodologia proposta estabelece que os monitores e pesquisadores sejam protagonistas nas apresentações de como ocorre o monitoramento na prática, dos resultados e análises. Os gestores das UCs cumprem o papel de delinear o escopo geral dos encontros, articular a logística e os recursos necessários e definir os atores que serão convidados. Também se sugere a participação de moderadores na condução do evento, preferencialmente externos às UCs, além de pesquisadores que possam produzir materiais informativos, relatores e facilitadores gráficos para registrar e comunicar as informações [7].

Além do fluxo descrito acima, o Instituto IPÊ realizou duas capacitações na metodologia dos Encontros dos Saberes. A primeira contou com doze horas de atividades remotas e a participação de quarenta pessoas, em iniciativa feita em 2021. A segunda proposta foi o curso "Encontro dos Saberes: uma nova forma de conversar a conservação", com 36 horas de atividades, sendo aplicado para trinta gestores na ACADEBio, em 2022. As formações visaram a internalização dessa ferramenta social no ICMBio, ao capacitar servidores e parceiros institucionais, conforme previsto no acordo de cooperação com o Instituto IPÊ.

Ademais, cabe destacar a elaboração e publicação do livro "Encontro dos saberes: uma nova forma de conversar a conservação" [7] e a constituição do Grupo de Trabalho para produção de materiais informativos, incluindo gestores, pesquisadores e demais parceiros na busca de facilitar a interpretação e comunicação dos resultados do monitoramento.

Os eventos relacionados acima (reuniões e seminários metodológicos, capacitações, grupos de trabalho, publicações etc.) foram sistematizados em uma linha do tempo (Figura 3), constituindo um produto do GT ESaber. Essa demonstra o período de concepção inicial dessa ferramenta social, além de informações de localidade, ano e número de participantes nos Encontros dos Saberes realizados entre 2018 e janeiro de 2024. Ao todo, foram realizados 24 Encontros dos Saberes em vinte UCs ou territórios, envolvendo aproximadamente 1.600 pessoas (Figura 4). Os eventos envolveram diferentes atores sociais e proporcionaram momentos de imersão, diálogo, aprendizado e interpretação coletiva de dados dos monitoramentos, produzindo produtos e informações importantes para a conservação e gestão dos territórios e para a valorização dos saberes locais.

De modo geral, o fluxo explicitado anteriormente foi utilizado nas etapas constituintes dos encontros, porém enfrentando dificuldades operacionais, logísticas e de recursos financeiros por parte das equipes proponentes. A metodologia proposta não constitui um arranjo obrigatório a ser seguido, tratando-se essencialmente da realidade vista no contexto do Projeto MPB, sobretudo para a região amazônica. Assim, considera-se que o processo de construção coletiva para planejar, realizar e avaliar os encontros é adaptável e pode ser simplificado, algo almejado na atual fase de institucionalização da agenda. Nesse sentido, a constituição do GT ESaber simboliza uma nova fase para os Encontros dos Saberes, na busca de autonomia institucional sob organização conjunta por diferentes esferas do ICMBio.

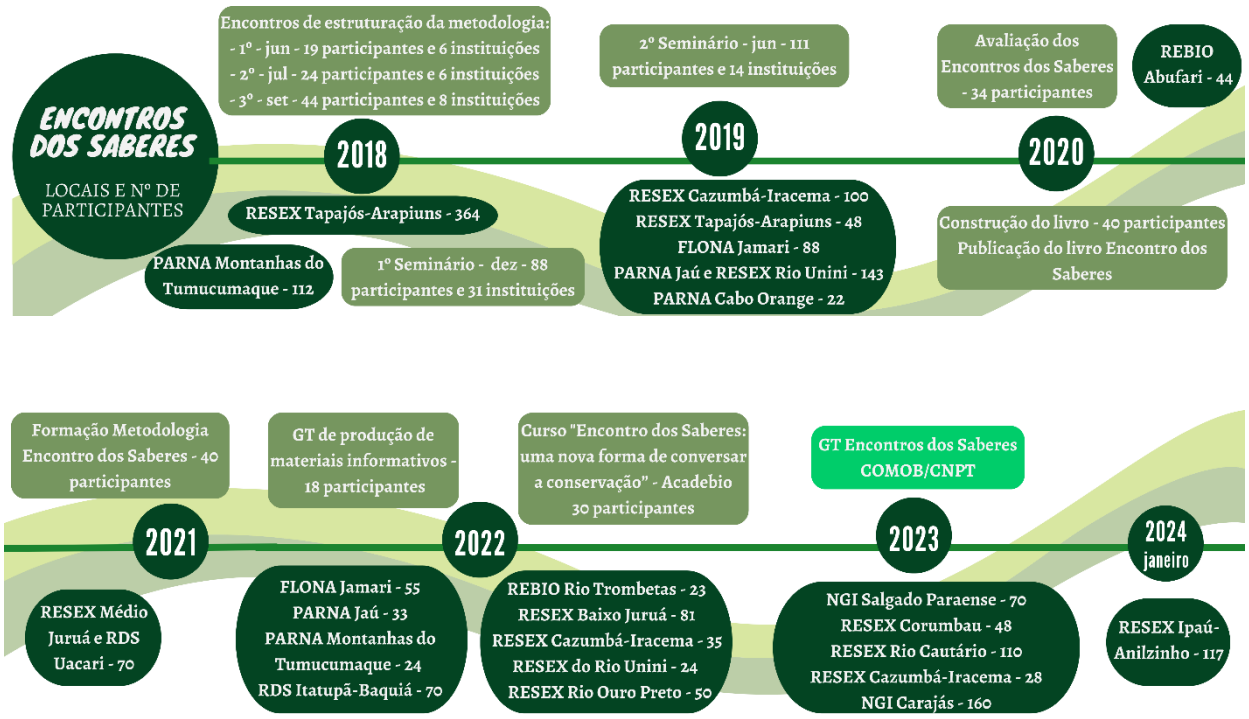


Figura 3 – Linha do tempo com eventos de estruturação metodológica e realização dos Encontros dos Saberes. Fonte: os autores.



Figura 4 – Registro fotográfico de alguns Encontros dos Saberes realizados entre 2018 e 2024. Fonte: os autores e acervo Instituto IPÊ.

A atual fase de estruturação institucional dos Encontros dos Saberes

O GT ESaber tem se reunido desde junho de 2023, de modo virtual e presencial, no intuito de estabelecer estratégias e metodologias que possam contribuir com a institucionalização e o aprimoramento do fluxo de realização dos Encontros dos Saberes (a equipe passou a adotar a abreviação "ESaber"). A equipe tem articulado diferentes unidades organizacionais do ICMBio e instituições parceiras, direcionando esforços especialmente no planejamento, monitoramento e avaliação dos Encontros, bem como estimulando a autonomia das equipes das UCs e/ou NGIs na realização dessa agenda.

Uma das primeiras ações do grupo foi realizar a oficina virtual "Encontros dos Saberes: integração de conhecimentos acadêmicos e tradicionais pelo monitoramento da biodiversidade", nos dias 26 e 27 de junho de 2023. A iniciativa teve o objetivo de propagar os Encontros junto aos servidores e colaboradores nos territórios de atuação do Programa Monitora, visando a integração dos conhecimentos e a participação social. Ademais, buscou-se identificar os desafios, aprendizados e potencialidades nos encontros realizados anteriormente e delinear a agenda de eventos para o segundo semestre do ano de 2023 e início de 2024. A oficina contou com aproximadamente quarenta pessoas, sendo pontos focais do Programa Monitora nas UCs e nos Centros Nacionais de Pesquisa do ICMBio.

Outra ação de grande relevância para gestão do conhecimento foi a elaboração de um repositório digital para armazenar materiais relacionados ao ESaber e Programa Monitora, tais como livros, artigos, relatórios, cartilhas, materiais informativos e de mobilização de público (banners, painéis, apresentações, convites etc.), planilhas com análise de dados de diferentes UCs, atas e memórias de reunião, entre outras informações. A equipe também tem acompanhado o processo de análise e envio dos dados validados pelos CNPCs, conforme o cronograma proposto pelas UCs de realizarem os Encontros, sistematizando as planilhas no repositório digital.

Cabe destacar que o Programa Monitora possui pesquisadores responsáveis pela organização, validação e análise dos dados, com GTs responsáveis por diferentes alvos nos territórios. Ademais, a COMOB faz a consulta anual das unidades interessadas em realizar o ESaber e dialoga com os Centros de Pesquisa para averiguar os dados entregues pela UC, bem como a disponibilidade de análise desses para compor o evento. Assim, as informações que chegam ao GT ESaber são as propostas factíveis de realização dos encontros, ou seja, tem componentes e alvos conforme o Programa Monitora, temporalidade de coletas e dados validados, organização e interesse manifesto. Outrossim, as UCs podem demandar a realização de encontros com intuito de mobilizar para o monitoramento participativo e/ou discutir temas que direcionem para essa necessidade, sobretudo quando do uso de espécies ou espaços comuns pelas

comunidades. Nesses casos, não há necessidade de análise de dados e deve-se avaliar o alinhamento da proposta com os pressupostos do Programa Monitora e do ESaber.

A Oficina do GT realizada em setembro de 2023, em São Luís/MA, contribuiu para a discussão e análise dos materiais informativos, avaliação das etapas e metodologia dos Encontros dos Saberes. A partir disso, foram definidas estratégias e um novo fluxo para a realização dos ESaber, a título de experimentação. Isso em formato diferenciado e monitorado, o que decorre em novas articulações internas no âmbito do ICMBio e com demais parceiros, novos encaminhamentos e *modus operandi*, o que exige um esforço conjunto no estabelecimento do fluxo para operação, realização e monitoramento desses encontros atuais e futuros.

O fluxo para a realização do ESaber é composto por oito etapas que integram ações de planejamento, desenvolvimento, monitoramento e avaliação do evento (Figura 4 e Quadro 2). O GT buscou estabelecer um fluxo simplificado para ser facilmente assimilado, exequível e incorporado na agenda das equipes proponentes do ESaber, inserindo procedimentos formais e institucionais no âmbito do Programa Monitora, no intuito de prever as ações e os recursos financeiros e humanos necessários no planejamento da COMOB/ICMBio. Ao mesmo tempo, essa proposta também determina o trabalho do GT junto aos organizadores e colaboradores do ESaber, principalmente em uma série de reuniões de planejamento e monitoramento das ações.



Figura 5 – Passo a passo para implementação dos Encontros dos Saberes no escopo do Programa Monitora. Fonte: os autores. Ilustrações na figura: Banco de ícones e ilustrações compilados no âmbito do ICMBio [12].

Antes de entender o novo percurso de implementação do ESaber, vale ressaltar que as etapas e os procedimentos necessários envolvem tanto parceiros não institucionais (entidades de ensino e pesquisa e a sociedade civil), como as diversas unidades organizacionais do ICMBio, com destaque para as UCs, a COMOB e os CNPCs. Esses atores cooperam e desempenham papéis distintos, com atribuições próprias, mas com várias interfaces e momentos colaborativos ao longo do processo de realização dos encontros.

Inicialmente, a equipe da UC deve manifestar seu interesse em realizar o ESaber no formulário de planejamento anual do Programa Monitora. Recomenda-se informar a necessidade de recursos e apoio, bem como o objetivo do evento.

A COMOB analisa as condições das UCs em realizar o encontro, em qual estágio do processo se encontram e se atendem aos protocolos do Programa Monitora, sobretudo se há disponibilidade de dados para análise, de modo a compor o evento.

As UCs em operação no Programa Monitora e aquelas em fase de implantação do monitoramento, além de representantes de NGIs, CNPCs, coordenações de interesse e apoiadores do Programa Monitora, monitores e comunitários são convidados para participar de uma oficina virtual promovida pelo GT ESaber. O evento visa apresentar os objetivos e procedimentos de realização dos encontros e validar a agenda anual do ESaber, conforme indicações feitas pelas UCs no planejamento anual. Trata-se também de uma oportunidade de intercâmbio de experiências, desafios e oportunidades na realização da agenda, bem como possibilidade de análise integrada de recursos e logística, discussão e compartilhamento de materiais.

CC BY NC ND

As UCs que se comprometeram a realizar o ESaber devem abrir um processo no Sistema Eletrônico de Informações (SEI), ou seja, em plataforma de gestão de processos e documentos eletrônicos do governo. Recomenda-se inserir todos os documentos gerados no planejamento, execução, avaliação e monitoramento do evento no mesmo processo. Caso a equipe proponente tenha realizado um ou mais encontros anteriormente, recomenda-se usar o mesmo processo para facilitar a sistematização das informações.

Quadro 2 – Proposta de novo fluxo para a realização dos Encontros dos Saberes. Fonte: os autores.

Etapas	Passo a passo: ações específicas	Quem
Planejamento	Manifestação de interesse em realizar o ESaber no formulário de planejamento anual do Programa Monitora	Equipes proponentes das UCs e/ou NGIs
	Análise das condições de realizar o encontro e alinhamento da proposta com os pressupostos do Programa Monitora	COMOB
	Oficina virtual promovida pelo GT ESaber com as unidades em operação ou em fase de implementação do Programa Monitora e que estejam interessadas em realizar os encontros, assim como os demais apoiadores dessa agenda. Objetivo: nivelamento de objetivos, pressupostos e etapas do ESaber, papéis dos sujeitos/entidades, intercâmbio de experiências, desafios e oportunidades na realização da agenda	GTs ESaber e de materiais informativos, COMOB, equipes interessadas (UCs e/ou NGIs), CNPCs, monitores, comunitários e colaboradores
	Abertura do processo no SEI: inserir documentos de planejamento, execução, avaliação e monitoramento do evento	Equipes proponentes das UCs e/ou NGIs
	Reunião virtual acerca da análise, interpretação e validação dos dados gerados pelo monitoramento participativo e produção de materiais informativos, conforme alvos escolhidos para o evento	GTs ESaber e de materiais informativos, equipes proponentes, monitores e pesquisadores
	Reuniões virtuais com cada UC e/ou NGI. Objetivos: alinhar objetivo, tema, público, local e programação do evento; definir plano de trabalho da equipe e cronograma de ações; sugerir metodologias participativas; compartilhar materiais organizacionais como checklist (materiais, procedimentos e contratação de serviços necessários para o evento), protocolo de consulta prévia, livre e informada de povos e comunidades tradicionais, lista de presença com termo de consentimento de uso de imagem, guia de viagem para convidados externos, meios de mobilização do público e divulgação do evento, entre outros; compartilhar modelos de materiais informativos e outros de interesse para o evento; procedimentos de divulgação do evento e mobilização do público	GT ESaber, equipes proponentes e apoiadores locais (pesquisadores, monitores e ONGs)
Realização	Trata-se da execução do evento em si, podendo ocorrer em um ou mais dias, a depender da realização de "encontrinhos" com público específico (gestores, monitores, pesquisadores e/ou convidados externos), em processo de discussão, validação e nivelamento dos conteúdos, materiais informativos e demais produtos previstos para o evento maior. Os "encontrinhos" também podem ocorrer ao longo do planejamento do ESaber, como forma de ampliar a participação social e facilitar na compreensão gradual dos resultados do monitoramento. O ESaber deve ser realizado conforme o delineamento feito na etapa de planejamento, sobretudo seguindo o plano de trabalho da equipe e a programação proposta	Equipes proponentes, monitores, pesquisadores, convidados e público em geral
Avaliação e monitoramento	Estratégias de divulgação do encontro nas redes sociais e demais meios de comunicação. Possibilidade de estruturar um relatório visual a partir dos principais resultados do evento	Equipes proponentes
	Aplicar formulário de avaliação e monitoramento para ESaber com indicadores específicos e em público pré-definido	GT ESaber, equipes proponentes e público participante
	Elaboração de relatório anual dos Encontros dos Saberes	GT ESaber

Confirmada a realização do ESaber, a COMOB aciona os GTs dos componentes do Programa Monitora conforme necessidade de analisar os dados das UCs. Os GTs ficam responsáveis por articular com os CNPCs e especialistas, de modo a analisar os dados e providenciar os materiais informativos segundo cada componente ou alvo e demandas dos encontros. Assim, torna-se fundamental acionar o GT de materiais informativos para dialogar e criar um banco de materiais que possam ser facilmente

adaptados para as diferentes realidades, fases e necessidades, sendo proposto: banners e painéis virtuais ou físicos em formatos editáveis e outros materiais com layout padrão, tais como convites, *cards* de divulgação, materiais de comunicação etc. Tais materiais serão confeccionados por contração de serviço especializado, incluindo a elaboração de logomarca própria para o ESaber, tendo como base o manual de identidade do Programa Monitora.

O GT ESaber pode contribuir em reuniões específicas com cada equipe proponente, conforme peculiaridades e necessidades de cada UC ou território. Essas reuniões servem para nivelar o objetivo, tema, público, local e formato do evento, pensar em cronograma e plano de trabalho da equipe, prever recursos, compartilhar metodologias participativas e materiais de interesse, validar os materiais informativos e indicar possibilidades de mobilização e convite para o público.

Na etapa de realização do ESaber, o GT poderá contribuir no acompanhamento do evento in loco¸ quando necessário e possível. Entretanto, as reuniões de planejamento e a elaboração de um guia de boas práticas para o ESaber (em fase de sistematização pelo GT) devem possibilitar a autonomia das equipes proponentes e apoiadores na realização dessa agenda. Esses componentes funcionarão como um "cardápio" com opções metodológicas participativas, ferramentas e materiais necessários para a execução dos encontros com possibilidade de aplicação em diferentes locais, públicos, momentos e número de participantes.

Acredita-se que o evento em si pode ocorrer em um ou mais dias. Caso a UC não tenha realizado o "encontrinho" previamente, o GT sugere realizar essa reunião de alinhamento antes do evento com o público em geral. No "encontrinho" geralmente participam gestores, monitores, pesquisadores e convidados, em processo de discussão, validação e nivelamento dos conteúdos, materiais informativos e demais produtos previstos para o evento maior (ESaber), buscando a adaptação de linguagem e a facilitação das atividades.

Na realização do ESaber estão previstas algumas ações e uma lista de checagem, que podem ser aplicadas de modo geral para as equipes proponentes, tais como: organização do local, equipamentos e materiais; recepção dos participantes; dinâmica de boas-vindas, apresentação e/ou integração dos participantes; realização dos acordos de convivência ("bem viver"); distribuição da lista de presença e solicitação de autorização para uso de imagem; realização de serviços de facilitação gráfica, alimentação e relatoria; condução das atividades por moderador pré-definido; registro fotográfico e/ou em vídeo para divulgação e comunicação, sendo desejável coletar depoimentos dos participantes; definição dos principais encaminhamentos; avaliação com os participantes e equipes proponentes, coletando a percepção de chegada e saída após o evento e o nível de satisfação e propostas para aprimoramento do ESaber. Evidentemente, essas e outras etapas poderão ser ajustadas conforme a necessidade e a programação prevista para o encontro.

Na etapa pós-evento (e mesmo de modo transversal durante todo o fluxo do ESaber), o GT ESaber traz a inovação de instrumentos para monitorar a execução dos encontros, principalmente por meio de formulário (padrão) com indicadores específicos que permita uma visão integrada e continuada dos processos e eventos durante a temporada de trabalho.

Cabe destacar que o GT elaborou o formulário de monitoramento e avaliação dos ESaber e atualmente segue em fase de experimentação. Isso inclui o preenchimento e envio de sugestões de melhorias no documento pelas UCs ou NGIs que realizaram encontros em 2022 e 2023, além de representantes da COMOB e de outros atores-chave na agenda.

O formulário foi dividido em três documentos para: 1) coletar a percepção dos monitores, 2) coletar a percepção da equipe gestora, e 3) avaliar as etapas estabelecidas no novo fluxo de realização do ESaber e monitorar o processo. O método avaliativo busca identificar gargalos e aprendizados, proposição de ajustes, complementações e intervenções para a realização dos Encontros, bem como coletar dados acerca da participação social no monitoramento da biodiversidade e os impactos na sociobiodiversidade local. Esse levantamento tem potencial contribuição para constituir um relatório anual dos Encontros dos Saberes, aportando dados relevantes para a consolidação e ampliação do Programa Monitora.

De modo geral, o novo fluxo estabelecido é exequível em âmbito institucional e necessário ao planejamento e execução dos encontros no escopo do Programa Monitora. Como parte do processo de experimentação do modelo, os novos instrumentos foram aplicados no ESaber da RESEX Ipaú-Anilzinho, realizado em Baião/PA, no dia 25 de janeiro de 2024, cujos resultados estão em análise e serão divulgados no decorrer do mesmo ano.

CC BY NC ND

Por fim, cabe destacar que, desde a sua formação em meados de 2023, o GT ESaber tem contribuído no planejamento e organização dos Encontros dos Saberes, incluindo a participação e a promoção de reuniões virtuais com as UCs, NGIs, CNPCs, instituições de ensino e pesquisa, ONGs, monitores e lideranças comunitárias, além de acompanhar os eventos *in situ*, tais como os ESaber da RESEX do Rio Cautário (outubro/2023), do NGI Carajás (novembro/2023) e da RESEX Ipaú-Anilzinho (janeiro/2024). As vivências e experiências em Encontros promovidos ao longo dos anos de 2022 e 2023, possibilitaram refletir, discutir e delinear o novo fluxo proposto.

Discussão

A Instrução Normativa ICMBio nº 02/2022 [4] que reformulou os conceitos, princípios, finalidades, instrumentos e procedimentos para a implementação do Programa Monitora trouxe avanços em relação a participação social no monitoramento da biodiversidade. Nesse sentido, destaca-se a proposta de fortalecer o protagonismo das comunidades locais na gestão e no uso sustentável dos recursos naturais, sobretudo a partir do monitoramento participativo ou de base comunitária, o que possibilita a interação de diversos agentes sociais em suas diferentes etapas (planejamento, coleta, análise de dados e interpretação de resultados).

Segundo Cronemberg et al. [1], a etapa final do ciclo do Programa Monitora é o Encontro dos Saberes, sendo pensado para possibilitar a discussão multilateral e o debate qualificado de resultados entre todos os participantes do monitoramento da biodiversidade, considerando a diversidade de atores e promovendo a troca de conhecimentos. Os encontros possibilitam validar os dados e averiguar eventuais inconsistências na coleta ou protocolos, gerando um debate coletivo que pode trazer melhorias para o Programa Monitora.

Os Encontros dos Saberes promovem relações de confiança e elevam a qualidade dos resultados do monitoramento, uma vez que os benefícios do monitoramento da biodiversidade para a sociedade passam a ser legitimamente compreendidos e valorizados pelas comunidades. Isso, por sua vez, multiplica o envolvimento, apoia a continuação do processo a longo prazo, inspira novos locais para realização do monitoramento e permite que os resultados alcançados possam ir além da mera informação sobre biodiversidade [1].

Entretanto, a partir das experiências vistas na bibliografia [7][8] e pela vivência dos autores na agenda dos Encontros dos Saberes, observa-se uma série de desafios nos processos de implementação dos encontros e pleno engajamento dos diferentes sujeitos no diálogo de saberes, tais como: a) mobilizar os comunitários dentro e no entorno de UCs; b) conflitos entre os interesses das comunidades locais e os objetivos da UC; c) dificuldades operacionais, logísticas e de recursos financeiros por parte das equipes proponentes; d) limitação de recursos humanos nas UCs; e) capacitar pessoas para manter e expandir as ações previstas na agenda; f) melhorar a interlocução dos saberes científicos e tradicionais, tanto nos diálogos presenciais como na elaboração de materiais informativos com linguagem acessível; g) sistematizar as informações geradas a partir dos encontros e de aspectos relacionados à participação social no monitoramento; h) efetuar os encaminhamentos propostos nas discussões, sobretudo em decisões conjuntas de manejo e na construção e aperfeiçoamento de instrumentos de gestão; e i) ampliar as formas de publicização dos eventos.

Sem esgotar as questões elencadas acima, o GT ESaber considera essencial analisar e aperfeiçoar as estratégias de diálogo e construção de conhecimentos que têm sido fomentados nos Encontros do Saberes, bem como fortalecer as relações existentes e potenciais entre o Programa Monitora e outras agendas estratégicas de gestão do ICMBio a fim de definir processos internos de atuação conjunta. Nesse sentido, o GT ESaber tem articulado ou visualizado os seguintes pontos:

(1) É importante fortalecer a função e o protagonismo dos monitores locais, valorizando suas competências e habilidades em todas as etapas do monitoramento e no ESaber, não somente na discussão dos dados. Nesse sentido, a integração do CNPT é fundamental para o Programa Monitora, tendo em vista a necessidade de um olhar diferenciado e acompanhamento dos diferentes sujeitos que compõem o monitoramento participativo e de base comunitária, especialmente mobilizados para os Encontros dos Saberes. Até o momento, existem lacunas sobre as condições e motivações de trabalho dos monitores, questões de gênero, atuação por região, como

o monitoramento está implementado nas UCs e ambientes, efetividade da participação social ou mesmo do número efetivo de monitores nos territórios. Esse levantamento de dados é crucial para fortalecer o Programa Monitora e, indo além, contribuir para a conservação da sociobiodiversidade. Assim, o GT ESaber concentrou esforços na construção de metodologias avaliativas dos eventos, mas também como forma de coletar dados acerca da participação social no monitoramento da biodiversidade.

(2) Na interface com povos e comunidades tradicionais, o GT ESaber tem estimulado formas de considerar e realizar a consulta prévia, livre e informada junto às comunidades sobre a proposta de monitoramento da biodiversidade, tendo como princípio a Convenção 169 da Organização Internacional do Trabalho (OIT) e demais diretrizes internas do ICMBio.

(3) O GT colabora no planejamento dos eventos com as equipes proponentes e executoras das UCs, monitores, pesquisadores e demais colaboradores, na estruturação de cronograma e programação, na mobilização de diferentes atores e instituições, na proposição de metodologias participativas e dinâmicas de integração, na análise de conteúdo e formato de materiais informativos, e na moderação dos encontros, caso necessário. Assim, o GT compilou processos e materiais que visam contribuir na partilha de estratégias e metodologias participativas, além de almejar o intercâmbio e a formação de uma rede de multiplicadores para concepção, planejamento e realização dos Encontros dos Saberes como parte fundamental para agregar novas pessoas e UCs na agenda. Nesse aspecto, será fundamental fortalecer a articulação com outras instâncias e agendas estratégicas do ICMBio, sobretudo relacionadas aos processos formativos e de gestão participativa e socioambiental, tais como os trabalhos promovidos pelos CNPCs, pela Coordenação Geral de Gestão Socioambiental (CGSAM), pela Divisão de Gestão Participativa e Educação Ambiental (DGPEA), pela ACADEBio, entre outros. Ademais, o guia de boas práticas para o ESaber será a principal contribuição do GT para a agenda, ao gerar opções metodológicas, ferramentas e materiais para a realização dos encontros.

Conclusão

No âmbito do Programa Monitora, em uma perspectiva local, é importante que as UCs/NGIs e os representantes comunitários, com apoio da COMOB e CNPCs, organizem os Encontros dos Saberes, que se trata de um processo de discussão e construção coletiva dos resultados e aprendizados gerados a partir do monitoramento da biodiversidade. A iniciativa compreende encontros realizados com a participação das pessoas que conhecem o território e que participaram do processo de monitoramento ou que tem relação com a gestão da UC, trazendo uma perspectiva abrangente para o entendimento e debate das análises, de forma a subsidiar tomadas de decisão para o manejo e gestão da UC e da biodiversidade. Mais do isso, trata-se de uma proposta metodológica que possibilita democratizar a informação e a participação, bem como promover o intercâmbio de conhecimentos tradicionais e científicos com diálogo e construção participativa.

O novo fluxo estabelecido pelo GT ESaber parte de uma lógica de continuidade dos Encontros dos Saberes, a partir de aprendizados anteriores, mas com mudança de abordagem para além do evento em si, de forma a contribuir na institucionalização da iniciativa e buscar melhorias e aprimoramento, de modo geral, para a gestão ambiental pública. Como fatos inovadores, a metodologia prevê fortalecer o protagonismo dos monitores e apoiadores locais no desenvolvimento do ESaber, incorporar conhecimentos e metodologias participativas delineadas pelas diferentes unidades organizativas do ICMBio que tratam da gestão socioambiental, e levantar informações acerca da participação social no monitoramento e os impactos na sociobiodiversidade local. Nesse sentido, o monitoramento e avaliação das etapas dos Encontros dos Saberes constituem em uma importante ferramenta técnica e institucional para o Programa Monitora, coletando informações relevantes sobre a participação social no programa.

Por fim, destaca-se que o ESaber é um importante mecanismo de estímulo ao monitoramento participativo nas várias etapas do Programa Monitora, tais como o planejamento, a coleta e análise de dados, a interpretação de resultados e o compartilhamento dos aprendizados. Mais do que isso, a iniciativa possibilita fortalecer o protagonismo das comunidades locais na gestão e no uso sustentável dos espaços e recursos naturais, de forma integrada à gestão das unidades de conservação, dando suporte às decisões conjuntas de manejo e à construção e aperfeiçoamento de

instrumentos de gestão, tais como os acordos, planos de manejo, planos de ação para espécies ameaçadas, planos de negócios de cadeias produtivas, termos de compromisso, projetos de manejo, entre outros.

Agradecimentos

À COMOB, em especial ao analista Dárlison Fernandes Carvalho de Andrade, por olhar a importância dos Encontros dos Saberes, idealizar e proporcionar esta parceria. Aos financiadores e apoiadores desse projeto. Aos gestores das UCs, NGIs e CNPCs, monitores da biodiversidade, comunitários, entidades parceiras e demais colaboradores eventuais que contribuem com o Programa Monitora e com a agenda dos Encontros dos Saberes.

Referências

1. Cronemberger C, Ribeiro KT, Acosta RK, 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. 2023; 8(1): 32. doi: 10.5334/cstp.582

2. Ministério do Meio Ambiente [homepage na internet]. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação – CNUC [acesso em 14 out 2024]. Disponível em: https://cnuc.mma.gov.br/

3. Masuda LSM, Lacerda ACR, Andrade DFCA, Acosta RK, Souza JM, Galuppo SC et al. Guia de Implementação do Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade. Brasília: MMA/ICMBio; 2023.

4. Instrução Normativa nº 2 GABIN/ICMBIO, de 28 de janeiro de 2022 (Brasil). Reformula conceitos, princípios, finalidades, instrumentos e procedimentos para a implementação do Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade do Instituto Chico Mendes. [Internet]. Diário Oficial da União. 2022 jan. 28 [citado em 2024 jan. 30]. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Instrucao_normativa/2022/IN_ICMBio_02_2022_reformula_programa_monitora.pdf.

5. ICMBio [homepage na internet]. Estrutura do Programa Monitora: componentes, alvos e protocolos [acesso em 30 jan 2024]. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/monitoramento/conteudo/estrutura-do-programa-monitora/INTRANETEstrutura_Alvos_Protocolos_ProgramaMonitora_Set2022.pdf.

6. ICMBio [homepage na internet]. Base de dados do painel interativo das UCs integrantes do Programa Monitora [acesso em 30 jan 2024]. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/monitoramento/conteudo/dados.

7. Instituto de Pesquisas Ecológicas – IPÊ. Encontro dos Saberes: uma nova forma de conversar a conservação [Internet]. Nazaré Paulista: IPÊ; 2021. [citado em 2024 jan. 30]. Disponível em: https://ipe.org.br/download/Livro-Encontro-dos-Saberes.pdf.

8. ICMBio. Programa Monitora. II Seminário Construção Coletiva de Aprendizados e Conhecimentos (CCAC). Diálogo de Saberes no Monitoramento da Biodiversidade. Brasília: MMA/ICMBio; 2019.

9. Gil AC. Como elaborar projetos de pesquisa. 4. ed. São Paulo: Atlas; 2002.

10. ICMBio. Programa Monitora. I Seminário Construção Coletiva de Aprendizados e Conhecimentos (CCAC). Jornada do conhecimento. Brasília: MMA/ICMBio; 2018.

11. Becker H. Métodos de Pesquisa em Ciências Sociais. São Paulo: Hucitec; 1997.

12. Mendonça FC. Banco de ícones e ilustrações compilados no âmbito do ICMBio. Programa de Pós-Graduação Profissional em Biodiversidade em Unidades de Conservação. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: IP/JBRJ; 2023.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Construção do monitoramento participativo e ecossistêmico da pesca na Reserva Extrativista Marinha Lagoa do Jequiá

Jhennipher da Silva Pereira[1]*
https://orcid.org/0009-0001-4311-4177
* Contato principal

Luisa Evangelista Santos[1]
https://orcid.org/0009-0007-1286-856X

Andrei Tiego Cunha Cardoso[1]
https://orcid.org/0000-0002-7823-9658

[1] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Brasil. <jhennipher.pereira.bolsista@icmbio.gov.br, luisa.santos@icmbio.gov.br, andrei.cardoso@icmbio.gov.br>.

Recebido em 01/02/2024 – Aceito em 03/10/2024

Como citar:

Pereira JS, Santos LE, Cardoso ATC. Construção do monitoramento participativo e ecossistêmico da pesca na Reserva Extrativista Marinha Lagoa do Jequiá. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 17-29. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2534

Palavras-chave:
Sociobiodiversidade; extrativismo pesqueiro; unidade de conservação; gestão pesqueira.

RESUMO – A pesca artesanal é uma das atividades produtivas mais tradicionais e importantes do Brasil, no entanto informações sobre essa atividade são incipientes. O monitoramento participativo da pesca consiste em realizar um acompanhamento da produção em parceria com a própria comunidade, buscando gerar informação qualificada para um gerenciamento pesqueiro adequado. Diante disso, o objetivo do presente estudo é descrever o processo de construção do monitoramento da pesca na Reserva Extrativista Marinha Lagoa do Jequiá, Alagoas. Inicialmente foram definidos os objetos de monitoramento e adaptação dos protocolos, bem como georreferenciamento dos pesqueiros, validação dos formulários e treinamento da equipe. Foram selecionadas como alvo de monitoramento as pescarias de maior intensidade em ambos os ambientes, marinho e lagunar. Dados referentes à jornada de trabalho e ao esforço pesqueiro também foram considerados no momento da construção do caderno de monitoramento da pesca. Informações de cunho social e econômicos são importantes para que seja possível buscar políticas públicas adequadas para o setor pesqueiro, de forma que toda a comunidade seja beneficiada.

Construction of participatory and ecosystem monitoring of fishing in the Lagoon of Jequiá Marine Extractivist Reserve

Keywords: Sociobiodiversity; fishing extractivism; conservation unit; fisheries management.

ABSTRACT – Artisanal fishing is one of the most traditional and important productive activities in Brazil, however information about this activity is incipient. Participatory fishing monitoring consists of monitoring production in partnership with the community itself, seeking to generate qualified information for adequate fishing management. Given this, the objective of the present study is to describe

the process of building fisheries monitoring in the Lagoon of Jequiá Marine Extractivist Reserve Alagoas. Initially, the objects of monitoring and adaptation of protocols were defined, as well as georeferencing of fishing grounds, validation of forms and team training. The most intense fisheries in both marine and lagoon environments were selected as monitoring targets. Data relating to working hours and fishing effort were also considered when creating the fishing monitoring notebook. Social and economic information is important so that it is possible to seek appropriate public policies for the fishing sector, so that the entire community benefits.

Construcción de monitoreo participativo y ecosistémico de la pesca en la Reserva Extractivista Marina Lagoa do Jequiá

Palabras clave:
Sociobiodiversidad; extractivismo pesquero; unidad de conservación; gestión pesquera.

RESUMEN – La pesca artesanal es una de las actividades productivas más tradicionales e importantes de Brasil, sin embargo la información sobre esta actividad productiva es incipiente. El monitoreo pesquero participativo consiste en monitorear la producción en alianza con la propia comunidad, buscando generar información calificada para un adecuado manejo pesquero. Teniendo en cuenta esto, el objetivo del presente estudio es describir el proceso de construcción del monitoreo pesquero en Reserva Extractivista Marina Lagoa do Jequiá, Alagoas. Inicialmente se definieron los objetos de seguimiento y adecuación de protocolos, así como georreferenciación de caladeros, validación de formularios y capacitación de equipos. Se seleccionaron como objetivos de seguimiento las pesquerías más intensas tanto en entornos marinos como lagunares. Para la elaboración del cuaderno de seguimiento de la pesca también se consideraron datos relativos a jornada laboral y esfuerzo pesquero. La información social y económica es importante para que sea posible buscar políticas públicas adecuadas para el sector pesquero, de modo que toda la comunidad se beneficie.

Introdução

A pesca artesanal é uma das atividades produtivas mais tradicionais e importantes do Brasil [1], uma vez que uma proporção significante do volume de capturas registrados no país é oriunda dessa atividade produtiva, sendo responsável pela geração de renda para muitas famílias litorâneas, com grande relevância para a manutenção cultural das comunidades ribeirinhas [2][3]. No entanto, apesar do contingente de pessoas envolvidas nessa atividade, o setor é carente de informações e políticas públicas específicas, o que resulta em marginalização do setor e perda de conhecimento ecológico e cultural local [4].

A pesca artesanal dentro das unidades de conservação (UCs) torna-se uma aliada, tanto como um meio de sobrevivência de diversas populações que utilizam esses recursos para alimentação e comércio [5], quanto para o monitoramento da pesca nestas áreas protegidas. Não só no Brasil, mas em grande parte dos países em desenvolvimento, a pesca artesanal é fonte substancial da vida das populações que a utilizam [6], e os principais pontos positivos desse tipo de exploração de recursos naturais é manter a sobrevivência local e, através dessa relação, utilizar o recurso de maneira sustentável.

Desta forma, a atividade pesqueira desempenha um papel fundamental na segurança alimentar global, por fornecer uma excelente fonte de proteína animal e micronutrientes essenciais ao desenvolvimento, como a vitamina A cálcio, ferro e zinco, especialmente em comunidades ribeirinhas, sendo por vezes a única fonte de proteína animal [7][8]. Contudo, a deficiência de dados pesqueiros dificulta a gestão eficaz e a elaboração de políticas públicas que englobem as comunidades que tiram da pesca seu sustento [9].

CC BY NC ND

A Reserva Extrativista Marinha da Lagoa do Jequiá (RESEX Jequiá) é uma UC federal criada em 2001, localizada na costa do sul do estado de Alagoas, no município de Jequiá da Praia e uma pequena porção em Coruripe. A RESEX Jequiá engloba um complexo estuarino marinho costeiro (laguna, manguezais, restinga, praias, terraços marinhos, cordões litorâneos, recifes costeiros e terrenos semipantanosos dos mangues). Os diferentes ecossistemas prestam diversos serviços ecossistêmicos de provisão (fornecimento de alimento, água doce), regulação (sequestro de carbono, regulação do clima), de suporte (ciclagem de nutrientes, dispersão de sementes) e culturais (recreação, contemplação, educação) [10].

No contexto desse território protegido, doze comunidades têm a pesca artesanal como fundamental atividade produtiva é essencial para sua segurança alimentar, de forma que a pesca artesanal na RESEX Jequiá tem significativa importância econômica, ecológica e cultural [10]. De acordo com o decreto de 27 de setembro de 2001, a RESEX Jequiá tem os objetivos de preservação do ambiente, conservação e uso sustentável dos recursos naturais renováveis, possibilitando a manutenção dos modos tradicionais de vida da população local. No entanto, diversas informações são necessárias para que a gestão da UC atinja esses objetivos.

Atualmente ainda é encontrado um enorme déficit de dados que poderiam ser coletados nas UCs nacionais e dos 218 países que apresentam essa forma de pesca [11], principalmente quando são consideradas as estatísticas oficiais de produção e/ou espécies capturadas por município e Estado. A ausência destes dados impossibilita uma melhor compreensão de como está estruturada a relação das populações com os recursos pesqueiros. Consequentemente, dificultando avaliações mais concretas para o planejamento adequado de gestão das atividades e explotação dos estoques pesqueiros, prejudicando de maneira significativa a construção de políticas públicas específicas e mais eficientes.

Diante disto, foi criado o Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade (Programa MONITORA), instituído pela Instrução Normativa ICMBio n. 3/2017, visando fortalecer o diálogo sobre questões ambientais a partir da troca de informações e formulação de questões envolvendo pesquisadores/as e lideranças comunitárias. Para isso, foi desenvolvido um conjunto de procedimentos para coleta de dados por meio de técnicas simples, com baixo custo financeiro e operacional, priorizando o envolvimento dos atores locais, com compartilhamento de análises e interpretação coletiva dos resultados [12][13].

O monitoramento permite avaliar quão efetivo é a pesca local, a partir do conhecimento mínimo do ecossistema monitorado. No Brasil, a pesca artesanal apresenta diversas dificuldades relacionadas às condições de trabalho, de comercialização, disponibilidade de recursos, e do manejo das espécies exploradas [14]. E por isso se dá a importância de conhecer as realidades socioambientais e econômicas das comunidades pesqueiras e as espécies que são exploradas localmente. [15]. Assim, o objetivo do presente estudo é descrever o processo de construção e implementação do monitoramento participativo RESEX Jequiá.

Descrição do caso

A UC possui doze comunidades que vivem no entorno, sendo dez localizadas no entorno da lagoa do Jequiá (comunidades de Ponta de Pedra, Roçadinho, Ponta D'água, Mutuca, Grito, Algodoeiro, Centro – Sede do município, Alagoinhas, França e Paturais) e duas na porção marinho-costeiro (Lagoa Azeda e Barra do Jequiá) (Figura 1), totalizando 2.045 famílias beneficiárias (Cadastro ICMBio).

Estima-se que 76% dos moradores de Jequiá exerçam direta ou indiretamente alguma atividade pesqueira, sendo que pelo menos 500 pescadores profissionais possuem registro geral de pesca vinculado à Colônia de pescadores Z-13, evidenciando o valor social, econômico e cultural da pesca na região [10].

CC BY NC ND

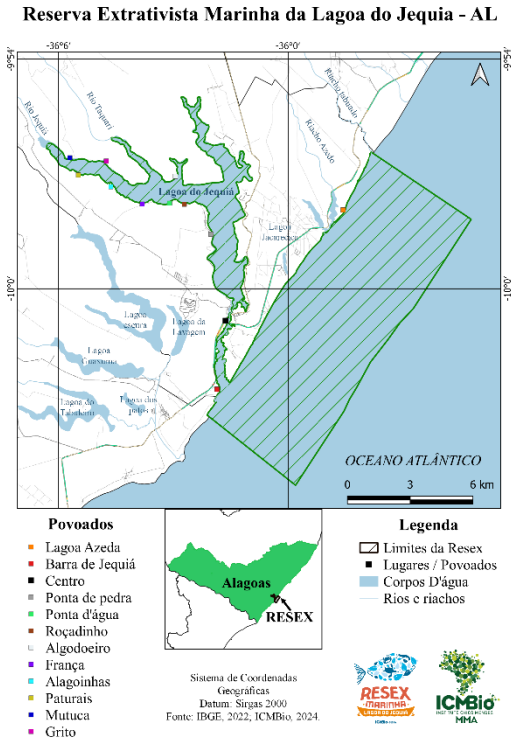


Figura 1 – Mapa da RESEX Jequiá.

O monitoramento participativo da pesca consiste em realizar um acompanhamento da produção pesqueira em parceria com a própria comunidade aliando o conhecimento científico ao conhecimento tradicional de forma que seja possível a geração de informação qualificada a cerca da pesca na região [11]. A obtenção destas informações fornecerá subsídios para o manejo pesqueiro na região, bem como a criação de políticas públicas especificas. Para que a implementação do monitoramento da pesca seja efetiva é necessário um conhecimento prévio da população (indivíduos ou objetos) que se pretende monitorar. No caso do monitoramento participativo da pesca e biodiversidade associada em UCs, esse conhecimento prévio é originário dos povos tradicionais (pescadores e marisqueiras), estudos publicados, da legislação vigente, do Plano de Manejo e de todo o processo do diagnóstico participativo. De posse dessas informações, foi possível definir os protocolos e procedimentos que seriam adotados durante a construção do monitoramento, que aconteceu em sete etapas, sendo elas:

Levantamento bibliográfico sobre a pesca na UC

O levantamento de dados foi realizado nas plataformas de pesquisa Google Scholar e na base de dados da própria UC, utilizados, além dos artigos publicados, dados não publicados de pesquisas que foram e/ou estão sendo desenvolvidas na RESEX e foram disponibilizados pelos autores.

Os trabalhos encontrados tratam apenas das atividades de pesca desenvolvidas no interior da lagoa, o que evidencia uma lacuna em dados sobre a pesca marinha na UC. As pesquisas identificaram aproximadamente nove pescarias desenvolvidas no interior da lagoa, as quais são desenvolvidas majoritariamente por adultos do sexo masculino com idade que varia entre 14 e 80 anos, com média de idade de 40 anos. Quanto à representatividade da mulher na pesca, atuam majoritariamente no beneficiamento e comercialização do pescado [16][17].

No que se refere às artes de pesca, as redes de emalhe, ticuca, e covo são as artes de pesca mais utilizadas pelos pescadores de Jequiá e consequentemente as espécies mais capturadas são Carapebas, siri, camarão, robalo, tilápia e tucunaré. A carapeba apresenta grande importância econômica, e cultural no município de Jequiá da praia, sendo alvo da maior parte das pescarias por seu alto valor agregado [16][17].

Treinamento teórico e prático com a COMOB

O Curso de Monitoramento Participativo da Pesca Artesanal em Unidades de Conservação é uma capacitação desenvolvida no âmbito do Programa Monitora, e dividido em duas etapas: teórica e prática. A primeira ocorreu no período de 29 de março a 1o de abril de 2022, e reuniu diversas UCs do Nordeste buscando capacitar atores locais, bolsistas e agentes temporários ambientais que iriam atuar diretamente com o monitoramento da pesca, trazendo informações sobre como e o que monitorar, formas de coleta e análise de dados.

Posteriormente foi realizada a etapa presencial, que ocorreu entre 18 e 20 de abril de 2022 na colônia de pescadores de Jequiá da Praia, Alagoas, Z-13 Paulo Bandeira, e continuou seguindo o fio lógico das quatro unidades do curso; porém, agora com um olhar mais direcionado à realidade local da unidade.

O curso é composto por quatro unidades, sendo elas: introdução ao monitoramento participativo, por que monitorar, o que e como monitorar, e como analisar os dados [12].

Introdução ao monitoramento participativo

A primeira unidade traz conceitos gerais sobre participação social, sobre o que é o monitoramento ecossistêmico da pesca no âmbito do programa Monitora, e qual a importância da implementação do programa para a gestão das unidades de conservação.

Por que monitorar?

A unidade trata sobre aspectos relacionados à gestão da pesca artesanal, trazendo discussões sobre a importância do monitoramento participativo para o uso e gestão dos recursos pesqueiros, e como as informações geradas pelo monitoramento podem subsidiar a implementação de medidas de manejo nas UCs, bem como fornecer insumos para a elaboração de políticas públicas voltadas á pesca.

O que e como monitorar?

A unidade traz estratégias para incentivo e capacitação de comunitários para a coleta de dados da pesca artesanal com base nos protocolos de produção e biometria do alvo pesca e biodiversidade associada.

Como analisar os dados?

Aborda técnicas de análise e gestão dos dados de forma coletiva com a comunidade, de forma que as informações sirvam como norte para a gestão sustentável dos recursos naturais.

Delineamento experimental

Os alvos do monitoramento foram definidos com base nos documentos gerados a partir das oficinas do plano de manejo, do mapeamento participativo da pesca realizado durante as capacitações ofertadas pela Coordenação de Monitoramento da Biodiversidade (COMOB), e dos dados de pesquisas desenvolvidas na UC publicadas e/ou não publicadas. Após análise documental, foi possível identificar em função das características da pesca desenvolvida na RESEX que os alvos do monitoramento seriam as pescarias que são desenvolvidas com maior intensidade e que capturam os recursos que apresentam maior importância econômica, ecológica e cultural para a UC.

Desta forma, as pescarias selecionadas para realizar o monitoramento foram, para a área marinha: a pescaria de caceia (rede de emalhe), linha de mão, o arrasto de camarão (redes de arrasto), e tarrafa; para a região lagunar as pescarias selecionadas foram: redes de emalhe, covos para camarão, ticuca e tarrafa. Como a pesca é uma importante atividade econômica de todas as comunidades, o monitoramento foi implementado em todas as comunidades, bem como no centro de Jequiá, no entanto, para cada ambiente foi desenvolvido um formulário específico com as especificações das embarcações utilizadas, artes de pesca e listas de espécies alvo de seus respectivos ambientes.

CC BY NC ND

Elaboração dos formulários de campo e cadernos de monitoramento

Os cadernos desenvolvidos para o monitoramento da pesca na RESEX Jequiá são uma adaptação dos formulários de campo, porém as perguntas foram organizadas de modo a facilitar o preenchimento pelo próprio pescador, e possui informações referente as artes de pesca e espécies capturadas, mapas com quadrantes para identificação dos pesqueiros e delimitação da RESEX (Figuras 2 e 3).

Os formulários de campo possuem informações referentes ao esforço de pesca, caracterização das embarcações e artes de pesca, total capturado por petrecho (kg), total capturado por espécie (kg), preço de primeira comercialização por espécie (R$), se houve consumo, e destino do pescado, além de possuir informações sobre captura incidental no formulário de pesca marinha, buscando monitorar a captura acidental de espécies protegidas.

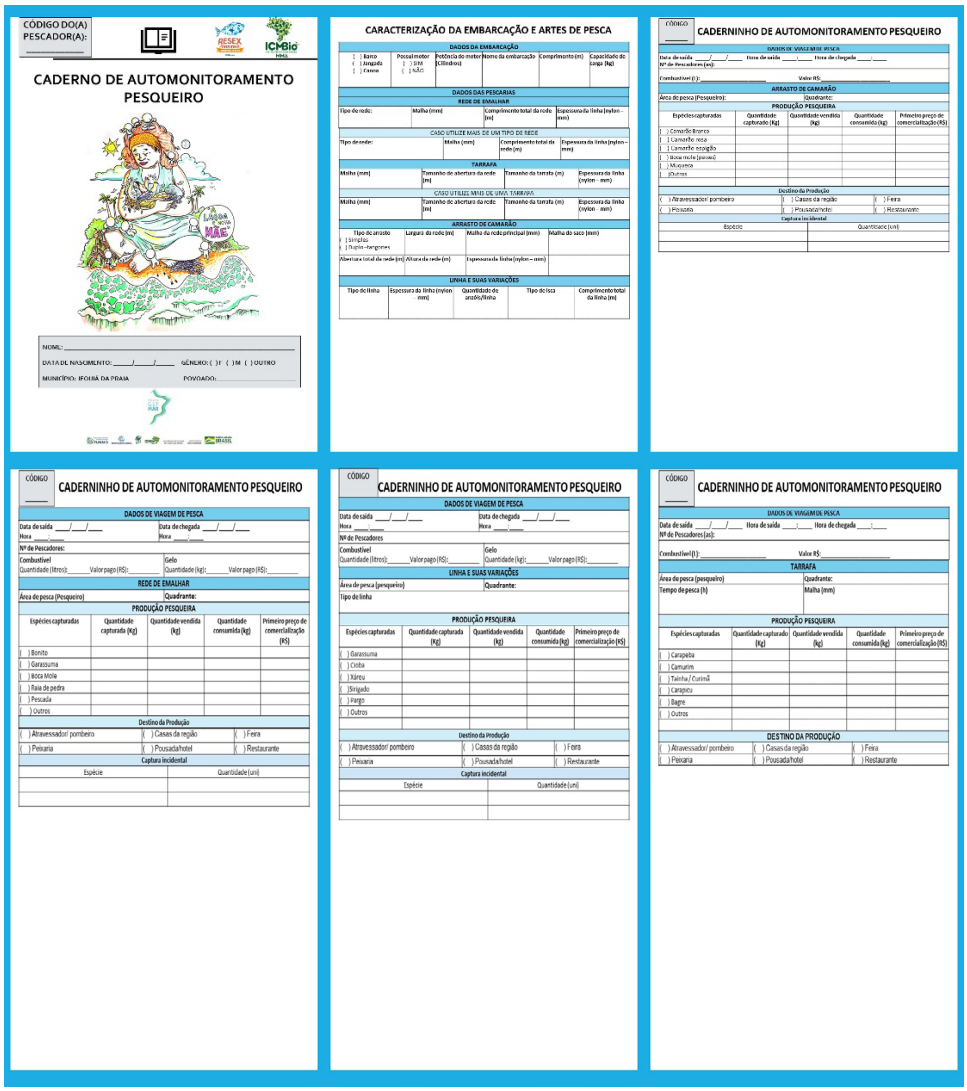


Figura 2 – Cadernos/formulários de monitoramento da pesca marinha

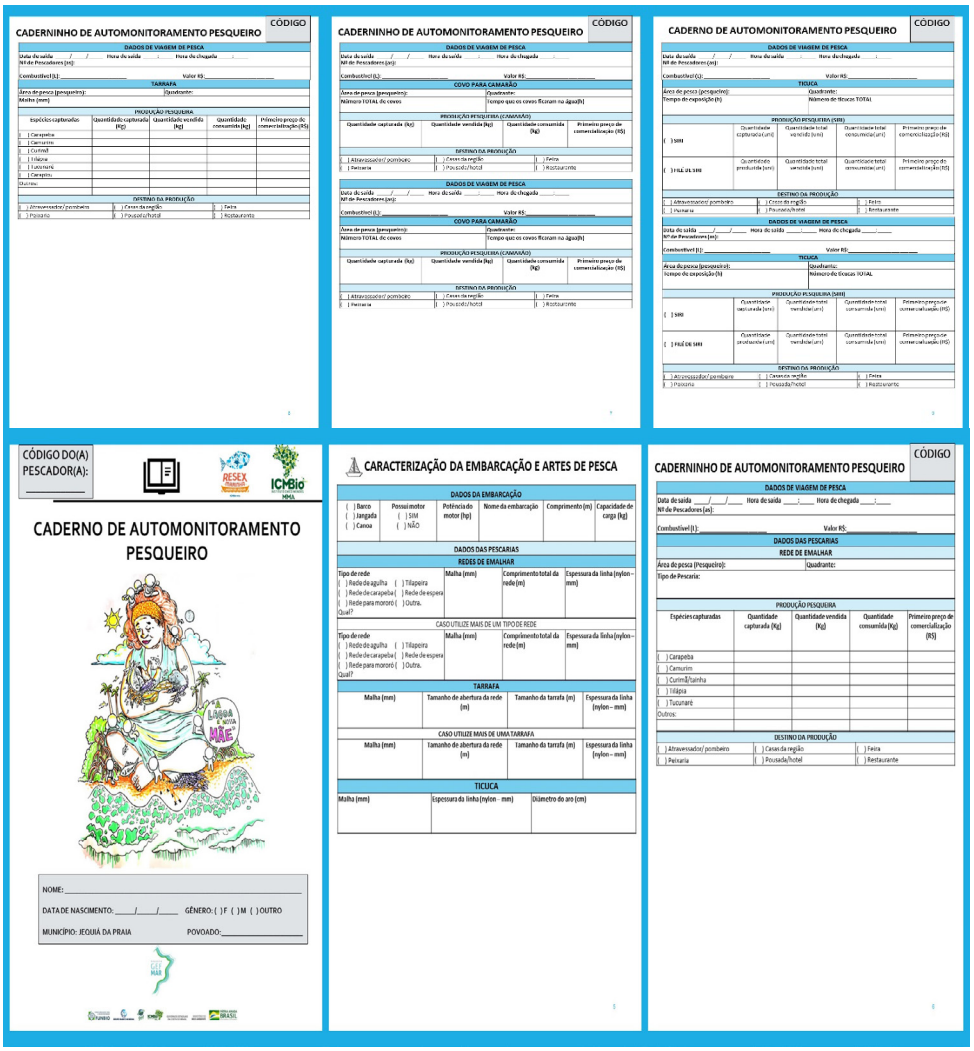


Figura 3 – Cadernos/formulários de monitoramento da pesca lagunar.

Para a lagoa de Jequiá existe uma dificuldade de identificação dos pesqueiros, especialmente nas pescarias desenvolvidas no interior da laguna, uma vez que os pescadores afirmam desenvolver a atividade em toda a extensão. Essa prática difere do ambiente marinho, já que todos os pesqueiros são nomeados, no entanto, ambos não possuem um georreferenciamento que possibilite identificar o local exato ou aproximado onde a pescaria em questão está sendo desenvolvida. Desta forma, buscando entender os limites de atuação das pescarias, foi desenvolvido um sistema de quadrantes de acordo com a metodologia proposta pelo Boletim Estatístico da Pesca Industrial de Santa Catarina [18]. Com isso, foi possível obter uma localização aproximada para essas áreas, as quais posteriormente podem ser validadas por meio de visitas de campo (Figura 4).

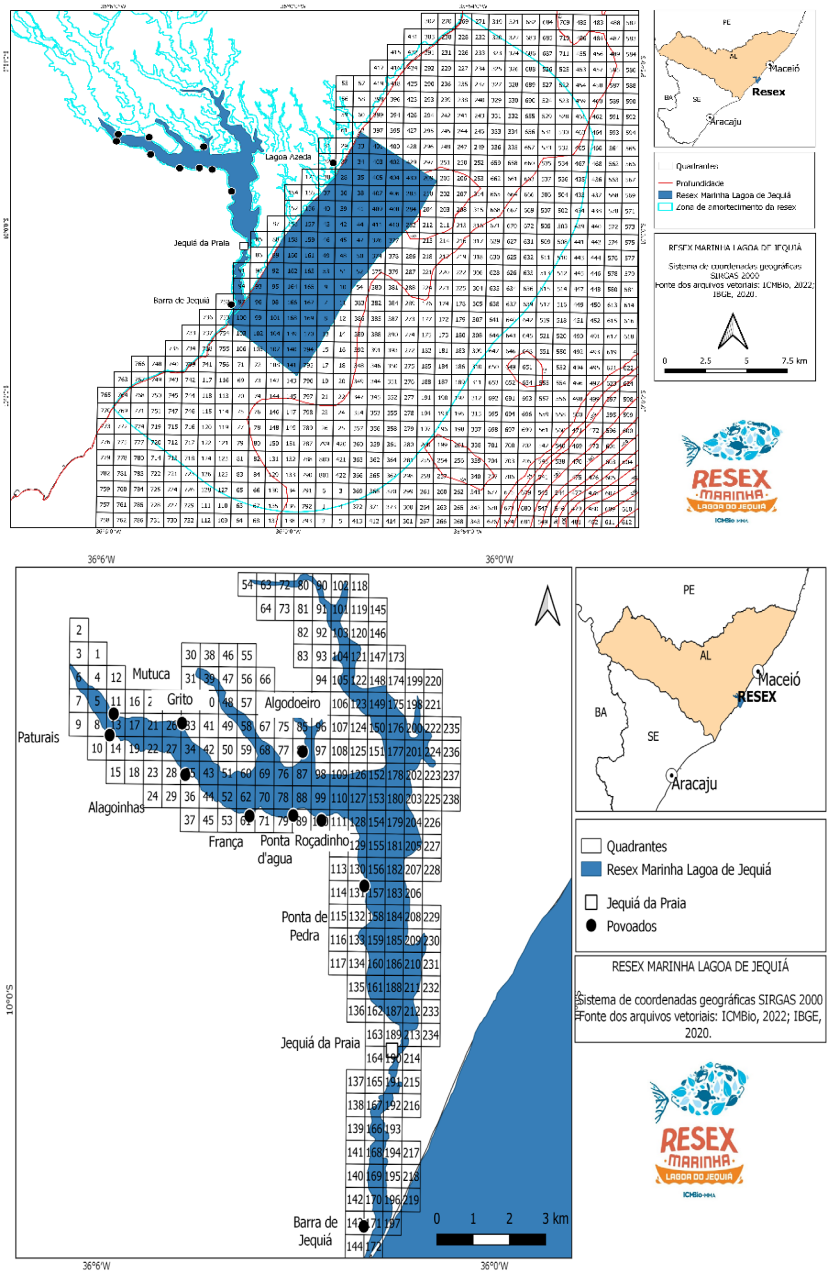


Figura 4 – Quadrantes para determinação de pesqueiros na RESEX Jequiá.

Treinamento de bolsistas para coleta de campo

Para auxiliar na coleta de dados foram contratados 4 monitores/bolsistas, os quais foram previamente treinados para atuarem em campo. O treinamento foi dividido em duas etapas: teórica e prática. O treinamento teórico seguiu a o manual do programa monitora sendo abordado durante o treinamento os tópicos "porque monitorar", "oque monitorar", técnicas de amostragem, além de discussões sobre boas práticas de abordagem termos específicos relativos aos formulários de campo e cadernos de automonitoramento [12]. O treinamento possibilitou a criação de um conhecimento básico sobre pesca, métodos de coleta e análise de dados pesqueiros, proporcionando maior eficiência na coleta e sistematização dos dados por parte dos monitores.

O treinamento prático aconteceu no povoado França durante a entrega da documentação das embarcações de pesca realizada pela marinha. Cada monitor realizou duas entrevistas supervisionadas utilizando a primeira versão do formulário de campo,

buscando aplicar os conhecimentos adquiridos durante os treinamentos teóricos. Posteriormente foi realizada uma reunião com os monitores para esclarecimentos de dúvidas que surgiram, e ajustes e debates buscando ajustar o protocolo de modo que as entrevistas ficassem mais fluidas.

Mobilização da comunidade e rodas de conversa

Após o processo de treinamento e construção de formulário foram feitas mobilizações junto às comunidades para a realização de rodas de conversa buscando divulgar e incentivar a realização do monitoramento da pesca. As mobilizações ocorreram nas semanas que antecederam as rodas de conversas e consistiram em visitas às comunidades e conversas com as lideranças da pesca de cada povoado para informá-los sobre o monitoramento.

As rodas de conversa aconteceram de 1º a 17 de agosto de 2022 em todos os povoados da região lagunar, da região marinha e no centro de Jequiá, com participação de aproximadamente 250 pessoas entre equipe e pescadores. Durante as rodas de conversa foi explicada a importância da realização do monitoramento e os benefícios que trariam para o pescador e para a região, na ocasião também foi realizada a entrega de aproximadamente 100 cadernos de automonitoramento aos pescadores que participaram das rodas de conversa.

Para iniciar as rodas de conversa foram feitas dinâmicas que estimulam os participantes a refletirem sobre a gestão da atividade pesqueira, posteriormente foram expostas perguntas orientadoras buscando entender a relação da comunidade com a atividade pesqueira e quais os anseios da comunidade, sendo as perguntas:

- O que a pesca representa na sua vida?
- Quais os maiores problemas da pesca no seu povoado?
- Qual a importância da RESEX (reserva extrativista) na sua vida como pescador(a)?
- Como você acha que pode melhorar o apoio (reconhecimento e valorização) ao pescador(a) e seu pescado?

Nas rodas de conversas foram sugeridos três nomes de comunitários por localidade para integrar o grupo de trabalho (GT) da pesca, totalizando 34 pessoas. Os comunitários indicados participaram ativamente representando seus povoados durante a elaboração do plano de gestão da pesca na UC.

Sobre os maiores problemas da pesca, foram citados os tamanhos de malha, a poluição, o derramamento de melaço, e especialmente a redução na quantidade de pescado capturado na lagoa, fazendo com que os pescadores busquem realizar trabalhos alternativos para a complementação da renda.

Os pescadores da RESEX descreveram a pesca como "TUDO", enfatizando sempre que a pesca é uma atividade que gera lazer, segurança alimentar, trabalho, e sustento além de ser uma atividade cultural que é passada de pai para filho.

Sobre a importância da RESEX, as respostas foram diversas, alguns pescadores nem sabiam que existia, ou associavam imediatamente a fiscalização, e outros relataram ações importantes da UC, citando que caso a RESEX não existisse haveria construções até mesmo dentro da lagoa, que é importante por regular o desmatamento na região e a poluição e regulamentar o tamanho das malhas de petrechos utilizados na lagoa, com o intuito de preservar o crescimento e reprodução das espécies. Quando questionados sobre o que poderia melhorar quanto a ações de apoio ao pescador, as respostas: auxílio para fazer documentação, fiscalização, conscientização e seguro defeso foram as mais citadas.

Em seguida foram apresentadas as diretrizes do monitoramento da pesca e os benefícios que poderiam trazer para a pesca e para os pescadores, enfatizando a importância de gerar dados sobre a produção pesqueira na região, para estes servirem como instrumento na busca por políticas públicas que eles tanto anseiam.

Após a realização das rodas de conversa, foi iniciado oficialmente o monitoramento da pesca, sendo realizada a coleta de dados pelos monitores junto aos pescadores diariamente. Espera-se que, com o passar do tempo, os pescadores se empoderem e comecem a realizar o automonitoramento.

Resultados

Até o presente momento, 214 cadernos de automonitoramento foram entregues, sendo 65 na região marinha e 149 na região lagunar. Na região marinha, a captura do pescado é predominantemente

realizada por homens, enquanto as mulheres são responsáveis por beneficiar e comercializar o pescado. Essa situação difere na região lagunar, onde, dos 149 cadernos entregues, 54 pertencem a mulheres e 95 a homens. Apesar de a predominância na captura do pescado ser masculina, na região lagunar observa-se uma representatividade feminina além do beneficiamento e comercialização do pescado, atuando também na captura.

Na região marinha, estima-se que existam aproximadamente 50 embarcações, que atuam na pesca de arrasto, caceia, linha de mão e espinhel. As maiores produções nessa região estão relacionadas à pesca de arrasto de camarão, capturando o camarão espigão (*Xiphopenaeus kroyeri*), camarão-branco (*Penaeus schmitti*) e camarão-rosa (*Penaeus subtilis*), além do boca-mole (*bycatch*). A fauna acompanhante da pesca de arrasto é dada ou vendida às mulheres, que a separam por tamanho e a comercializam salgada e seca ou eviscerada e fresca.

Dentre as espécies de peixes capturadas na área marinha, destacam-se o Bonito (Scombridae), a Garassuma (*Caranx crysos*), a Cioba (*Lutjanus analis*) e as Pescadas (*Cynoscion* sp.), que são capturados com redes de emalhe (caceia) e linha de mão. Na região de Lagoa Azeda, essas pescarias podem ocorrer de forma simultânea, uma vez que os pesqueiros são os mesmos.

Na região lagunar, há uma maior variedade de artes de pesca; no entanto, as mais utilizadas são as redes de emalhe, as tarrafas, os covos (para a captura de camarões de água doce) e as ticucas (para a captura de siris). As redes de emalhe são utilizadas em todos os povoados, com malhas que variam entre 35 mm e 80 mm, podendo possuir mais de 5.000 m de comprimento. Essas redes capturam especialmente a carapeba (*Eugerres brasilianus*) e o robalo (*Centropomus* sp.), sendo essas as espécies de maior valor comercial e cultural na região. No entanto, apesar dos grandes volumes capturados de ambas as espécies, há muitos relatos sobre a redução nas capturas ao longo do tempo, sugerindo a diminuição dos estoques na laguna.

Apesar do receio que muitos pescadores ainda têm em relação ao monitoramento por associarem a ações de fiscalização, observa-se um desejo por melhorias na gestão da pesca na localidade, especialmente no que se refere à criação de políticas públicas voltadas ao setor, como um seguro-defeso para as espécies dulcícolas.

Discussão

A utilização do conhecimento originário dos pescadores e conselheiros, possibilitou a construção de um formulário que se adequou às particularidades da RESEX Jequiá. Neste sentido, construir um conhecimento de forma coletiva sobre as interações homem-natureza é necessário para que se torne possível realizar o manejo dos ecossistemas de forma sustentável, bem como mitigar conflitos e estabelecer relações sustentáveis entre a conservação e a produção [19].

A coprodução do conhecimento pode ser uma aliada na gestão adequada das atividades produtivas, uma vez que une o conhecimento científico ao conhecimento tradicional, contribuindo para a elaboração de protocolo de monitoramento que atenda às necessidades do local, considerando todas as suas complexidades [20][21]. A junção do conhecimento técnico-científico com o conhecimento tradicional foi fundamental para a construção do monitoramento participativo da pesca de Tarituba, Rio de Janeiro, por proporcionar entender as complexidades das questões que envolvem a conservação e a produção pesqueira do local [19], corrobo-rando com os dados apresentados no presente estudo de caso.

A gestão da pesca objetiva garantir a estabilidade produtiva, através do equilíbrio entre a produção pesqueira e a capacidade produtiva do estoque e, com isso, assegurar o lucro e o equilíbrio sustentável das populações sob explotação [22] [23]. Informações como capturas, espécie e valor do pescado capturado por arte de pesca, área e tempo; aspectos sociais, biológicos, operacionais e econômicos são fundamentais para avaliar adequadamente a condição da atividade e o real potencial pesqueiro [24][25]. A RESEX Jequiá, assim como as demais comunidades pesqueiras do Brasil, possui uma incipiência de dados, o que dificulta a avaliação dos estoques, bem como a adoção de medidas de manejo. Desta forma, a implementação do programa de monitoramento participativo, irá fornecer informações que poderão ser utilizadas para subsidiar medidas de gestão e manejo dos recursos pesqueiros explorados localmente.

A partir desses, foram gerados os formulários de campo e cadernos de automonitoramento. O Programa Monitora visa fortalecer o diálogo sobre questões ambientais a partir da troca de informações e formulação de questões envolvendo pesquisadores

CC BY NC ND

e lideranças comunitárias, para isso, foi desenvolvido um conjunto de procedimentos para coleta de dados por meio de técnicas simples, com baixo custo financeiro e operacional, priorizando o envolvimento dos atores locais, com compartilhamento de análises e interpretação coletiva dos resultados [12].

Avaliar a relação entre a dinâmica dos estoques pesqueiros e a ocupação do *habitat é* fundamental para uma efetiva avaliação e manejo pesqueiro, uma vez que o *habitat é* uma variável importante para a produtividade [26][27][1]. Os pescadores artesanais definem como "pesqueiros", os pontos onde tradicionalmente são desenvolvidas a atividade com determinada arte de pesca, as quais são utilizadas como referência para auxiliar a navegação. No entanto, a navegação na lagoa de Jequiá é feita por meio de mapas mentais, ou seja, os pontos não são marcados com nenhum aparelho de geolocalização, neste sentido, a elaboração dos quadrantes possibilitou o georreferenciamento dos pesqueiros na lagoa e na área marinha proporcionando a geração de informação qualificada a qual poderá subsidiar estudos futuros para entender a relação entre o *habitat* e os estoques explorados comercialmente na RESEX.

Após a elaboração de todos os protocolos e buscando boa adesão por parte dos pescadores ao programa foram feitas rodas de conversas em todos os povoados para explicar do que o programa se tratava e a importância do monitoramento pesqueiro participativo. Durante as rodas de conversas foram entregues os primeiros cadernos de automonitoramento e foram estreitados os laços entre as comunidades especialmente as comunidades mais distantes e a equipe ICMBio garantindo, desta forma conforto aos pescadores no momento de repasse de informações.

Estima-se que aproximadamente 76% dos moradores de Jequiá exerçam, de forma direta ou indireta, alguma atividade pesqueira, sendo ao menos 500 pescadores profissionais que possuem o registro geral da pesca, além disso, mais de 2.000 famílias possuem o perfil de beneficiárias da unidade [10], evidenciando o valor social, econômico e cultural da pesca para a região.

Apesar de o número de participantes atualmente ser baixo quando comparado ao número de pessoas que desenvolvem a pesca na comunidade, o monitoramento traz para a região a geração de informações sobre os volumes capturados, que atualmente não existem, possibilitando conhecer a realidade da pesca e proporcionando aos pescadores um autoconhecimento acerca da atividade produtiva que desenvolvem.

Ações de monitoramento participativo da pesca foram aplicadas pelo Projeto Pró-Várzea, desenvolvido pelo ICMBio na região amazônica, promovendo o fortalecimento institucional nas comunidades e o surgimento de novas lideranças locais, além de estimular a formação de conselhos de pesca e a participação de comunitários na criação de políticas públicas e ações de gestão pesqueira [28].

Outras questões sociais, como a igualdade de gênero, também vêm à tona quando são discutidas questões referentes à pesca artesanal. A participação das mulheres no monitoramento da pesca contribui para a visibilidade do trabalho feminino na atividade pesqueira, uma vez que as mulheres que atuam na pesca artesanal são frequentemente invisibilizadas. Suas contribuições são consideradas secundárias e complementares, estando associadas diretamente à divisão sexual do trabalho, que naturaliza a ideia de que o trabalho feminino é menos importante, negando, dessa forma, os direitos sociais fundamentais [29].

Dessa forma, a realização do monitoramento pesqueiro é uma ferramenta poderosa, pois proporciona um entendimento da pesca artesanal em todas as suas complexidades, tanto no quesito sociocultural, quanto no produtivo. Quando esses dois alicerces são aliados, torna-se possível realizar uma gestão da atividade de forma mais precisa e humanizada, buscando políticas públicas adequadas que atendam ao setor pesqueiro, de maneira que toda a comunidade seja beneficiada.

Agradecimentos

Agradecemos todos os pescadores e pescadoras que aderiram ao Programa MONITORA, bem como todos monitores e monitoras, bolsistas e voluntários/as que contribuíram com a coleta e sistematização dos dados. Agradecemos também ao Programa GEF-Mar que financiou grande parte dessa iniciativa.

Referências

1. Nobrega MF. Geostatística aplicada às ciências pesqueiras. In: Viana DL et al. (eds.). Ciências do mar: dos oceanos do mundo ao nordeste do Brasil: bioecologia, pesca e aquicultura. Vol. 2. 1st ed. Olinda/PE: Via Design Publicações; 2021.

2. Diegues AC, Vianna LP. Conflitos entre populações humanas e unidades de conservação na Mata Atlântica. 1st ed. São Paulo; 1995.

3. Dominguez PSA, Zeineddine GC, Rotundo MM, Barrella W, Ramires M. A pesca artesanal no arquipélago de Fernando de Noronha/PE. Bol Inst Pesca. 2016; 42(1): 241-251. doi:10.20950/1678-2305.2016v42n1p241.

4. Previero M, Minte-Vera CV, Moura RL. Fisheries monitoring in Babel: fish ethnotaxonomy in a hotspot of common names. Neotrop Ichthyol. 2013; 11(2): 467-76. doi:10.1590/S1679-62252013000200015.

5. Ruffino ML. A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira. Manaus: Ibama/ProVárzea; 2004. 256 p.

6. Pauly D, Zeller D. Comments on FAO's state of world fisheries and aquaculture (SOFIA 2016). Mar Policy. 2017; 77: 176-181.

7. Farmery AK, Kajlich L, Voyer M, Bogard JR, Duarte A. Integrating fisheries, food and nutrition – Insights from people and policies in Timor-Leste. Food Policy. 2020; 91: 101826. doi:10.1016/j.foodpol.2020.101826.

8. Thilsted SH, Thorne-Lyman A, Webb P, Bogard JR, Subasinghe R, Phillips MJ, Allison EH. Sustaining healthy diets: The role of capture fisheries and aquaculture for improving nutrition in the post-2015 era. Food Policy. 2016; 61: 126-131. doi:10.1016/j.foodpol.2016.02.005.

9. Youn SJ, Taylor WW, Lynch AJ, Cowx IG, Beard TD, Bartley D, Wu F. Inland capture fishery contributions to global food security and threats to their future. Glob Food Sec. 2014; 3(3-4): 142-148. doi:10.1016/j.gfs.2014.09.005.

10. ICMBio. Plano de manejo da Reserva Extrativista Marinha Lagoa do Jequiá [Internet]. 2023 [Acesso em 03 de Novembro de 2024]. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs/RESEX-marinha-da-lagoa-do-jequia/arquivos/pm_RESEX_lagoa_do_jequia_v5.pdf

11. FAO. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2016. Contribución a la seguridad alimentaria y la nutrición para todos. Rome: FAO; 2016.

12. ICMBio. Monitoramento participativo da pesca artesanal em unidades de conservação [ebook]. 1st ed. Brasília, DF: ICMBio; 2022. 62.8 MB.

13. ICMBio. Programa Monitora [Internet]. 2023 [Acesso em: 23 de Março de 2023]. Available from: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/monitoramento

14. Dias TLP, Salles R. Diagnóstico da pesca artesanal e proposta de plano de ordenamento da pesca na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Ponta do Tubarão (Macau-Guamaré/RN). IDEMA; 2006. 106 p.

15. Silva ACC, Dantas R. A pesca artesanal da sardinha-laje (*Opisthonema oglinum*) de Macau (RN) e as relações com variáveis climáticas. Recursos Naturais. 2016; 59015: 9.

16. Pereira JP, Da Mata-Oliveira I. Pesca e pescadores da lagoa de Jequiá, Alagoas [Dados não publicados].

17. Chagas NZ, Araujo DM, Schiavetti A, Mei Romero R. A atividade de pesca e percepção sobre os estoques pesqueiros na porção lagunar da Reserva Extrativista Marinha da Lagoa do Jequiá, Alagoas, Brasil. Gaia Scientia. 2021; 15(2).

18. Boletim estatístico da pesca industrial de Santa Catarina – ano 2012. Itajaí: Universidade do Vale do Itajaí; 2013.

19. Dias ACE. Monitoramento participativo da pesca na comunidade de Tarituba, Paraty/RJ: conciliando conservação e pesca artesanal [Dissertação de Mestrado]. Campinas: Universidade Estadual de Campinas; 2015.

20. Dias ACE, Seixas CS. Delineamento participativo do protocolo de monitoramento da pesca artesanal da comunidade de Tarituba, Paraty/RJ. Ambiente Soc. 2019; 22.

21. Armitage D, Berkes F, Dale A, Kocho-Schellenberg E, Patton E. Co-management and the co-production of knowledge: Learning to adapt in Canada's Arctic. Glob Environ Change. 2011; 21(3): 995-1004.

22. McClanahan T, Allison EH, Cinner JE. Managing fisheries for human and food security. Fish Fish. 2015; 16(1): 78-103.

23. Dias Neto J. Gestão do uso dos recursos pesqueiros marinhos no Brasil. Brasília: Ibama; 2010.

24. Sparre P, Venema SC. Introdução à avaliação de mananciais de peixes tropicais. FAO Documento Técnico sobre pescas No. 306/1, Rev. 2. Rome: FAO; 1997. 404 p.

25. FAO. Fisheries management. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries No. 4. Rome: FAO; 1997. 82 p.

26. Rubec PJ, Smith GS, Coyne MS, White M, Monaco ME, Ault JS. Spatial modeling of fish *habitat* suitability in Florida estuaries. In: Spatial processes and management of marine populations. Alaska Sea Grant College Program; 2001. p. 1-18.

27. Friel C. Improving sport fish management through new technologies: The Florida Marine Resources GIS. Fisheries. 2000; 25(7): S30-1.

28. Derzi Vidal M. Manejo participativo da pesca na Amazônia: a experiência do Pró Várzea. Ciênc Nat. 2010; 32(2): 97-120.

29. Huguenin FP, Martínez SA. Mulheres da pesca: Invisibilidade e discriminação indireta no direito ao Seguro Desemprego. Dir Público. 2021; 18(97).

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Lagartos como espécies indicadoras para o monitoramento em uma unidade de conservação da Caatinga

Flávia Regina de Queiroz Batista[1]*
https://orcid.org/0000-0002-0942-8420
* Contato principal

Aline Richter[1]
https://orcid.org/0000-0001-6385-153X

Bruna Arbo Menezes[1]
https://orcid.org/0000-0002-8144-5786

Paula Ribeiro Anunciação[1]
https://orcid.org/0000-0002-0809-5353

Hugo Bonfim de Arruda Pinto[1]
https://orcid.org/0000-0003-2691-1307

Arnaldo José Correia Magalhães Júnior[2]

Paulo de Marco Júnior[3]
https://orcid.org/0000-0002-3628-6405

Lara Gomes Côrtes[1]
https://orcid.org/0000-0001-9918-7589

[1] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios/RAN, Goiânia/GO, Brasil. <flavia.batista@icmbio.gov.br, aline.richter.bolsista@icmbio.gov.br, bruna.meneses.bolsista@icmbio.gov.br, paulaevel@gmail.com, hugo-bonfim@hotmail.com, lara.cortes@icmbio.gov.br>.

[2] Universidade Federal do Vale do São Francisco/UNIVASF, São Raimundo Nonato/PI, Brasil. <arnaldomagalhaesjr@hotmail.com>.

[3] Universidade Federal de Goiás/UFG, Brasil. <pdemarcojr@gmail.com>.

Recebido em 26/01/2024 – Aceito em 22/08/2024

Como citar:

Batista FRQ, Richter A, Menezes BA, Anunciação PR, Pinto HBA, Magalhães Júnior AJC, De Marco Júnior P, Côrtes LG. Lagartos como espécies indicadoras para o monitoramento em uma unidade de conservação da Caatinga. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 30-44. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2522

Palavras-chave: Squamata; monitoramento ambiental; conservação; semiárido.

RESUMO – Durante nove anos, foi realizado o monitoramento de lagartos na Estação Ecológica Raso da Catarina abrangendo as fitofisionomias de caatinga arbórea e caatinga arbórea-arbustiva. Testamos e aperfeiçoamos um protocolo de monitoramento a ser integrado à caixa de ferramentas do Programa Monitora. Este estudo buscou responder a questões cruciais para viabilizar o monitoramento de lagartos em áreas protegidas através deste programa, incluindo a identificação da composição de espécies e aquelas que funcionam como indicadoras para o protocolo proposto. Os principais objetivos buscaram responder: (1) se existiam comunidades características de cada fitofisionomia; (2) se havia espécies indicadoras específicas para essas fitofisionomias; e (3) se houve variação na dinâmica populacional das espécies indicadoras ao longo dos anos. Para tanto, foi utilizado o método de captura com a utilização de armadilhas de interceptação e queda (*pitfall-traps*) para levantamento de espécies em campo. Foram utilizados modelos lineares generalizados mistos para avaliar se existiam diferenças na riqueza e na abundância das fitofisionomias estudadas. Para avaliar a diferença na composição entre as fitofisionomias, utilizamos uma análise multivariada permutacional de variância (PERMANOVA) usando matrizes de distância.

Também foram feitas análises de espécies indicadoras (IndVal) para avaliar a relação das espécies com cada fitofisionomia e identificar potenciais indicadoras. Por fim, foi calculada a distribuição da abundância das espécies indicadoras ao longo dos anos. Os resultados indicaram diferença na abundância e composição de espécies entre as fitofisionomias e apontaram sete espécies como indicadoras. Também foram observados declínios mais expressivos nas abundâncias das espécies *Tropidurus cocorobensis*, *Ameivula* gr. *ocellifera* e *Anotosaura vanzolinia* nos anos de 2017 e 2021. Os lagartos demonstraram ser um grupo eficaz para monitoramento por terem comunidades bem características de cada fitofisionomia estudada, podendo responder a alterações nesses ambientes.

Lizards as indicator species for monitoring in a Caatinga protected area

Keywords: Squamata; environmental monitoring; conservation; semi-arid.

ABSTRACT – For nine years, lizard monitoring was carried out at ESEC Raso da Catarina, covering the phytophysiognomies of Arboreal Caatinga and Shrub-Arboreal Caatinga. We test and improve a monitoring protocol to be integrated into the Monitora Program toolbox. This study aimed to answer crucial questions to enable the monitoring of lizards in protected areas through this program, including identifying species composition and those that function as indicators for the proposed protocol. The main objectives aimed to answer: (1) if characteristic communities existed for each phytophysiognomy; (2) whether there were specific indicator species for these phytophysiognomies; and (3) if there was variation in the population dynamics of the indicator species over the years. For this purpose, we used pitfall traps to survey the species in the field. Generalized linear mixed models were used to assess whether there were differences in richness and abundance of the studied phytophysiognomies. To assess the difference in composition between the phytophysiognomies, we used a permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) using distance matrices. Indicator species analyses (IndVal) were also performed to assess the relationship of species with each phytophysiognomy and identify potential indicators. Finally, the distribution of indicator species abundance through the years was calculated. The results indicated a difference in abundance and composition between the phytophysiognomies and identified seven species as indicators. More significant declines in the abundances of the species *Tropidurus cocorobensis*, *Ameivula* gr. *ocellifera* and *Anotosaura vanzolinia* were also observed in the years 2017 and 2021. The lizards proved to be an effective group for monitoring as they have communities that are very characteristic of each phytophysiognomy studied and can respond to changes in these environments.

Lagartos como especies indicadoras para el monitoreo en una unidad de conservación de la Caatinga

Palabras clave: Squamata; monitoreo ambiental; conservación; semiárido.

RESUMEN – Durante nueve años se realizó el monitoreo de lagartos en la ESEC Raso da Catarina, abarcando las fitofisonomías de caatinga arbórea y caatinga arbórea-arbustiva. Probamos y perfeccionamos un protocolo de monitoreo para ser integrado en la caja de herramientas del Programa Monitora. Este estudio tuvo como objetivo responder preguntas cruciales para permitir el monitoreo de lagartos en áreas protegidas a través de este programa, incluida la identificación de la composición de especies y aquellas que funcionan como indicadoras para el protocolo propuesto. Los principales objetivos abordaron: (1) determinar si

existían comunidades características para cada fitofisonomía; (2) si habían especies indicadoras específicas para estas fitofisonomías; y (3) si existía variación en la dinámica poblacional de las especies indicadoras a lo largo de los años. Para ello utilizamos el método de captura con el uso de trampas de caída para realizar el muestreo de especies en campo. Se utilizaron modelos lineales mixtos generalizados para evaluar si existían diferencias en la riqueza y abundancia de las fitofisonomías estudiadas. Para evaluar la diferencia en la composición entre fitofisonomías utilizamos un análisis de varianza permutacional multivariado (PERMANOVA) utilizando matrices de distancia. También se realizaron análisis de especies indicadoras (IndVal) para evaluar la relación entre las especies y cada fitofisonomía e identificar potenciales indicadores. Finalmente, calculamos la abundancia de especies indicadoras a lo largo de los años. Los resultados indicaron una diferencia en la abundancia y composición de especies entre fitofisonomías e identificaron siete especies indicadoras. También observamos disminuciones más significativas en las abundancias de las especies *Tropidurus cocorobensis*, *Ameivula* gr. *ocellifera* y *Anotosaura vanzolinia* en los años 2017 y 2021. Los lagartos demostraron ser un grupo eficaz para el monitoreo, ya que forman comunidades muy características en cada una de las fitofisonomías estudiadas y pueden responder a cambios en estos ambientes.

Introdução

A Caatinga é um bioma exclusivamente brasileiro que abriga a maior biodiversidade entre biomas semiáridos no mundo, além de registrar alto grau de endemismo e de espécies ameaçadas – aproximadamente 30% da flora e 10% da fauna [1]. Apesar disso, as alterações causadas pelas mudanças climáticas podem ter um impacto negativo significante sobre esse bioma, afetando tanto a biodiversidade como os recursos naturais [2][3]. Alguns modelos climáticos indicam cenários de redução de precipitação com aumento na temperatura média para a região da Caatinga, tornando esse bioma muito suscetível a processos de desertificação [2]. Além dos processos de alterações climáticas, a Caatinga vem enfrentando mudanças no uso do solo para atividades relacionadas a agropecuária, as quais degradam o ambiente acelerando os processos de perda da diversidade [4]. Dessa forma, entender como essas alterações nas dinâmicas do bioma afetam a resposta das espécies é urgente e fundamental para a manutenção dos processos ecossistêmicos e conservação das espécies, uma vez que apenas 7,5% da área da Caatinga é protegida [1][4].

Os lagartos são animais muito utilizados em estudos ecológicos [5][6]; são um táxon de fácil observação e captura, possuindo baixa capacidade de dispersão e forte associação aos ambientes em que ocorrem [7]. Sua diversidade regional está intrinsecamente vinculada à variabilidade da paisagem e dos *habitat* [8][9][10]. No entanto, os lagartos, assim como outros répteis, enfrentam declínios globais preocupantes [11]. A fragmentação da paisagem e a conversão da cobertura nativa para usos antrópicos em conjunto com os efeitos das mudanças climáticas emergem como ameaças primárias para as populações de lagartos [12]. As alterações no clima e as subsequentes variações na temperatura ambiental têm sido especialmente impactantes para os lagartos, já que a temperatura é um fator limitante para esse grupo [13]. Sendo ectotérmicos, eles são dependentes da temperatura ambiente para desenvolver atividades de forrageamento, reprodução e fuga de predadores. Por isso, buscam micro-*habitat* que otimizem suas performances adaptativas [14].

Nesse sentido, os lagartos são considerados um grupo de interesse para monitoramento e avaliação de alterações ambientais, já que variações na temperatura podem provocar declínios populacionais devido principalmente a alterações nas relações de competição e predação, embora a intensidade desses efeitos possa variar conforme a espécie e o *habitat* no qual vivem [15]. Adicionalmente, alterações climáticas locais, resultantes de incêndios ou secas pronunciadas, também contribuem para o declínio das populações [16]. Esses eventos podem afetar negativamente a riqueza e diversidade de espécies locais [17], prejudicando especialmente aquelas

CC BY NC ND

mais energeticamente dispendiosas ou especialistas de *habitat* [11]. Na Caatinga, por exemplo, observa-se uma separação de linhagens de lagartos mais especialistas em áreas florestais, como *Anotosaura vanzolinia* e *Enyalius bibronii,* e outras mais associadas a áreas abertas, como *Ameivula ocellifera* que ocupa preferencialmente áreas abertas arenosas, sendo amplamente distribuída no bioma [18].

Entretanto, um grande desafio para o monitoramento de répteis é a lacuna de informações básicas sobre a dinâmica de suas populações, bem como sobre a distribuição das espécies e a composição das comunidades, principalmente em biomas com predominância de formações abertas como a Caatinga [9][19]. Em um estudo de revisão recente, Uchôa *et al.* [20] constataram que há registros de 93 espécies de lagartos (13 famílias) na Caatinga, das quais 52,7% são endêmicas e 44% apresentam distribuições restritas. Além disso, os autores destacaram que há uma lacuna amostral para esse bioma [20]. Esses dados são preocupantes, uma vez que a Caatinga representa uma formação aberta tipicamente brasileira e com reduzido número de áreas protegidas [1]. Nesse contexto, dados de monitoramento de lagartos da Caatinga são fundamentais para a redução das lacunas de conhecimento sobre esse grupo taxonômico e contribuem para a tomada de decisões de conservação neste bioma.

Neste estudo, buscamos avaliar e trazer informações sobre as comunidades de lagartos que ocorrem em uma área heterogênea de Caatinga na Estação Ecológica Raso da Catarina (ESEC Raso da Catarina), norte da Bahia. Nossos objetivos foram: (1) identificar se as comunidades diferem entre duas fitofisionomias presentes na ESEC – a caatinga arbórea e a caatinga arbórea-arbustiva; (2) avaliar se há espécies indicadoras de cada um desses *habitat*; e (3) apresentar informações descritivas sobre as dinâmicas temporais e sazonais de abundância das espécies de lagartos encontrados na ESEC Raso da Catarina. Devido às diferentes características fisiológicas e requisitos ecológicos das espécies, esperamos encontrar diferenças na riqueza, abundância e composição de espécies associadas aos ambientes de diferentes fitofisionomias. Além disso, esperamos encontrar espécies indicadoras relacionadas a cada tipo de fitofisionomia, que estariam mais associadas a cada ambiente e que raramente ocorram fora deles. Os dados utilizados nesse estudo resultam de um extenso monitoramento no bioma Caatinga, proveniente de pesquisas para o estabelecimento de protocolos de monitoramento da herpetofauna que visam à integração futura dos lagartos como alvo complementar no Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade do Instituto Chico Mendes – Programa Monitora [21].

Material e Métodos

Área de estudo

A ESEC Raso da Catarina se estende por uma área de mais de 104.000 ha, e está localizada no estado da Bahia, Nordeste do Brasil, abrangendo parte dos munícipios de Paulo Afonso, Rodelas e Jeremoabo (Figura 1). Está inserida no bioma Caatinga, exibindo fitofisionomias arbórea, onde predominam mirtáceas, bromélias epífitas e orquídeas e a espécie *Clusia nemorosa* (Pororoca); e arbórea-arbustiva, onde predominam leguminosas e cactáceas como *Pilosocereus pachycladus* (Facheiro). A unidade de conservação (UC) também integra a Ecorregião Raso da Catarina (22).

O clima da região é semiárido quente com alta variabilidade espacial e temporal interanual das chuvas, com períodos de secas bastante severas e estiagem de até 11 meses. A temperatura média anual varia entre 24 e 26°C. A precipitação média anual varia entre 400 e 600 mm, com concentração das chuvas entre março e julho, e trovoadas eventuais em dezembro e janeiro [23]. Outra característica desta ecorregião é a predominância de caatinga arbustiva densa [24].

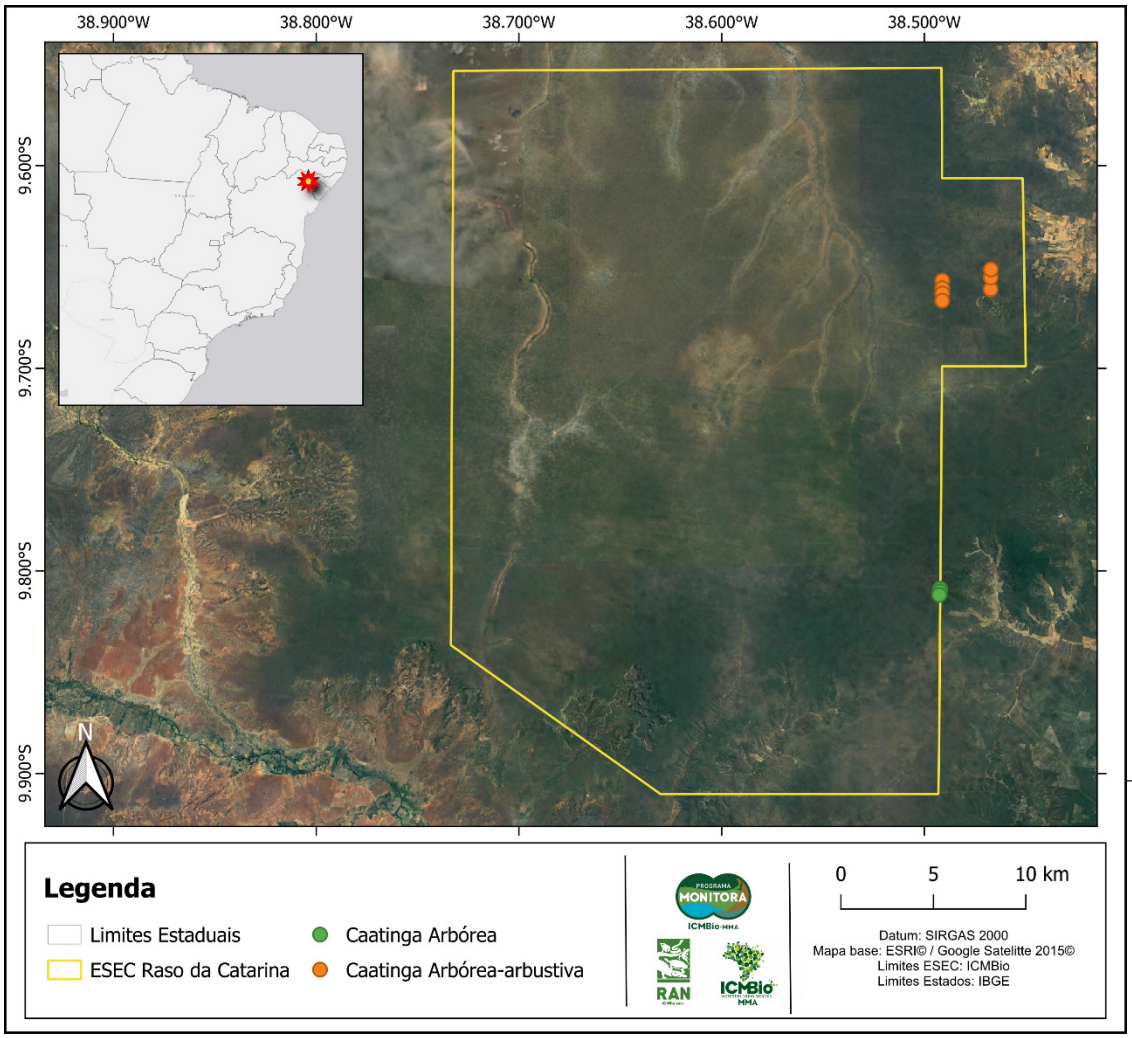


Figura 1 – Localização da ESEC Raso da Catarina e dos sítios amostrais na região Nordeste do Brasil.

Dez sítios foram amostrados ao longo de nove anos (2013-2021), sendo sete sítios em caatinga arbórea-arbustiva e três sítios em caatinga arbórea, contemplando meses referentes ao período de chuva (março a julho) e de seca (agosto a fevereiro). O método utilizado para o monitoramento dos lagartos terrestres, em cada ano de amostragem, foi a captura passiva com a utilização de armadilhas de interceptação e queda (*pitfall-traps*). Esse método é amplamente utilizado para a amostragem de diferentes táxons como, anfíbios, répteis e pequenos mamíferos [25]. Embora as armadilhas de interceptação sejam eficazes na captura de lagartos terrestres e forneçam dados valiosos sobre abundância e diversidade das espécies, apresentando pouca perturbação e facilidade de uso, elas têm algumas limitações. Por exemplo, essas armadilhas tendem a ter um viés para espécies que habitam o solo, podem capturar animais não-alvo e ser influenciadas por fatores ambientais, o que limita sua eficácia [26][25]. Esses vieses devem ser levados em consideração na interpretação dos resultados. Em cada sítio amostral foram instaladas dez linhas de armadilhas (Figura 2).

As unidades amostrais referentes a caatinga arbórea estavam cerca de 16 km distantes das unidades amostrais de caatinga arbórea-arbustiva. Dentro da caatinga arbórea, a distância média entre as unidades amostrais foi de 228,1 m (mínimo = 151,9 m; máximo = 342,1 m). Já para a caatinga arbórea-arbustiva, a distância média entre as unidades amostrais foi de 1857,9 m (mínimo = 291,7 m; máximo = 3144,3 m). Cada linha de armadilhas consistiu em dez baldes, totalizando 100 baldes de 30 litros enterrados em linha com a abertura no nível do solo, distantes um do outro em 7 m e interligados por uma cerca-guia de lona

plástica com 50 cm de altura, com a base enterrada a 5 cm de profundidade. A lona foi mantida na posição vertical por estacas de madeira instaladas contiguas às bordas dos baldes, às quais foi grampeada. As armadilhas foram inspecionadas uma vez por dia no período da manhã. Durante cada inspeção, os indivíduos capturados foram identificados até o nível de espécies e posteriormente soltos de novo no ambiente, sem marcação única, o que pode causar a recontagem de alguns indivíduos. Em casos de difícil identificação em campo, os organismos foram coletados para posterior identificação em laboratório. A nomenclatura taxonômica utilizada seguiu as listas de répteis [27] do Brasil. Considerando os nove anos de coleta, foram 164 dias de amostragem, totalizando um esforço amostral de 16.400 armadilhas-dia (164 dias x 10 sítios amostrais x 10 armadilhas).



Figura 2 – Instalação das armadilhas de interceptação e queda (pitfall-traps) na ESEC do Raso da Catarina.

Análise dos dados

As diferenças entre as comunidades encontradas nas duas fitofisionomias estudadas foram avaliadas em relação à riqueza, abundância e composição de espécies. Para determinar se havia diferença na riqueza e abundância entre caatinga arbórea e caatinga arbórea-arbustiva foram utilizados modelos lineares generalizados mistos (GLMM). Enquanto a riqueza foi estimada como o número de espécies de cada comunidade, a abundância representa a contagem de indivíduos de todas as espécies de cada comunidade. Os valores de riqueza e abundância foram considerados como variáveis resposta, o tipo de vegetação (caatinga arbórea ou caatinga arbórea-arbustiva) foi considerado como variável preditora no efeito fixo, enquanto o ano foi considerado como efeito aleatório nos modelos. Para ambos os modelos, foi utilizada a distribuição Poisson generalizada (genpois), que é uma variação da distribuição de Poisson que permite modelar superdispersão e subdispersão nos dados de contagem, com função de ligação "log". Também foi feita a validação e checagem gráfica dos modelos construídos.

Para avaliar a diferença na composição entre as fitofisionomias nós utilizamos uma Análise Multivariada Permutacional de Variância (PERMANOVA) usando matrizes de distância (*adonis2*). A matriz de distâncias foi criada usando a matriz de abundância padronizada pela transformação de Hellinger e utilizando o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. Foram utilizadas 9999 permutações para o cálculo do valor de p. Adicionalmente, utilizamos uma análise multivariada de dispersão dos grupos (*betadisper*) para verificar a homogeneidade na variância entre os grupos. Dessa forma, é possível saber se a diferença de composição entre os locais ocorre principalmente por diferenças na dispersão ou na posição das espécies dentro das comunidades. Para a representação gráfica foi utilizada a Análise de Coordenadas Principais

(PCoA), utilizado a dissimilaridade de Bray-Curtis e utilizando os eixos de maior explicação acumulada (72,75% da variação dos dados).

Para apontar espécies indicadoras dos ambientes, foi realizada uma análise de espécies indicadoras (IndVal) entre as espécies e as fitofisionomias estudadas. Posteriormente, foi feito um corte para não incluir espécies pouco frequentes como indicadoras (frequência < 6), uma vez que isso poderia trazer relações significativas apenas devido à presença em poucas localidades. Para as espécies indicadoras, calculou-se a abundância ao longo dos anos na comunidade de lagartos. Avaliou-se também a distribuição da abundância de espécies especialistas em áreas abertas e em áreas florestais (Material Suplementar 1), de acordo com a classificação apresentada por Uchoa e colaboradores [20]. Essas análises foram realizadas separadamente para estações seca e chuvosa e foram conduzidas no ambiente estatístico do R [28], pacotes ggplot2 [29], openxlsx [30], tidyverse [31], lmerTest [32], DH ARMa [33], indicspecies [34] e vegan [35].

Resultados e Discussão

Na ESEC Raso da Catarina, foram registrados 2.420 indivíduos de lagartos, pertencentes a nove famílias e 16 espécies (Tabela 1). A caatinga arbórea apresentou um total de 13 espécies e 255 indivíduos, enquanto a caatinga arbórea-arbustiva apresentou 16 espécies e 2165 indivíduos. Seis dessas espécies são endêmicas da Caatinga (Material Suplementar 1; 20). Foi observado que a abundância de espécies de lagartos foi maior em áreas de caatinga arbórea-arbustiva quando comparadas a áreas de caatinga arbórea, enquanto a riqueza não apresentou diferença significativa entre os tipos vegetacionais (Figura 3, Tabela 1, Tabela 2). Entretanto, é importante a ressalva de que os dados de abundância das duas fitofisionomias podem estar um pouco inflados devido a potenciais recapturas, uma vez que os indivíduos não foram marcados. Em estudos recentes com o monitoramento de lagartos nesta mesma UC, foi estimada uma taxa de recaptura de 18% (dados ainda não publicados). Dessa forma, o procedimento de marcação dos indivíduos já foi identificado como importante e está sendo incorporado ao protocolo de monitoramento de lagartos.

Tabela 1 – Lista de espécies de lagartos encontradas na ESEC Raso da Catarina, indicando suas abundâncias por fitofisionomia e total. C. Arbórea = caatinga arbórea; C. arbórea-arbustiva = caatinga arbórea-arbustiva.

Família/Espécie	C. arbórea	C. arbórea-arbustiva	Total
Gekkonidae			
Hemidactylus brasilianus	1	29	30
Gymnophthalmidae			
Acratosaura mentalis	16	11	27
Anotosaura vanzolinia	52	37	89
Psilops paeminosus	34	8	42
Leiosauridae			
Enyalius bibronii	55	22	77
Phyllodactylidae			
Gymnodactylus geckoides	1	20	21
Phyllopezus pollicaris		1	1
Polychrotidae			
Polychrus acutirostris		1	1
Scincidae			
Brasiliscincus heathi	1	4	5
Psychosaura macrorhyncha	1	15	16
Sphaerodactylidae			
Coleodactylus meridionalis	7	1	8

Teiidae			
Ameiva ameiva	4	2	6
Ameivula gr. ocellifera	77	800	877
Salvator merianae		1	1
Tropiduridae			
Tropidurus cocorobensis	5	1195	1200
Tropidurus hispidus	1	18	19
Total	**255**	**2165**	**2420**

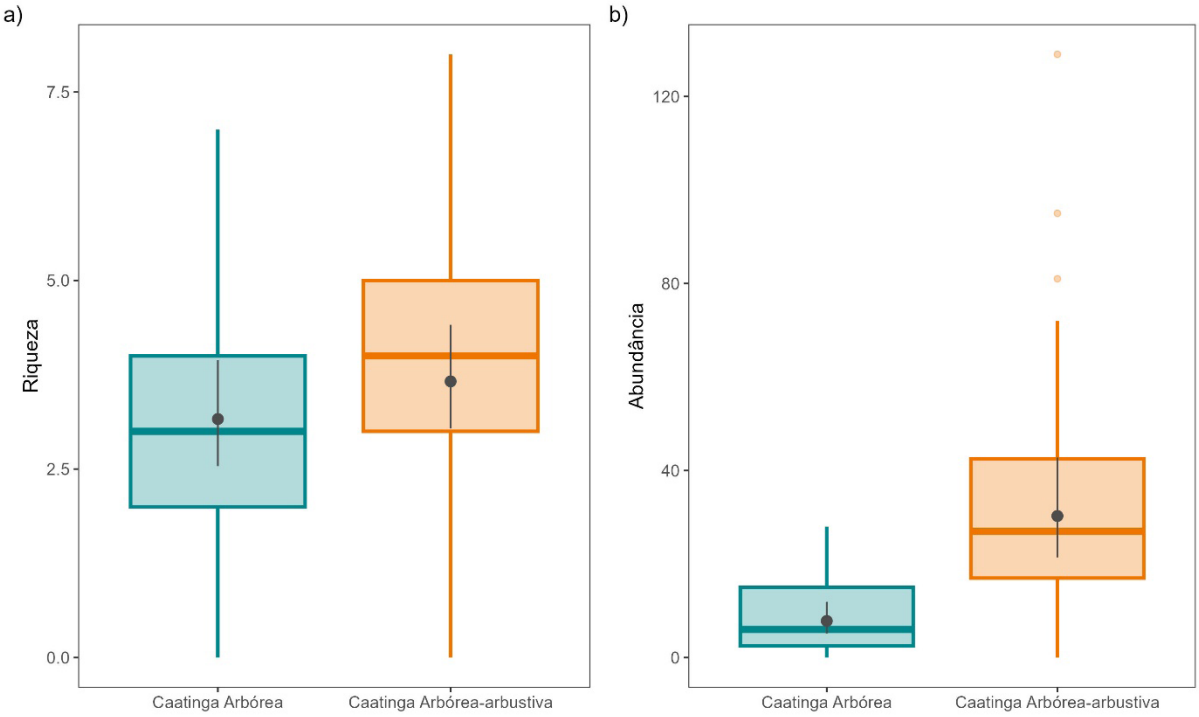


Figura 3 – Comparação da riqueza de espécies (a) e da abundância de indivíduos (b) de lagartos amostrados em duas fitofisionomias de Caatinga na ESEC Raso da Catarina. Os *boxplots* representam a distribuição dos dados observados, enquanto os pontos e as barras de erro em cinza representam os valores preditos pelo modelo GLMM.

Tabela 2 – Resultados dos modelos GLMM para a relação entre riqueza e abundância das espécies de lagarto com os tipos de vegetação – caatinga arbórea e caatinga arbórea-arbustiva. O valor de intercepto indica os valores médios para a caatinga arbórea. Os valores de pseudo-R^2 foram estimados considerando os efeitos fixo e aleatório dos modelos (condicional).

	Estimado	SE	z valor	p	pseudo-R^2
Riqueza					0,33
Intercepto	1,152	0,112	10,242	<0,001	
Caatinga arbórea-arbustiva	0,147	0,087	1,680	0,093	
Abundância					0,79
Intercepto	2,057	0,215	9,546	<0,001	
Caatinga arbórea-arbustiva	1,353	0,139	9,727	<0,001	

A riqueza de lagartos na ESEC do Raso da Catarina foi similar à relatada em um inventário anterior realizado na região em 2013 [36], sendo que 84% das espécies foram comuns entre estes estudos. Esses achados reforçam a importância da ESEC Raso da Catarina, destacando-a como uma das regiões com maior riqueza de lagartos já reportada para localidades na Caatinga [36][37], uma vez que possui 19 espécies registradas. Pode-se comparar, por exemplo, à Estação Ecológica de Aiuba, que possui 16 espécies de lagartos [38], e à Estação Ecológica de Seridó, com 13 espécies de lagartos [39].

Para a composição de espécies de lagartos, nós observamos que o tipo de fitofisionomia (caatinga arbórea ou caatinga arbóreo-arbustiva) afetou a variação na composição de espécies (R^2 = 0,41; F = 58,41; p = 0,0004). Além disso, o teste de homogeneidade na dispersão foi significativo (F = 43,57; p = 0,001), indicando que há diferença na dispersão entre as fitofisionomias de caatinga. A caatinga arbórea-arbustiva teve uma menor dispersão entre as comunidades ao longo dos anos (menor área de polígono, Figura 4), mostrando que ocorre uma menor variação na composição de espécies dentro desse tipo de *habitat* em relação à caatinga arbórea. As espécies de lagartos se associam às diferentes fitofisionomias devido às variações nos fatores ambientais e recursos disponíveis, como cobertura vegetal e estrutura do solo [40]. Por exemplo, a caatinga arbórea pode fornecer um ambiente mais estável com maior sombra e umidade, adequado para espécies que requerem essas condições, como *Anotosaura vanzolinia, Coleodactylus meridionalis* e *Enyalius bibronii*. Em contrapartida, a caatinga arbórea-arbustiva apresenta características ambientais que favorecem lagartos adaptados a ambientes mais abertos e sujeitos a maior variação climática [22], como *Ameivula gr. ocellifera*, *Tropidurus cocorobensis* e *Tropidurus hispidus*. Estudos anteriores, como o de Mesquita *et al.* [37], documentaram esses padrões distintos de distribuição e variação na composição de espécies de lagartos na Caatinga, reforçando a influência das fitofisionomias sobre a fauna local.

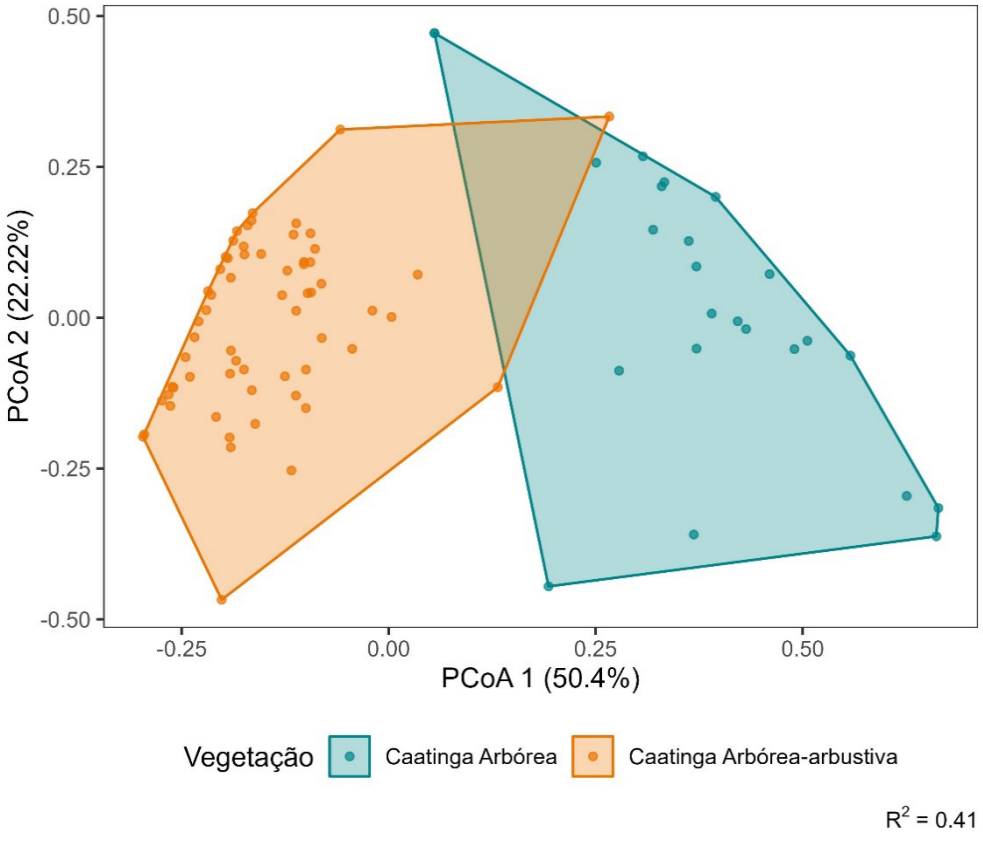


Figura 4 – Análise de Coordenada Principais (PCoA) para a distribuição da composição de espécies baseada em abundância para as comunidades de lagartos amostrados em duas fitofisionomias da Caatinga.

A análise IndVal mostrou que oito espécies são indicadoras das fitofisionomias estudadas (Figura 5; Material Suplementar 2). *Anotosaura vanzolinia, Coleodactylus meridionalis, Enyalius bibronii* e *Psilops paeminosus* são indicadoras de caatinga arbórea. *A. vanzolinia, C. meridionalis* e *E. bibronii* são espécies conhecidas por terem distribuição relictual, ou seja, sobrevivem em áreas isoladas ou reduzidas após mudanças ambientais significativas na Caatinga. Essas espécies pertencem a linhagens evolutivas próximas que se originaram em florestas úmidas e sombreadas, o que evidencia sua dependência por ambientes mais úmidos e estáveis como as florestas [17][41]. A diversificação dos lagartos sul-americanos foi moldada por eventos geoclimáticos que ocorreram durante o Terciário e Quaternário. Nesse período, a América do Sul experenciou um avanço das áreas abertas e uma retração das regiões florestais, causando uma separação entre as linhagens de lagartos de áreas abertas e as florestais [37]. As linhagens de lagartos florestais podem ter diversificado devido as mudanças climáticas do Quaternário, onde a expansão glacial gerou retração das florestas, criando essas distribuições florestais relictuais dentro da Caatinga [41]. Dentro da ESEC Raso da Catarina, essas áreas florestais de caatinga são denominadas de mata de pororoca, devido à alta ocorrência de *Clusia nemorosa*, conhecida na região vulgarmente por "pororoca". Essas matas ficam em manchas isoladas não relacionadas a cursos d'água, chegando a formar sub-bosque e um dossel de quase 15 m. Embora ocupando menos de 0,03% da área da ESEC, essa formação é de grande importância em termos de heterogeneidade de paisagem [42] e para a manutenção das populações adaptadas e esse tipo de *habitat*, como é o caso desses lagartos. Entretanto, mesmo que apontada pelo teste como espécie indicadora, *Coleodactylus meridionalis* ocorreu em poucos sítios amostrais e, assim, foi excluída do conjunto de espécies indicadoras, uma vez que há ressalvas em relação à significância encontrada nas análises.

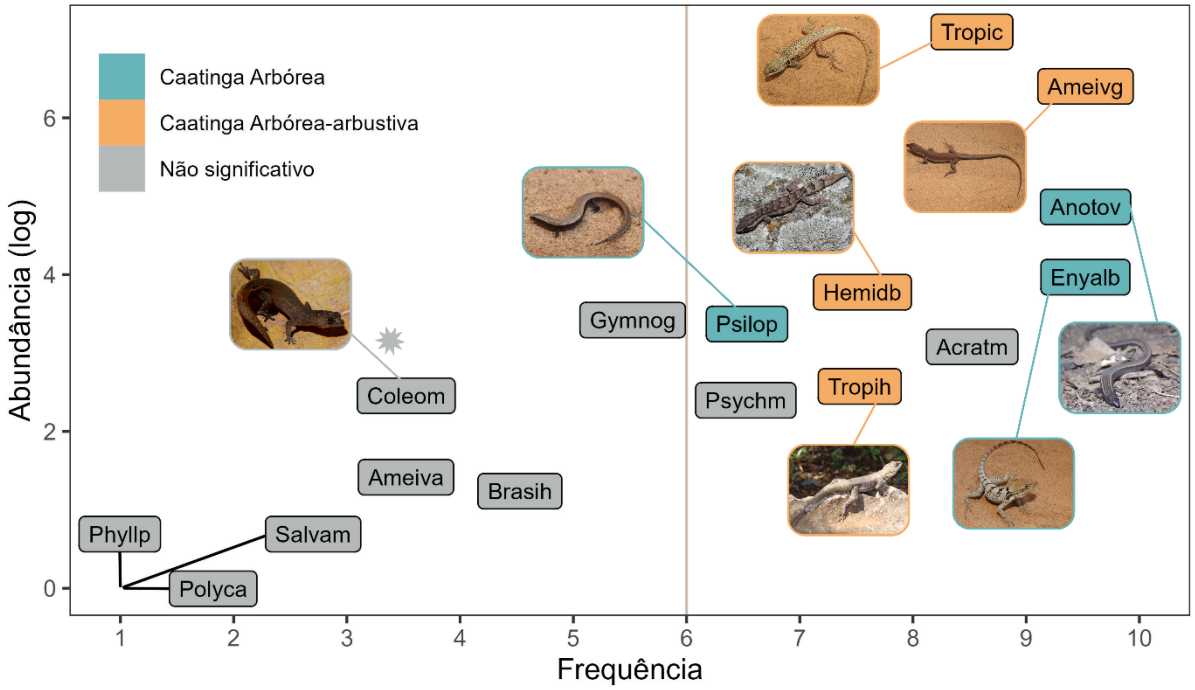


Figura 5 – Espécies selecionadas como indicadoras de cada fitofisionomia pelo método IndVal. A linha vertical representa o limiar adotado neste estudo como a frequência mínima de sítios amostrais com a ocorrência da espécie, sendo utilizada para excluir espécies menos abundantes. As abreviaturas dos nomes representam as cinco primeiras letras do gênero e a primeira letra da espécie. O asterisco indica espécies removidas das espécies indicadoras. As imagens representam as espécies indicadoras de cada fitofisionomia. Fonte das imagens: Acervo do RAN/ICMBio.

Por outro lado, *Ameivula gr. ocellifera*, *Hemidactylus brasilianus*, *Tropidurus cocorobensis* e *Tropidurus hispidus* são indicadoras de caatinga arbórea-arbustiva (Figura 5). Também foi observado que há um predomínio de espécies heliotérmicas nesta fitofisionomia, que são espécies que suportam temperaturas mais altas sem sofrer superaquecimento [32]. Uma vez que a quantidade de calor trocada com o ambiente pode variar de acordo com as propriedades termais de cada substrato, destaca-se também a presença de espécies de solos arenosos como *Tropidurus cocorobensis*, que é conhecida por sua distribuição espacial disjunta associada a esses solos (comuns na maior parte da UC) e alta fidelidade às manchas de areia [42][43], provavelmente devido à presença de micro-*habitat* que oferecem abrigo e regulação térmica, além de uma fauna invertebrada adequada como alimento. Outras espécies especialistas em ambientes arenosos também ocorrem na unidade de conservação, como por exemplo *Ameivula gr. ocellifera* [17], que prefere áreas abertas arenosas, e sendo amplamente distribuída no bioma [18] *Tropidurus hispidus* é uma espécie onívora generalista, sendo as plantas um dos principais componentes de sua dieta das populações da Caatinga. Alguns estudos indicam que essa espécie desempenha um papel importante na dispersão de sementes de cactos, contribuindo para a regeneração desses vegetais no bioma [44][45]. Material vegetal (incluindo folhas, flores e frutos) também faz parte da dieta das populações de *Ameivula* gr. *ocellifera* e *Anotosaura vanzolinia* na Caatinga, uma vez que são fontes de alto valor energético e de água [46][47]. Desse modo, evidencia-se que as espécies definidas como indicadoras possuem interações funcionais importantes para a manutenção da qualidade do ecossistema. Além disso, estas espécies possuem ampla distribuição na Caatinga [20], sugerindo que elas podem ser potenciais indicadoras em outras UCs desse bioma.

A análise descritiva da abundância das espécies indicadoras ao longo dos anos na comunidade de lagartos apontou reduções mais expressivas nas abundâncias das espécies *Tropidurus cocorobensis, Ameivula* gr. *ocellifera* e *Anotosaura vanzolinia* nos anos de 2017 e 2021 (Figura 6). Esse padrão também foi observado na abundância de espécies especialistas em áreas abertas e áreas florestais, principalmente nas amostragens na estação seca (Figura 7; Material Suplementar 2). Essas flutuações anuais na abundância de adultos, incluindo a diminuição dos lagartos ativos na estação seca, podem ser naturais e estar relacionadas à estivação e/ou ao aumento da taxa de mortalidade durante os meses mais secos [48].

Por outro lado, a modificação antrópica do *habitat* é apontada como a principal responsável pelo declínio e até mesmo extinção de répteis, sendo que alguns estudos indicam que o tamanho da área de distribuição, o uso do *habitat* e a dieta são traços importantes que indicam sensibilidade à transformação do *habitat* [49][50][51]). Mudanças climáticas também estão se tornando uma ameaça significativa, afetando os répteis ao alterar seus *habitats* e influenciar seus processos fisiológicos [52][53]. Além disso, impactos locais intensificados, como incêndios e supressão da mata nativa, podem ter contribuído para o declínio dessas espécies e necessitam de uma investigação mais detalhada. Algumas pesquisas apontam o declínio de lagartos [54] ou alterações na composição de espécies em áreas antropizadas, onde prevalecem as mais resistentes à mudança do *habitat* [55]. Há estudos que indicam ainda que répteis, juntamente com anfíbios, estão entre os grupos taxonômicos com maior redução estimada na riqueza de espécies devido às mudanças climáticas e alterações no uso da terra [56], podendo assim, funcionar como bioindicadores uma vez que respondem mais rapidamente às ameaças antrópicas.

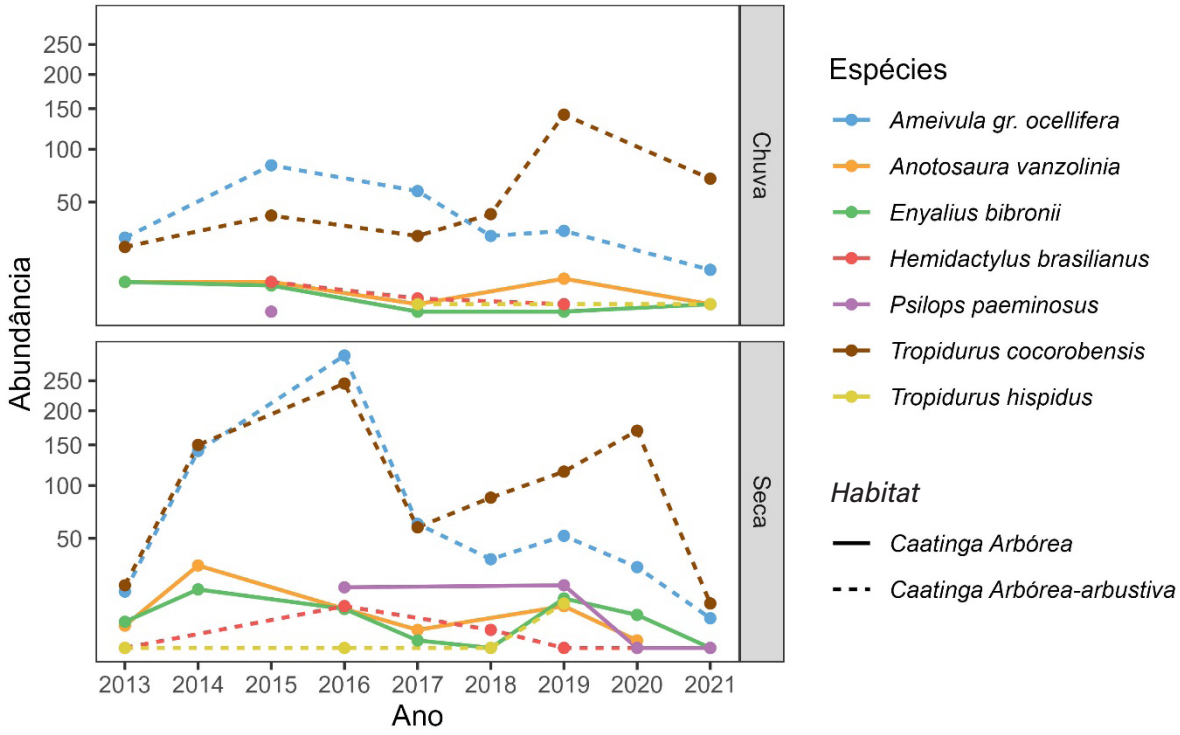


Figura 6 – Distribuição da abundância das sete espécies de lagartos selecionadas como indicadoras de fitofisionomias de caatinga arbórea e caatinga arbórea-arbustiva na ESEC Raso da Catarina ao longo dos anos e entre as estações de chuva e seca. Os valores do eixo y foram transformados pela raiz quadrada para melhorar a visualização dos dados. O *habitat* diz respeito ao grupo de espécies indicadoras.

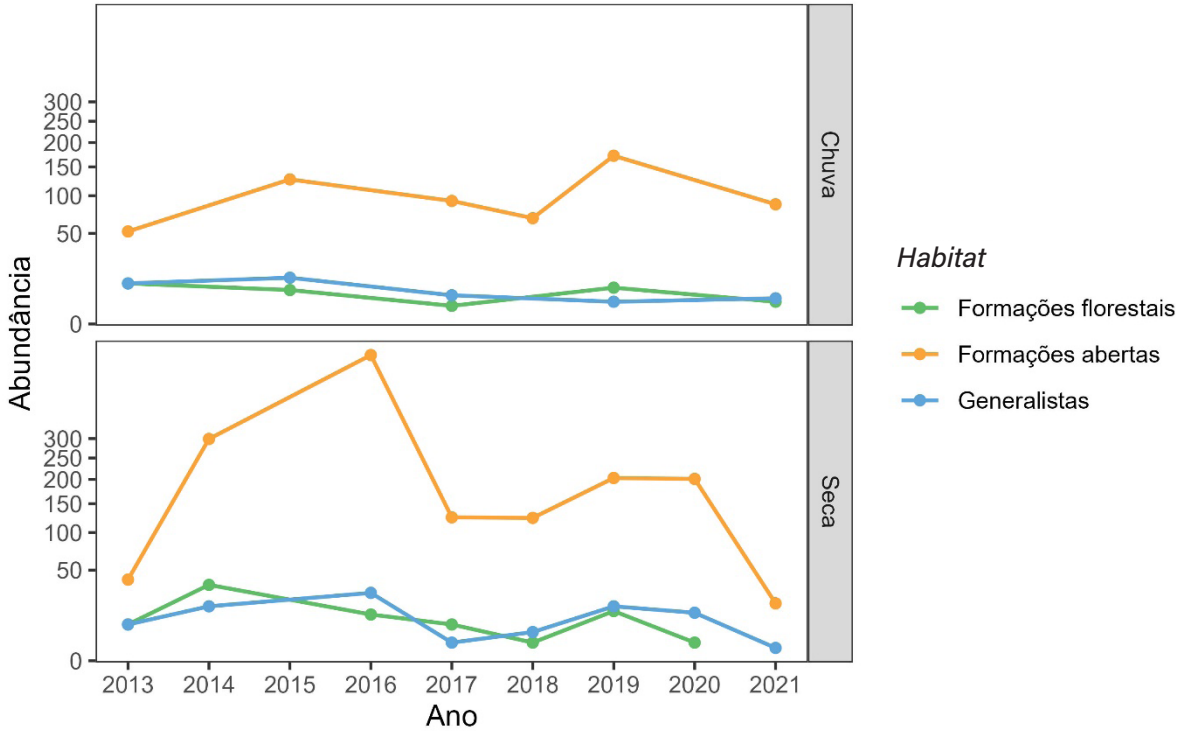


Figura 7 – Distribuição da abundância de lagartos especialistas em áreas abertas, em áreas florestais e generalistas (ocupam ambos os ambientes) na ESEC Raso da Catarina ao longo dos anos e entre as estações de chuva e seca. Os valores do eixo y foram transformados pela raiz quadrada para melhorar a visualização dos dados.

CC BY NC ND

Como parte dos esforços para aprimorar a pesquisa de monitoramento de lagartos da Caatinga, está prevista uma reunião em 2024 com a equipe da ESEC Raso da Catarina para discutir os resultados do monitoramento, além de definir conjuntamente as próximas atividades e aprimoramentos do método.

Conclusão

A abundância de lagartos foi maior em áreas de caatinga arbórea-arbustiva, nas quais também foi observada uma menor variação na composição de espécies. Desse modo, os lagartos provaram ser um grupo eficaz para monitoramento, revelando comunidades distintas em cada fitofisionomia estudada, podendo ser capazes de refletir alterações nesses ambientes. As análises de IndVal definiram sete espécies como fortes indicadoras de *habitat*, havendo um predomínio de espécies heliotérmicas na caatinga arbórea-arbustiva. Destaca-se ainda que, para três espécies indicadoras, observamos declínios em alguns anos da série temporal monitorada, podendo ser ocasionado por redução na pluviosidade. Além disso, trouxemos algumas informações sobre a história natural dessas espécies que podem auxiliar na compreensão futura de como elas respondem às alterações na paisagem e em seus *habitat.*

Nossos resultados indicam que o monitoramento de comunidades de lagartos e possíveis alterações de abundância podem ser efetivos para indicar potenciais alertas para a gestão da UC. Como a pesquisa para o monitoramento de lagartos deve ser continuada, recomenda-se a elaboração de um desenho amostral criterioso para evitar autocorrelação espacial nos pontos de coleta. A marcação dos indivíduos também deve ser adotada para melhores estimativas de abundância. Adicionalmente, alguns índices também podem ser utilizados para uma melhor avaliação das tendências populacionais observadas. Incentiva-se a validação dos dados coletados no monitoramento durante o processo de avaliação de risco de extinção, podendo fornecer informações valiosas para a conservação da biodiversidade e a gestão de UCs. Também é fundamental coletar dados sobre temperatura, umidade, precipitação, incêndios, desmatamentos e qualquer informação relevante sobre possíveis impactos nas populações monitoradas, relacionando esses dados às séries temporais dos dados biológicos. Sugere-se ainda a utilização de dados de mapeamentos remotos de alteração da paisagem em análises futuras. Essas informações contribuirão para uma compreensão mais aprofundada das causas dos declínios populacionais observados e auxiliarão nas tomadas de decisão para a conservação da herpetofauna da Caatinga.

Agradecimentos

Agradecemos à Luciana Signorelli e à Carolina Batista, pela revisão na identificação das espécies. Os autores são gratos ao Programa Monitora, que possibilitou a realização deste estudo no âmbito da pesquisa para o monitoramento de lagartos, subprograma Terrestre.

Referências

1. Ministério do Meio Ambiente. MMA [Internet]. 2003 [cited 2024 Aug 8]. Available from: https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas/biomas/caatinga

2. Torres RR, Lapola DM, Gamarra NLR. Future climate change in the Caatinga. Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America. 2018; 383-410.

3. Field CB, Barros V, Stocker TF, Dahe Q, editors. Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation. Cambridge: Cambridge University Press; 2012.

4. Jardim AM da RF, Araújo Júnior GDN, da Silva MV, Dos Santos A, da Silva JLB, Pandorfi H et al. Using remote sensing to quantify the joint effects of climate and land use/land cover changes on the Caatinga Biome of Northeast Brazilian. Remote Sens (Basel). 2022; 14(8): 1-27.

5. Huey RB, Bennett AF, John-Alder H, Nagy KA. Locomotor capacity and foraging behavior of kalahari lacertid lizards. Anim Behav [Internet]. 1984 [cited 2023 Sep 19]; 32: 41-50. Available from: https://lacerta.de/AF/Bibliografie/BIB_4253.pdf

6. Vitt LJ, Pianka ER. Historical patterns in lizard ecology: What teiids can tell us about lacertids. In: Pérez-Mellado V, Riera N, Perera A (eds.). The Biology of Lacertid lizards Evolutionary and Ecological Perspectives [Internet]. Institut Menorquí d'Estudis.; 2004 [cited 2023 Sep 19]. p. 139-157. Available from: https://lacertilia.de/AF/Bibliografie/BIB_11056.pdf

7. Stalker JB, Jones JL, Hromada SJ, Nussear KE, Vandergast AG, Wood DA et al. Livin' la vida local: philopatry results in consistent patterns of annual space use in a long-lived lizard. J Zool. 2023 Dec 1; 321(4): 309-321.

8. Nogueira C, Valdujo PH, França FGR. *Habitat* variation and lizard diversity in a Cerrado area of Central Brazil. Stud Neotrop Fauna Environ. 2005 Aug; 40(2): 105-112.

9. Nogueira C, Ribeiro S, Costa GC, Colli GR. Vicariance and endemism in a Neotropical savanna hotspot:

Distribution patterns of Cerrado squamate reptiles. J Biogeogr [Internet]. 2011 Oct [cited 2023 Sep 19]; 38(10): 1907-1922. Available from: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2699.2011.02538.x

10. Valdujo PH, Silvano L, Colli G, Martins M. Anuran species composition and distribution patterns in brazilian cerrado, a neotropical hotspot. South American Journal of Herpetology, 2012; 7(2): 63-78.

11. Böhm M, Williams R, Bramhall HR, Mcmillan KM, Davidson AD, Garcia A et al. Correlates of extinction risk in squamate reptiles: The relative importance of biology, geography, threat and range size. Global Ecology and Biogeography. 2016 Apr 1; 25(4): 391-405.

12. Farooq H, Harfoot M, Rahbek C, Geldmann J. Threats to reptiles at global and regional scales. Current Biology [Internet]. 2024 May; 34(10): 2231-2237.e2. Available from: https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960982224004470

13. Recoder RS, Magalhães-Júnior A, Rodrigues J, Pinto HBDA, Rodrigues MT, Camacho A. Thermal constraints explain the distribution of the climate relict lizard colobosauroides carvalhoi (gymnophthalmidae) in the semiarid caatinga. South Am J Herpetol. 2018 Dec 1; 13(3): 249-259.

14. Carretero MA, Lopes EP, Vasconcelos R. An ecophysiological background for biogeographic patterns of two island lizards? The Science of Nature. 2016; 103(11): 97.

15. Huey RB, Deutsch CA, Tewksbury JJ, Vitt LJ, Hertz PE, Pérez HJÁ et al. Why tropical forest lizards are vulnerable to climate warming. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences. 2009 Jun 7; 276(1664): 1939-1948.

16. Silvano DLSM. Conservação de anfíbios no Brasil. Megadiversidade. 2005; 1(1): 79-86.

17. Ledo RMD, Colli GR. Silent death: The new brazilian forest code does not protect lizard assemblages in Cerrado Riparian Forests. South Am J Herpetol. 2016 Aug 1; 11(2): 98-109.

18. Oliveira EF, Martinez PA, São-Pedro VA, Gehara M, Burbrink FT, Mesquita DO et al. Climatic suitability, isolation by distance and river resistance explain genetic variation in a Brazilian whiptail lizard. Heredity (Edinb). 2018 Mar 1; 120(3): 251-265.

19. Moura MR, Jetz W. "Shortfalls and opportunities in terrestrial vertebrate species discovery." Nature ecology & evolution 5.5 (2021): 631-639.

20. Uchôa LR, Delfim FR, Mesquita DO, Colli GR, Garda AA, Guedes TB. Lizards (Reptilia: Squamata) from the Caatinga, northeastern Brazil: Detailed and updated overview. Vol. 72, Vertebrate Zoology. Senckenbergische Naturforschende Gesellschaft; 2022. p. 599-659.

21. ICMBIO. Instrução Normativa no 2/Gabin/ICMBio, de 28 de janeiro de 2022. [Internet]. 2023 [cited 2023 Aug 19]. Available from: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/monitoramento/IN2_2022_fev.pdf

22. Cardoso JM, Barbosa LCF, Leal SI, Tabarelli M. The Caatinga: Understanding the Challenges. In: Cardoso JM, Leal SI, Tabarelli M (eds.). Caatinga The Largest Tropical Dry Forest Region in South America. 2018. p. 3-20.

23. Hugo A, Barros C, Coelho J, Filho A, Barros Da Silva A, Ayane G et al. Climatologia do Estado de Alagoas. In: Embrapa Solos - UEP Recife, editor. Recife; 2012. Available from: www.cnps.embrapa.br/publicacoes

24. Amorim VO, Bautista HP. Asteraceae da Ecorregião Raso da Catarina, Bahia, Brasil. Rodriguesia. 2016 Jul 1; 67(3): 785-794.

25. Cechin SZ, Martins M. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. Rev Bras Zool. 2000; 17(3): 729-740.

26. Enge KM. The pitfalls of pitfall traps. J Herpetol. 2001; 35(3): 467-478.

27. Guedes TB, Entiauspe-Neto OM, Costa HC. Lista de répteis do Brasil: atualização de 2022. 12 de Junho de 2023.

28. R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria; 2023.

29. Wickham H, Chang W, Henry L, Pedersen TL, Takahashi K, Wilke C et al. ggplot2: Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics. 2024.

30. Schauberger P, Walker A. openxlsx: Read, Write and Edit xlsx Files. 2023.

31. Wickham H. tidyverse: Easily Install and Load the Tidyverse. 2023.

32. Kuznetsova A, Brockhoff PB, Christensen RHB. {lmerTest} Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. J Stat Softw. 2017; 82(13): 1-26.

33. Hartig F. DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. 2022.

34. De Cáceres M. R Project. 2013. p. 29 How to use the indicspecies package (ver. 1.7.1).

35. Oksanen J, Simpson GL, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR et al. vegan: Community Ecology Package. 2022.

36. Garda AA, Costa TB, Santos-Silva CR dos, Mesquita DO, Faria RG, Conceição BM et al. Herpetofauna of protected areas in the Caatinga I: Raso da Catarina Ecological Station (Bahia, Brazil). Check List [Internet]. 2013 [cited 2023 Dec 27]; 9(2): 405-414. Available from: www.checklist.org.b

37. Mesquita DO, Corrêa Costa G, Garda AA, Ribeiro Delfim F. Species composition, biogeography, and conservation of the Caatinga Lizards. In: Cardoso JM, Leal IR, Tabarelli M (eds.). Caatinga The Largest Tropical Dry Forest Region in South America. 2017. p. 151-180.

38. Costa T, Laranjeiras D, Caldas F, Santana D, Silva C, Alcântara E et al. Herpetofauna of protected areas in the Caatinga VII: Aiuaba Ecological Station (Ceará, Brazil). Herpetol Notes [Internet]. 2018 Nov 11 [cited 2024 Aug 11]; 11: 929-941. Available from: https://www.biotaxa.org/hn/article/view/33328

39. Caldas FLS, Costa TB, Laranjeiras DO, Mesquita DO, Garda AA. Herpetofauna of protected areas in the caatinga v: Seridó ecological station (Rio Grande do Norte, Brazil). Check List. 2016; 12(4).

40. Rodrigues MT. Herpetofauna da Caatinga. In: Ecologia e conservação da Caatinga [Internet]. 2003 [cited 2024 Aug 8]. p. 181-236. Available from: https://www.researchgate.net/publication/326920160_Herpetofauna_da_Caatinga_in_Ecologia_e_Conservacao_da_Caatinga_Org_Leal_I_R_Tabarelli_MSilva_J_M_CRecifeUniversidade_Federal_de_Pernambuco_pp_181_236

41. Williams EE, Vanzolini PE. Notes and biogeographic comments on anoles from Brazil. Pap Avulsos Zool. 1980 Apr 18; 34(6): 99-108.

42. Paes M, Dias I. Plano de Manejo da Estação Ecológica Raso da Catarina.

43. Sales RFD, Ribeiro LB, Jorge JS, Freire EMX. *Habitat* use, daily activity periods, and thermal ecology of *Ameiva ameiva* (Squamata: Teiidae) in a caatinga area of northeastern Brazil. Phyllomedusa. 2011; 10(2): 165-176.

44. De Sousa Neto IN, Gomes VGN, Quirino ZGMI. Frugivory by *Tropidurus hispidus* (Squamata: Tropiduridae) on the cactus *Pilosocereus pachycladus* in the Brazilian Caatinga. Phyllomedusa. 2021 Jun 30; 20(1): 105-108.

45. Gomes VGN, Koroiva R, Cassimiro CAL, Batista FR da C. Endangered globose cactus *Melocactus lanssensianus* P. J. Braun depends on lizards for effective seed dispersal in the Brazilian Caatinga. Plant Ecol. 2021 Dec 1; 222(12): 1375-1387.

46. Halluan B, Oliveira S, Mesquita D. Autecology of neotropical lizard species *Anotosaura vanzolinia* (Squamata, Gymnophthalmidae) in a Caatinga region, north-eastern Brazil. Herpetological Journal [Internet]. 2018; 19-23. Available from: https://www.researchgate.net/publication/322224281

47. Xavier MA, da Silva TL, Dias EJR. *Habitat* use and diet of the endemic lizard *Ameivula nigrigula* (Squamata: Teiidae) in Caatinga domain, Northeastern Brazil. J Nat Hist. 2019 Aug 11; 53(29-30): 1787-1797.

48. Sales RFD, Ribeiro LB, Jorge JS, Freire EMX. *Habitat* use, daily activity periods, and thermal ecology of *Ameiva ameiva* (Squamata: Teiidae) in a Caatinga area of northeastern Brazil. Phyllomedusa. 2011; 10(2): 165-176.

49. Todd BD, Nowakowski AJ, Rose JP, Price SJ. Species traits explaining sensitivity of snakes to human land use estimated from citizen science data. Biol Conserv. 2017 Feb 1; 206: 31-36.

50. Neilly H, Nordberg EJ, VanDerWal J, Schwarzkopf L. Arboreality increases reptile community resistance to disturbance from livestock grazing. Journal of Applied Ecology. 2018 Mar 1; 55(2): 786-799.

51. Doherty TS, Balouch S, Bell K, Burns TJ, Feldman A, Fist C, et al. Reptile responses to anthropogenic *habitat* modification: A global meta-analysis. Global Ecology and Biogeography. 2020 Jul 1; 29(7): 1265-1279.

52. Piantoni C, Curcio FF, Ibargüengoytía NR, Navas CA. Implications of climate change on the *habitat* shifts of tropical lizards. Austral Ecol. 2019 Nov 1; 44(7): 1174-1186.

53. Oliveira JS, Santana DJ, Pantoja DL, Ceron K, Guedes TB. Climate change in open environments: Revisiting the current distribution to understand and safeguard the future of psammophilous squamates of the Diagonal of Open Formations of South America. J Arid Environ. 2024 Feb 1; 220.

54. De Andrade AC, Dellefrate Franzini L, Mesquita DO. Assessing the effect of urbanization on tropical forest dwelling teiid lizards. Ecol Indic. 2019 Apr 1; 99: 225-229.

55. Brasileiro AC, Benício RA, Gonçalves-Sousa JG, Ávila RW. Influence of vegetation regeneration and agricultural land use on lizard composition, taxonomic and functional diversity between different vegetation types in Caatinga domain, Brazil. Austral Ecol. 2023 Nov 1; 48(7): 1274-1291.

56. Newbold T. Future effects of climate and land-use change on terrestrial vertebrate community diversity under different scenarios. Proc. R. Soc. B 2023, 285: 20180792.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Abundância e densidade de jacamins (*Psophia* spp.) em unidades de conservação na Amazônia brasileira

Marcos de Souza Fialho[1]*
https://orcid.org/0000-0002-9938-6454
* Contato principal

Arlindo Gomes Filho[1]
https://orcid.org/0009-0007-2029-755X

Elildo Alves Ribeiro de Carvalho Junior[2]
https://orcid.org/0000-0003-4356-2954

Gerson Buss[3]
https://orcid.org/0000-0003-0892-3005

Marcelo Lima Reis[4]
https://orcid.org/0000-0002-8922-8030

Mariana Tolentino Bento da Silva[1]
https://orcid.org/0000-0002-3383-4787

1 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres/CEMAVE, Cabedelo/PB, Brasil. <marcos.fialho@icmbio.gov.br, arlindo.gomes-filho@icmbio.gov.br, marianatolentino@gmail.com>.
2 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros/CENAP, Atibaia/SP, Brasil. <elildo.carvalho-junior@icmbio.gov.br>.
3 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros/CPB, Cabedelo/PB, Brasil. <gerson.buss@icmbio.gov.br>.
4 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Coordenação de Monitoramento da Biodiversidade/COMOB, Brasília/DF, Brasil. <mukiramarcelo@gmail.com>.

Recebido em 15/01/2024 – Aceito em 11/03/2025

Como citar:

Fialho MS, Gomes Filho A, Carvalho Jr EAR, Buss G, Reis ML, Silva MTB. Abundância e densidade de jacamins (*Psophia* spp.) em unidades de conservação na Amazônia brasileira. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 45-66. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2519

Palavras-chave: Programa Monitora; ICMBio; *Distance sampling*; tamanho de grupo.

RESUMO – Os jacamins (*Psophia* spp.) são aves terrícolas, endêmicas do bioma amazônico, que vivem em pequenos grupos sociais. São animais visados para caça e sensíveis à alteração de *habitat*, e quatro espécies do gênero são consideradas ameaçadas de extinção no Brasil. Neste estudo, apresentamos estimativas de abundância e densidade para o gênero obtidas em 42 unidades de conservação federais integrantes do Programa Monitora na Amazônia brasileira. Unidades de conservação contíguas e aquelas próximas inseridas em um único remanescente florestal isolado foram agrupadas como um bloco para a análise, totalizando assim, 31 sítios analisados. As estimativas de abundância e densidade

foram obtidas pelo método de amostragem de distâncias em transecções lineares para um período amostral de até nove anos (2014 a 2022). A abundância das populações foi estimada pela taxa de encontro (número de encontros a cada 10 km percorridos). Para as unidades de conservação ou blocos que apresentaram um esforço acumulado igual ou maior a 150 km percorridos, distribuídos em ao menos três transecções, e com um mínimo de 35 avistamentos, foram geradas estimativas de densidade de grupos e de indivíduos por meio do *software* Distance. Em apenas um sítio não houve registro do gênero. Nos demais, a abundância variou de 0,10 a 1,80 Encontros/10 km, com tendência de estabilidade na maioria dos sítios. As estimativas de densidade, calculadas para 12 sítios, variaram de 5,8 a 26,1 grupos por km^2. Exceto para *P. crepitans* que, em alguns sítios, apresentou valores significativamente maiores, o tamanho médio de grupos foi similar entre as áreas e espécies, sendo as maiores médias registradas em sítios com maior densidade.

Abundance and density of trumpeters (*Psophia* spp.) in protected areas in the brazilian Amazon

Keywords: Programa Monitora; ICMBio; *Distance sampling; group size.*

ABSTRACT – Trumpeters (*Psophia* spp.) are terrestrial birds endemic to the Amazon biome, living in small social groups. They are targeted by hunters and are sensitive to habitat alteration, with four species of the genus considered endangered in Brazil. In this study, we present estimates of abundance and density for the genus obtained in 42 federal protected areas that are part of the Monitora Program in the Brazilian Amazon. Contiguous protected areas and those nearby, which are part of a single isolated forest remnant, were grouped as a block for analysis, totaling 31 sites analyzed. Abundance and density estimates were obtained using the distance sampling method along linear transects over a sampling period of up to nine years (2014 to 2022). Population abundance was estimated based on the encounter rate (records per 10 km traveled). For protected areas or blocks with an accumulated effort equal to or greater than 150 km traveled, distributed across at least three transects, and with a minimum of 35 sightings, estimates of group and individual density were generated using Distance software. The genus was not recorded in just one site. In the others, abundance ranged from 0.10 to 1.80 encounters per 10 km, with a tendency toward stability in most sites. Density estimates, calculated for 12 sites, ranged from 5.8 to 26.1 groups per km^2. Except for *P. crepitans*, which showed significantly higher values in some sites, the average group size was similar across areas and species, with the highest averages recorded in sites with higher density.

Abundancia y densidad de trompeteros (*Psophia* spp.) en áreas protegidas de la Amazonia brasileña

Palabras-clave: Programa Monitora; ICMBio; *Distance sampling; tamaño del grupo.*

RESUMEN – Los trompeteros (*Psophia* spp.) son aves terrestres endémicas del bioma amazónico que viven en pequeños grupos sociales. Son especies objeto de caza y sensibles a la alteración de su hábitat, y cuatro especies del género están consideradas en peligro de extinción en Brasil. En este estudio, presentamos estimaciones de abundancia y densidad para el género obtenidas en 42 unidades de conservación federales que forman parte del Programa Monitora en la Amazonía brasileña. Las unidades de conservación contiguas y las cercanas, dentro de un solo remanente forestal aislado, se agruparon como

un bloque para el análisis, totalizando 31 sitios analizados. Las estimaciones de abundancia y densidad se obtuvieron utilizando el método de muestreo por distancia en transectos lineales durante un período de muestreo de hasta nueve años (2014 a 2022). La abundancia poblacional se estimó mediante la tasa de encuentros (registros por cada 10 km recorridos). Para las unidades o bloques de conservación que presentaron un esfuerzo acumulado superior a 150 km recorridos, distribuidos en al menos tres transectos y con un mínimo de 35 avistamientos, se generaron estimaciones de densidad de grupos e individuos utilizando el *software* Distance. Solo en un sitio no se registró el género. En los demás, la abundancia varió de 0,10 a 1,80 encuentros por cada 10 km, con una tendencia hacia la estabilidad en la mayoría de los sitios. Las estimaciones de densidad, calculadas para 12 sitios, oscilaron entre 5,8 y 26,1 grupos por km^2. A excepción de *P. crepitans*, que en algunos sitios presentó valores significativamente más altos, el tamaño promedio de los grupos fue similar entre áreas y especies, registrándose promedios mayores en los sitios con mayor densidad.

Introdução

Os jacamins (*Psophia* spp.) compreendem oito espécies de aves gruiformes da família Psophiidae, endêmicas do bioma Amazônia (ex.: Figura 1) [1]. O gênero *Psophia* é encontrado em toda a Amazônia, com a distribuição de suas espécies geralmente delimitada pelos maiores e principais rios da região, coincidindo com os chamados centro ou áreas de endemismos amazônicos, nunca com duas ou mais espécies simpátricas [2]. São aves predominantemente terrícolas de porte médio, medindo até 52 cm de comprimento e pesando até 1,5 kg. Vivem em pequenos grupos poliândricos cooperativos. Os machos adultos competem pelas fêmeas na época do acasalamento, mas somente a fêmea dominante faz posturas. As ninhadas têm, em média, três ovos, e o tempo de incubação é de cerca de quatro semanas. Os ninhos costumam ser em ocos de árvores ou na copa de palmeiras, sendo os cuidados parentais exercidos por todo o grupo [3][4][5][6][7].

Jacamins se alimentam de frutas caídas, artrópodes e até mesmo répteis e anfíbios (ex.: [8][9]). As aves do gênero são facilmente reconhecidas pelas populações humanas locais devido ao chamado de ameaça tipo trombeta ou cacarejo dos machos, sendo bastante sensíveis à caça e alteração de *habitat* [10][11][12]. Das espécies existentes, quatro estão categorizadas como ameaçadas de extinção no país: *Psophia dextralis*, *P. interjecta*, *P. obscura* e *P. viridis* (Portaria MMA nº 148, de 07 de junho de 2022). A espécie em situação mais crítica, categorizada como Criticamente em Perigo (CR), é *Psophia obscura*, que além de ocorrer no centro de endemismo com menor cobertura florestal primitiva, tem na Reserva Biológica do Gurupi sua única ocorrência em unidade de conservação de proteção integral. As demais espécies, *P. crepitans, P. leucoptera e P. ochroptera*, são categorizadas como Pouco Preocupante (LC).

A descrição de parâmetros demográficos e informações sobre a organização social de representantes do gênero *Psophia*, a exemplo de variações no tamanho dos grupos entre espécies ou sítios, além da importância para a ampliação do conhecimento sobre a ecologia dos jacamins, pode contribuir nos processos de avaliação sobre seu risco de extinção e subsidiar a proposição de medidas para sua conservação. Este estudo teve como objetivos estimar a abundância e densidade de jacamins em um conjunto de unidades de conservação federais amazônicas que integram o Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora, assim como avaliar variações temporais nessas estimativas e investigar a existência de eventuais diferenças de tamanho dos grupos entre as áreas e as espécies.

O Programa Monitora é a principal iniciativa de monitoramento da biodiversidade do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), autarquia responsável pela gestão das unidades de conservação federais no Brasil. Esse programa busca gerar dados e informações científicas sobre a fauna e flora, para apoiar a gestão de unidades de conservação, bem como outras políticas públicas voltadas para a preservação ambiental (ver detalhes sobre sua estrutura e conjunto de alvos monitorados em [13]).



Figura 1 – Indivíduo adulto de jacamin-de-costas-cinzentas (*Psophia crepitans*). Foto: Ester Ramirez/Banco de imagens CEMAVE

Áreas de estudo

As amostragens foram realizadas em 42 unidades de conservação federais na Amazônia brasileira. Unidades de conservação contíguas e aquelas próximas inseridas em um único remanescente florestal isolado foram agrupadas como um bloco para análise, totalizando, ao final, 31 sítios analisados: seis blocos (representando seis sítios) e 24 unidades (representando 25 sítios). A unidade de conservação (UC) Parque Nacional do Juruena, por ser atravessada pelo rio Juruena, com espécies distintas em cada margem, foi tratada como dois sítios (7a e 7b, veja Figura 2).

Todos os sítios amostrados são de matriz florestal (floresta de terra firme) ou possuem extensas áreas florestais, categorizadas como floresta ombrófila densa ou floresta ombrófila aberta. Vinte e cinco unidades de conservação alvos desse monitoramento (60%) são de proteção integral e 17 (40%) de uso sustentável. Contudo, comunidades tradicionais podem ser encontradas na maioria das unidades de proteção integral.

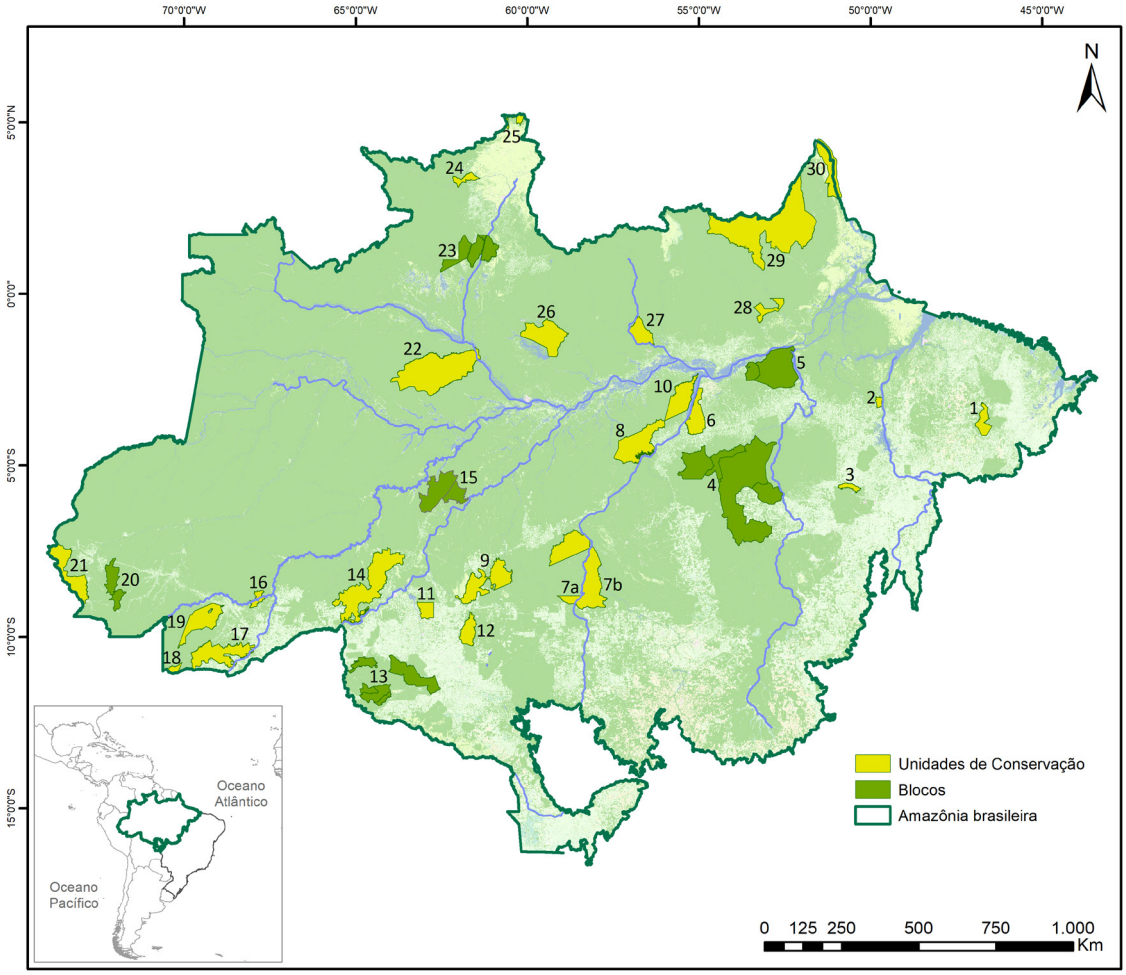


Figura 2 – Unidades de conservação e blocos de UCs executoras do Protocolo Básico de monitoramento dos alvos globais aves cinegéticas terrícolas e mamíferos terrestres de médio e grande porte do Componente Florestal do Programa Monitora na Amazônia. Para identificação das unidades de conservação e blocos ver Tabela 1.

Métodos

As estimativas de abundância e densidade de jacamins foram obtidas por meio do método de amostragem de distâncias em transecções lineares (*Distance Sampling*, [14]), conforme estabelecido pelo Protocolo Básico de monitoramento dos alvos globais aves cinegéticas terrícolas e mamíferos terrestres de médio e grande porte do Componente Florestal [15], adotado pelo Programa Monitora. Esse método é bastante consolidado na obtenção de estimativas de densidade de animais como os jacamins [16]: aves florestais, terrestres, de porte considerável e que formam grupos sociais. O período amostral considerado aqui é de nove anos (2014 a 2022), embora algumas unidades não tenham realizado amostragens em todos os anos. A abundância das populações foi estimada pela taxa de encontro (Encontros/10 km), equivalente ao número de encontros de um indivíduo ou grupo por 10 km de transectos percorridos [17], considerando os sítios como unidades amostrais. Os dados utilizados estão disponíveis para acesso no painel interativo do Relatório do Componente Florestal do Programa Monitora (https://bit.ly/painel-monitora).

Para os sítios com um esforço acumulado igual ou superior a 150 km percorridos, distribuídos em, ao menos, três transecções e com um mínimo de 35 encontros com indivíduos ou grupos de *Psophia*, foram geradas estimativas de densidade de grupos e de indivíduos, com o auxílio do *software* Distance, versão 7.4 [18]. Combinações de modelos para as funções de detecção (*Uniform*, *Half-normal*, *Hazard-rate* e *Negative exponential*) e ajustes foram aplicadas

para cada unidade de conservação ou bloco, sendo selecionadas aquelas que apresentaram o menor AIC (*Akaike Information Criterion*). O *software* Distance também assume uma distribuição probabilística para definição do tamanho do grupo, informação útil para o cálculo de densidade de indivíduos. Para maiores detalhes sobre a seleção de modelos ver Buckland *et al.* [19][14][20]. Os dados foram então truncados em 3%, ou seja, os maiores valores de distância correspondentes a estes pontos percentuais foram desconsiderados nas análises. Quando o valor de ajuste (GOF – *Goodness-of-fit*) dos dados truncados foi inferior ao obtido para os dados não truncados, a truncagem foi desconsiderada.

Demais análises, como a comparação de médias (teste de Kruskal-Wallis e de Dunn com correção de Bonferroni) e a avaliação da correlação entre variáveis (Coeficiente de Correlação de Pearson) foram realizadas no pacote estatístico PAST 4.03 [21], assumindo um valor crítico de *p* menor ou igual a 0,05.

Resultados

O esforço amostral acumulado no período de estudo, considerando os 31 sítios, totalizou 24.501 km percorridos, distribuídos em 126 transecções, com extensão média de 4,9 km (variando de 0,9 a 5 km). As unidades de conservação com menor e maior esforço amostral no período foram a Estação Ecológica Rio Acre (70 km) e a Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns (2.972,6 km), respectivamente. Esta última apresentou também o maior número de transecções: oito. O Parque Nacional do Juruena, por apresentar duas espécies de jacamim, uma em cada margem do rio Juruena, foi tratado como dois sítios (7a e 7b): o da margem esquerda, com duas transecções, e o da margem direita, com uma (Tabela 1).

Tabela 1 – Caracterização do esforço amostral nos sítios sob monitoramento (unidades de conservação ou bloco de unidades de conservação executoras do Protocolo Básico de monitoramento dos alvos globais aves cinegéticas terrícolas e mamíferos terrestres de médio e grande porte do Componente Florestal do Programa Monitora na Amazônia). A numeração dos sítios corresponde à numeração da Figura 1.

ID Sítio	Sítios (Unidade de Conservação ou bloco de UCs[a])	UF[b]	Intervalo e/ou anos de amostragem	Nº de transecções	Esforço (km)
1	REBIO do Gurupi	MA	2015–2019, 2021	3	335,5
2	RESEX Ipaú-Anilzinho	PA	2019–2022	2	225
3	REBIO do Tapirapé	PA	2016–2022	3	750
4 *Bloco A*	ESEC da Terra do Meio	PA	2014, 2016–2018	3	429,5
	PARNA da Serra do Pardo	PA	2016–2019	3	568
	RESEX Rio Iriri	PA	2022	3	146,1
	RESEX Riozinho do Anfrísio	PA	2016–2019, 2022	3	500
5 *Bloco B*	RESEX Renascer	PA	2018–2019 e 2021	3	428,5
	RESEX Verde Para Sempre	PA	2022	2	95
6	FLONA do Tapajós	PA	2022	3	151,6
7a	PARNA do Juruena (margem esquerda)	MT/AM	2016–2020, 2022	2	640
7b	PARNA do Juruena (margem direita)	MT/AM	2016–2020, 2022	1	315
8	PARNA da Amazônia	PA	2017–2022	4	707
9	PARNA dos Campos Amazônicos	AM	2019, 2021–2022	3	450
10	RESEX Tapajós-Arapiuns	PA	2014–2022	8	2972,6
11	FLONA do Jamari	RO	2014–2022	4	955
12	REBIO do Jaru	RO	2016–2022	4	1000

13	*Bloco C*	PARNA Serra da Cutia PARNA de Pacaás Novos RESEX Barreiro das Antas RESEX do Rio Cautário RESEX do Rio Ouro Preto	RO RO RO RO RO	2017–2022 2020–2022 2017–2022 2019, 2021–2022 2017–2022	3 3 3 3 3	760 376,8 840 475,8 874
14		PARNA Mapinguari	AM	2017–2022	6	1100
15	*Bloco D*	PARNA Nascentes do Lago Jari RESEX do Lago do Capanã Grande	AM AM	2019, 2022 2021–2022	3 1	285 75
16		RESEX Arapixi	AM	2019–2022	3	418,4
17		RESEX Chico Mendes	AC	2018–2019	3	300
18		ESEC Rio Acre	AC	2021–2022	1	70
19		RESEX do Cazumbá-Iracema	AC	2014–2022	3	1350
20	*Bloco E*	RESEX do Alto Tarauacá RESEX Riozinho da Liberdade	AC AC	2017–2022 2020–2022	3 3	800 175
21		PARNA da Serra do Divisor	AC	2018–2022	3	320
22		PARNA do Jaú	AM	2015–2019, 2021–2022	3	1044,6
23	*Bloco F*	ESEC de Niquiá PARNA Serra da Mocidade PARNA do Viruá	RR RR RR	2017–2022 2017–2022 2018–2020, 2022	1 1 3	298,4 297,2 248,9
24		ESEC de Maracá	RR	2018–2019, 2022	3	350
25		PARNA do Monte Roraima	RR	2019, 2021–2022	2	121
26		REBIO do Uatumã	AM	2014–2021	3	1112,3
27		REBIO do Rio Trombetas	PA	2019	3	75
28		ESEC do Jari	AM/PA	2022	3	150
29		PARNA Montanhas do Tumucumaque	AP/PA	2014–2019, 2021–2022	3	965
30		PARNA do Cabo Orange	AP	2016–2022	3	950

[a] UC = unidade de conservação, PARNA = Parque Nacional, REBIO = Reserva Biológica, ESEC = Estação Ecológica, FLONA = Floresta Nacional e RESEX = Reserva Extrativista;

[b] UF = Unidade da Federação (AC = Acre, AM = Amazonas, AP = Amapá, MA = Maranhão, MT = Mato Grosso, PA = Pará, RO = Rondônia, RR = Roraima).

Abundância e tamanho de grupo

No total foram obtidos 1.082 registros de *Psophia* e as abundâncias de sete espécies foram estimadas para 30 dos 31 sítios monitorados, visto que no Parque Nacional do Monte Roraima nenhum jacamim foi registrado (Tabela 2). Em unidades de conservação integradas em blocos, não houve registros na Estação Ecológica Niquiá (bloco F) e na Reserva Extrativista do Lago do Capanã Grande (bloco D). Embora interceptado pelo rio Branco, com a Estação Ecológica Niquiá e o Parque Nacional Serra da Mocidade na margem esquerda e o Parque Nacional do Viruá na margem direita, os valores de abundância para *Psophia crepitans* no bloco F encontrados em ambas as margens foi idêntico ao obtido para o bloco: 0,12 Encontros/10 km percorridos.

A maioria dos sítios apresentou uma abundância inferior a 1 Encontro/10 km percorridos, sendo a abundância média dos sítios de 0,52

Encontros/10 km. Este valor variou de 0,10 na margem direita do Parque Nacional do Juruena a 1,80 na Estação Ecológica de Maracá. Além deste último sítio, a abundância de jacamins foi superior a 1 Encontro/10 km na Reserva Biológica do Rio Trombetas e na Estação Ecológica do Jari, ambas com 1,47 Encontros/10 km percorridos e na Reserva Biológica do Uatumã (1,08). Nestas quatro unidades de conservação *Psophia crepitans* é a espécie presente. Apesar das diferenças absolutas entre as estimativas de abundância obtidas nos sítios, não se observou diferença significativa para os valores de abundância das espécies entre os sítios (Figura 3, $H = 6,72$, $p = 0,15$).

Tabela 2 – Tamanho de grupo e abundância de jacamins (*Psophia* spp.) nos 31 sítios de monitoramento.

Espécie Categoria de Ameaça*	Sítio	Número de encontros	Tamanho médio de grupo	Tamanho máximo do grupo	Encontros/ 10 km
Psophia crepitans LC	Bloco F	10	4,1	7	0,12
	ESEC do Jari	22	4,7	10	1,47
	ESEC de Maracá	63	5,5	14	1,80
	PARNA do Cabo Orange	64	5,7	15	0,67
	PARNA do Monte Roraima	0	-	-	0,00
	PARNA Montanhas do Tumucumaque	77	4,6	15	0,80
	REBIO do Uatumã	120	6,6	20	1,08
	REBIO do Rio Trombetas	11	7,8	15	1,47
	Totais	**367**	**5,6**	**20**	**0,93**
Psophia dextralis EN	Bloco A	107	3,6	12	0,65
	Bloco B	16	4,1	10	0,31
	FLONA do Tapajós	13	3,2	8	0,86
	PARNA do Juruena (margem direita)	3	2,3	5	0,10
	Totais	**139**	**3,3**	**12**	**0,48**
Psophia interjecta EN	REBIO do Tapirapé	47	3,5	15	0,63
	RESEX Ipaú-Anilzinho	12	1,8	5	0,53
	Totais	**59**	**2,7**	**15**	**0,58**
Psophia leucoptera LC	Bloco D	12	3,5	6	0,33
	Bloco E	44	3,8	15	0,45
	ESEC Rio Acre	4	2,8	4	0,57
	PARNA da Serra do Divisor	15	3,5	7	0,47
	PARNA Mapinguari	35	3,4	7	0,32
	RESEX Arapixi	7	2,3	5	0,17
	RESEX Chico Mendes	7	2,4	6	0,23
	RESEX do Cazumbá-Iracema	44	4,3	7	0,33
	Totais	**168**	**3,3**	**15**	**0,36**
Psophia obscura CR	REBIO do Gurupi	14	4,0	8	0,42
	Totais	**14**	**4,0**	**8**	**0,42**

Psophia ochroptera LC	PARNA do Jaú	19	3,8	8	0,18
	Totais	**19**	**3,8**	**8**	**0,18**
Psophia viridis VU	Bloco C	60	3,3	10	0,18
	FLONA do Jamari	19	2,5	7	0,20
	PARNA da Amazônia	19	2,5	8	0,27
	PARNA do Juruena (margem esquerda)	31	2,7	6	0,48
	PARNA dos Campos Amazônicos	6	2,0	5	0,13
	REBIO do Jaru	40	3,2	9	0,40
	RESEX Tapajós-Arapiuns	141	4,0	15	0,47
	Totais	**316**	**2,9**	**15**	**0,30**

* LC = Pouco Preocupante, VU = Vulnerável, EN = Em Perigo, CR = Criticamente em Perigo.

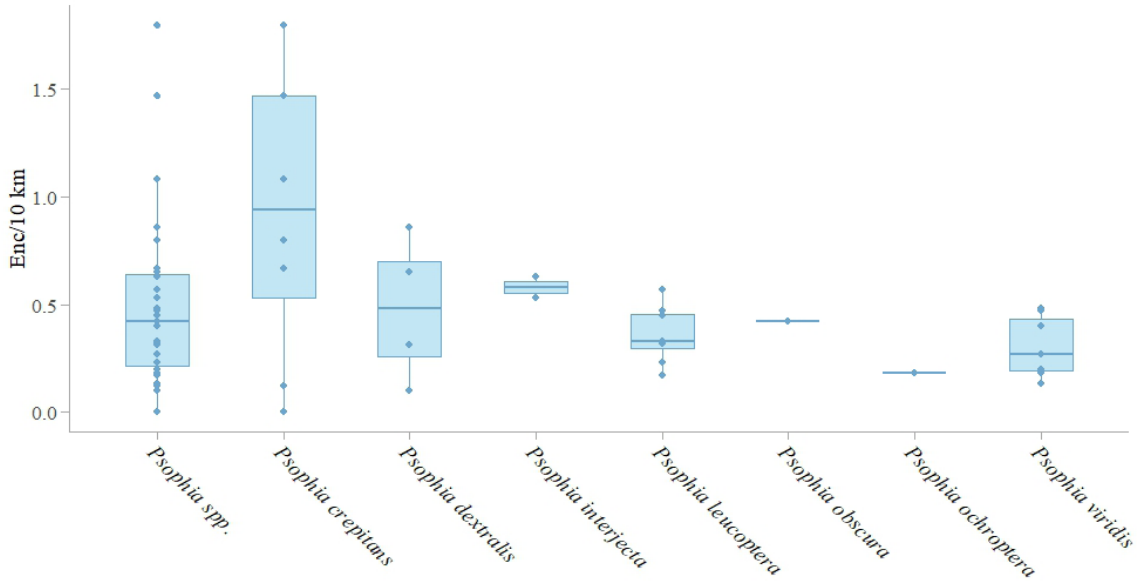


Figura 3 – Abundâncias (Encontros/10 km) das espécies de jacamim (*Psophia* spp.) para o período amostrado considerando todos sítios de monitoramento. O *boxplot Psophia* spp. agrega todos os sítios. Os *boxplots* mostram a mediana e respectivos quartis e limites.

Grupos de três ou quatro indivíduos foram mais frequentes para a maioria dos sítios e espécies, embora grupos de até 20 indivíduos tenham sido registrados (caso de *Psophia crepitans* na Reserva Biológica do Uatumã). Considerando o total de encontros, mais da metade (63%) dos grupos observados eram compostos por até quatro indivíduos (Figura 4a). Para as espécies com ocorrência em vários sítios, observa-se uma diferença do tamanho dos grupos sociais ($H = 15{,}68$, $p = 0{,}003$; Tabela 2; Figura 4b), as populações de *P. crepitans* se organizam em grupos sociais maiores, ao menos quando comparadas a *P. leucoptera* ($p = 0{,}04$) e *P. viridis* ($p = 0{,}004$). Estas populações de *P. crepitans* estão presentes em unidades de conservação também com maiores abundâncias, destacando-se a Reserva Biológica do Rio Trombetas, com um tamanho médio de grupo de 7,82 indivíduos e uma abundância de 1,47 Encontros/10 km, o segundo maior valor registrado (Tabela 2). Observou-se também uma relação moderada e positiva entre o tamanho do grupo e a taxa de encontro no gênero *Psophia* ($r_{Spearman} = 0{,}55$ $p = 0{,}002$; Figura 5).

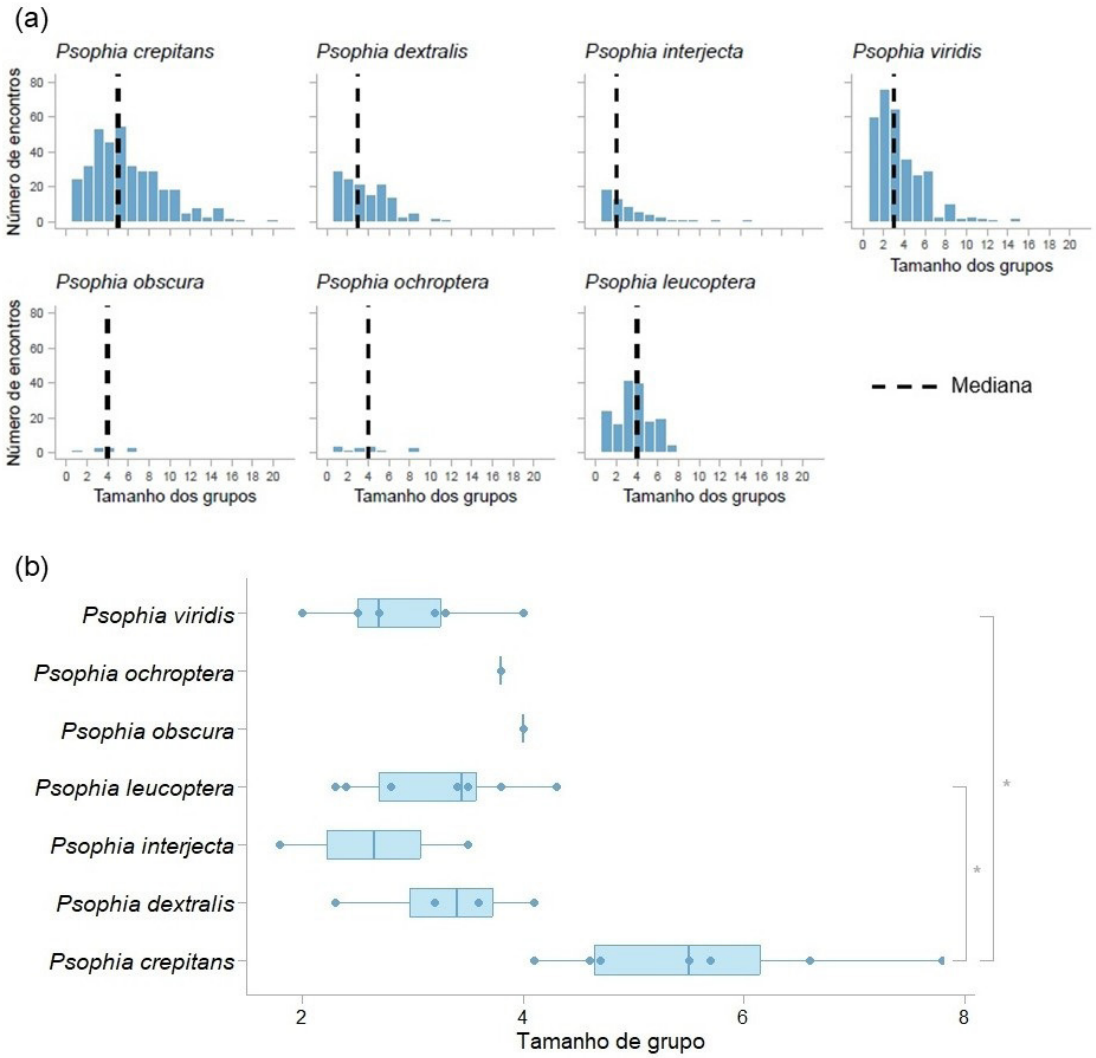


Figura 4 – (a) Número de encontros por tamanho de grupo por espécie de jacamim (*Psophia* spp.) e (b) tamanho médio de grupo de cada espécie por sítio monitorado. Os asteriscos indicam pares de espécies com diferença significativa ($p < 0.05$). Os *boxplots* mostram a mediana e respectivos quartis e limites.

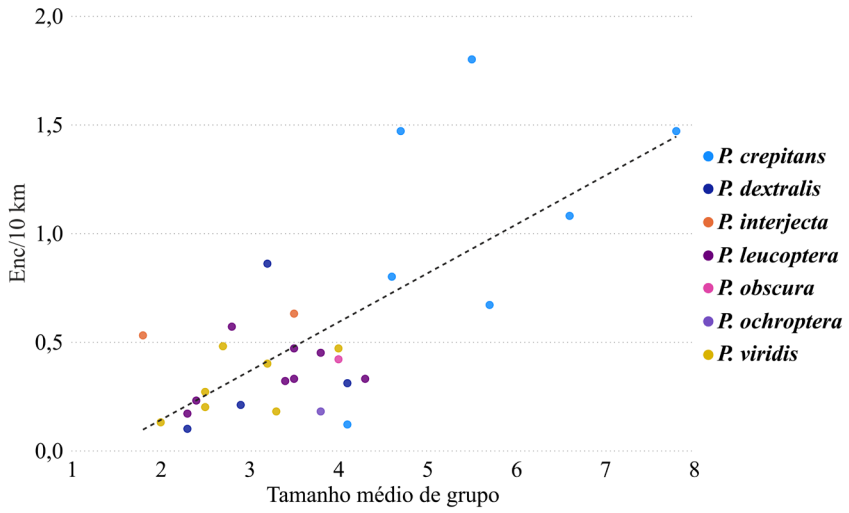


Figura 5 – Relação entre a abundância (Encontros/10 km) e o tamanho médio dos grupos de jacamins (*Psophia* spp.) por sítio de monitoramento ($r_{Spearman} = 0,55$; $p = 0,002$).

Para sítios com três ou mais anos de monitoramento se buscou avaliar possíveis variações temporais na abundância de jacamins. Apesar das limitações de esforço e continuidade amostral em alguns sítios, para a maioria destes os resultados de abundância indicaram estabilidade populacional, ainda que com flutuações perceptíveis (Figura 6). Considerando apenas os sítios com mais longa série de dados, se observa que suas taxas de encontro para o período (2014-2022) se estabilizam em diferentes níveis ou patamares, com o Parque Nacional Montanhas do Tumucumaque e a Reserva Biológica do Uatumã apresentando uma sequência de valores superiores em relação a outros sítios.

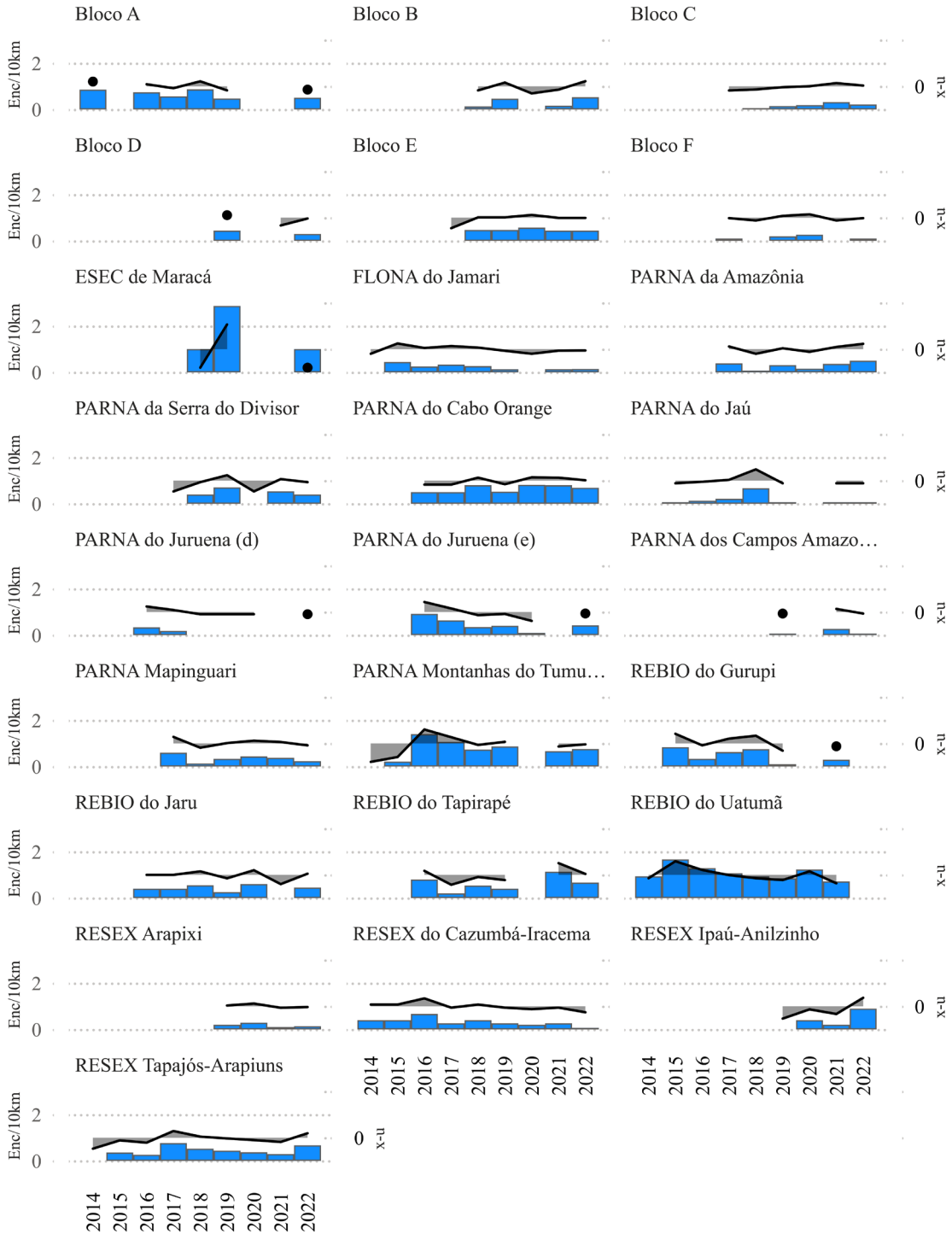


Figura 6 – Variação temporal na abundância (Encontros/10 km) de jacamins (*Psophia* spp.) nos sítios com três ou mais anos de monitoramento ("*x-u*" corresponde à diferença do valor anual em relação à média do período amostral no sítio).

Densidade

Estimativas de densidade foram geradas para 12 sítios que atenderam aos critérios estabelecidos para a análise (esforço acumulado igual ou superior a 150 km percorridos, distribuídos em, ao menos, três transecções e com um mínimo de 35 encontros). Dos quatro modelos testados para geração das estimativas de densidade, *Uniform*, *Half-normal*, *Hazard-rate* e *Negative exponential*, o último foi o que melhor se ajustou ao conjunto das populações (Tabela 3). O modelo *Hazard-rate*, embora com menores valores de AIC, pareceu superestimar as densidades, por isso foi preterido.

Tabela 3 – Densidades de jacamins (*Psophia* spp.) em 12 sítios de monitoramento (Modelo/ajuste: **Negative exponential*/*simple polynomial*, ***Negative exponential*/*hermite polynomial*; CV = coeficiente de variação).

Espécie	Sítio	Truncado (3%)	Densidade de grupos (grupos/km²) e intervalo de confiança (95%)	CV da densidade de grupos (%)	Densidade de indivíduos (ind/km²) e intervalo de confiança (95%)	CV da densidade de indivíduos (%)
Psophia crepitans	ESEC de Maracá*	não	26,1 (5,3-129,3)	45,8	177,3 (37,5-839,2)	46,5
	PARNA do Cabo Orange*	não	17,8 (5,8-54,4)	35,9	111,2 (37,2-332,3)	36,5
	PARNA Montanhas do Tumucumaque*	não	15,1 (10,8-21,2)	16,6	87,2 (60,0-126,8)	18,7
	REBIO do Uatumã*	sim	20,3 (15,1-27,3)	14,3	159,9 (115,3-221,9)	16,3
Psophia dextralis	Bloco A*	não	7,8 (5,5-11,2)	18,0	35,7 (24,4-52,3)	19,4
Psophia interjecta	REBIO do Tapirapé*	não	10,6 (6,5-17,3)	21,1	35,1 (20,9-58,9)	24,4
Psophia leucoptera	Bloco E**	não	5,8 (2,3-14,5)	44,1	25,5 (10,1-64,6)	44,7
	PARNA Mapinguari*	não	10,8 (5,6-20,7)	32,0	41,5 (21,1-82,0)	33,8
	RESEX do Cazumbá-Iracema*	sim	10,4 (2,0-54,5)	51,3	52,4 (10,4-264,2)	52,0
Psophia viridis	Bloco C*	sim	5,9 (3,1-11,1)	31,2	21,0 (11,0-40,0)	32,1
	REBIO do Jaru*	sim	8,8 (5,4-14,2)	23,5	36,3 (21,6-61,1)	25,8
	RESEX Tapajós-Arapiuns*	não	10,6 (5,8-19,6)	28,1	46,6 (25,2-86,2)	28,8

Três sítios apresentaram coeficiente de variação inferior a 20% e outros três valores de 20 a 30%. Assim, para metade dos sítios analisados foram geradas estimativas com boa precisão. Já os resultados dos demais sítios, com coeficientes superiores a 30%, devem ser tomados com ressalvas.

A densidade de grupos variou de 5,8 a 26,1 grupos/km², valores referentes ao bloco E e à Estação Ecológica de Maracá, respectivamente. Já as menores e maiores densidades de indivíduos foram registradas no bloco C (21 ind/km²) e, novamente, na Estação Ecológica de Maracá (177,3 ind/km²). Os coeficientes de variação na Estação Ecológica de Maracá são altos (45,8 e 46,5%), menores apenas que os valores obtidos na Reserva Extrativista do Cazumbá-Iracema. *Psophia interjecta* e *P. dextralis* tiveram suas densidades estimadas apenas em um sítio cada, enquanto *P. viridis* e *P. leucoptera* em três e *P. crepitans* em quatro sítios (Figura 7). Como esperado, as densidades de grupos ou indivíduos estiveram positivamente relacionadas com os valores de abundância ($r_{Spearman} = 0,70$; $p = 0,01$).

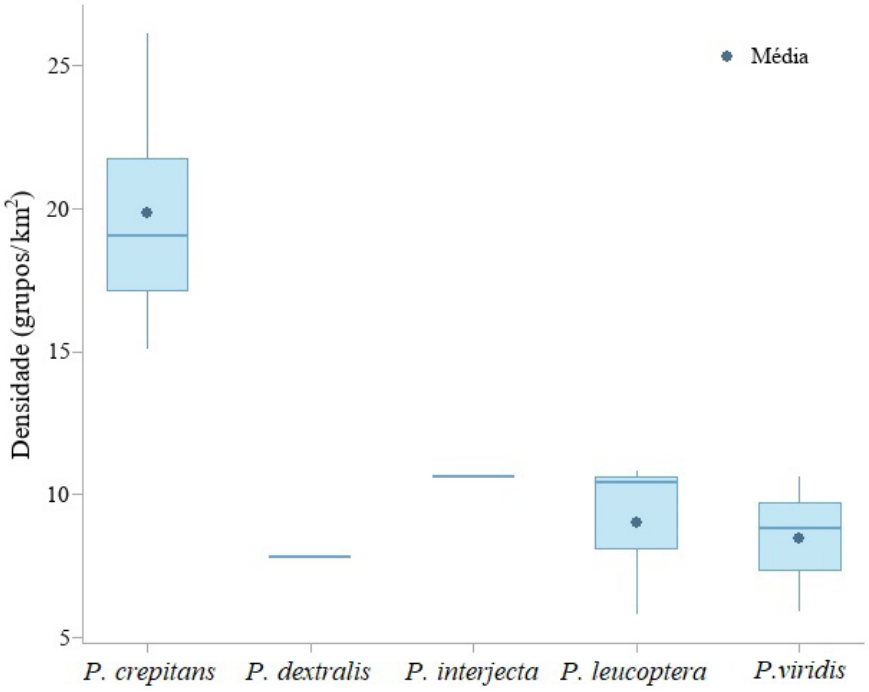


Figura 7 – Densidade de grupos estimada para algumas espécies de jacamins (*Psophia* spp.) em 12 sítios de monitoramento. Os *boxplots* mostram a mediana e respectivos quartis e limites.

Discussão

Este é o mais amplo estudo demográfico já realizado com jacamins no país. Estimativas de abundância de jacamins foram geradas para 30 sítios a partir de amostragens realizadas em 42 unidades de conservação, distribuídas por quase todos os estados brasileiros do bioma Amazônia. As informações geradas contemplam sete das oito espécies do gênero. Apenas para a espécie *P. napensis* não foram obtidas estimativas de abundância, em razão de sua não ocorrência nos sítios amostrados.

No Parque Nacional de Monte Roraima, na Estação Ecológica Niquiá e na Reserva Extrativista do Lago do Capanã Grande, estas últimas nos blocos D e F, respectivamente, nenhum grupo de *Psophia* foi registrado. Na Reserva Extrativista do Lago Capanã a ausência de registros talvez resulte do pequeno esforço amostral, apenas 75 km percorridos até 2022. Já nas duas primeiras unidades de conservação, a fisionomia florestal predominante, influenciada pelos lavrados ou campinaranas, pode explicar a ausência de avistamentos de *Psophia*. Em especial, na Estação Ecológica de Niquiá, onde a transecção é caracterizada pela alternância dos tipos vegetacionais campinarana, floresta de campinarana e floresta de terra firme, com cobertura florestal aberta a fechada e alturas das árvores variando de 5 a 20 m. As fitofisionomias mais abertas se assentam sobre um solo de areia branca e alguns trechos da transecção são inundáveis em parte do ano. Palmeiras são raras, sendo observados apenas alguns poucos indivíduos de *Oenocarpus bacaba* e regenerações de *Euterpe precatoria*. Em quase toda área a serapilheira é grossa, com mais de 15 cm de profundidade e os poucos cursos d´água presentes são intermitentes (F. Obermuller, com. pess.). Com respeito ao Parque Nacional de Monte Roraima, um levantamento com armadilhas fotográficas realizado por Carvalho Jr. *et al.* [22] também não registrou jacamins. *Psophia* é um gênero especialista de interior de floresta [23], o que limita ou mesmo impede sua ocorrência em ambientes florestais mais abertos.

A abundância média geral, considerando todos os sítios e espécies, foi de 0,52 Encontros/10 km percorridos, sendo que para dois terços dos sítios, as abundâncias variaram de 0,2 a 0,8 encontros a cada 10 km percorridos. No caso da população de *P. obscura*, única espécie Criticamente em Perigo de extinção, na Reserva Biológica do Gurupi, essa estimativa foi de 0,42, pouco abaixo da média geral). Uma baixa detecção foi registrada para esta mesma

população por Carvalho Jr. *et al.* [23] utilizando armadilhas fotográficas. Contudo, ao longo de cinco anos, a taxa de ocupação naquele estudo esteve relativamente constante, o que traz certa tranquilidade considerando que esta talvez seja a população mais vulnerável dentre as espécies e localidades avaliadas. A Estação Ecológica de Maracá, além de apresentar a maior abundância para o período, foi a única que ultrapassou o limiar de 2 Encontros/10 km para um determinado ano (2019). Embora o esforço amostral nesta localidade seja considerável (350 km), a amplitude da variação da abundância entre os anos (de 1,00 a 2,87 Encontros/10 km) somada à ausência de dados para dois anos consecutivos (2020 e 2021) dificulta a caracterização de sua tendência demográfica. Esta mesma unidade apresentou a maior estimativa de densidade, contudo, com um coeficiente de variação alto (45,8% para grupos e 46,5% para indivíduos).

O valor médio da abundância de *Psophia crepitans* nos oito sítios em que a espécie ocorre foi de 0,93, sendo este o táxon presente nos únicos quatro sítios onde a estimativa de abundância foi superior a 1 Encontro/10 km. Parry *et al.* [24] registraram uma abundância de 0,52 Encontros/10 km para *P. crepitans* fora de unidade de conservação na bacia do rio Jarí, estado do Pará, sem registros em áreas de floresta secundária. Ambos os estudos apresentaram tamanho médio de grupo semelhantes, 5,8 indivíduos para Parry et al. [24] e 5,6 no presente estudo. No Parque Nacional de Tumucumaque, *Psophia crepitans* é frequentemente registrado em armadilhas fotográficas pelo TEAM (*Tropical Ecology, Assessment and Monitoring program*) Tumucumaque [25]. Essa unidade está entre as seis com as maiores taxas de encontro.

Resultados específicos são importantes na caracterização de unidades taxonômicas distintas, contribuindo na avaliação de eventuais diferenças entre espécies de um mesmo grupo, na busca por aspectos ambientais envolvidos e na obtenção de informações mais qualificadas para subsidiar medidas de conservação para cada espécie em particular. Ainda assim, resultados gerais para o gênero ou grupos taxonômicos superiores, a exemplo da taxa de encontro global de 0,52 Encontros/10 km descrita neste estudo, podem ser informativos, uma vez que unidades taxonômicas diferentes também podem ser "ecologicamente" equivalentes. Todos os jacamins são aves terrícolas, gregárias, territoriais, de grande porte, que nidificam em cavidades e com dieta frugívoro-onívora. Mais especificamente, elas seriam "ecoespécies", congêneres ecologicamente equivalentes (e mutuamente exclusivos), geralmente representando substituições parapátricas através de fronteiras biogeográficas nítidas [26][27].

Para a maioria dos sítios com três ou mais anos de monitoramento, a flutuação temporal das abundâncias sugere uma estabilidade demográfica, ainda que com alguma variação. Uma possível interpretação seria a ocorrência de uma flutuação da abundância das populações de periodicidade extra-anual, não sendo, nesse caso, observado qualquer declínio ou incremento de forma categórica. Ou seja, quase todos os sítios amostrais mostram incremento e declínio periódico, o que pode ser atribuído a dinâmica populacional natural do gênero. Em outras palavras, a fenologia e flutuação populacional do gênero pode ser maior que o intervalo de um ano, a unidade temporal considerada nesta análise. Ciclos fenológicos superiores a um ano não são incomuns e podem estar associados à disponibilidade de recursos específicos ou ao tempo geracional e recrutamento de novos indivíduos. Com a continuidade do monitoramento esta hipótese poderá ser mais bem avaliada.

Mesmo não havendo indicações de tendências de crescimento ou redução populacional alguns dos sítios apresentam reduzidas taxas de encontro. Três sítios com melhores séries amostrais (Reserva Biológica do Uatumã e Reservas Extrativistas do Cazumbá-Iracema e Tapajós-Arapiuns) exemplificam tal padrão. Embora apresentem pouca variação temporal em suas abundâncias, suas taxas de encontro para o período e suas estimativas de densidade estão em diferentes patamares, com a Reserva Biológica do Uatumã apresentando valores muito superiores.

Estimativas de densidade foram geradas para 12 populações de cinco espécies, três destas ameaçadas: *P. dextralis*, *P. interjecta* e *P. viridis* (Tabela 2). A espécie mais vulnerável, *Psophia obscura*, categorizada como Criticamente em Perigo, ocorre apenas em uma das unidades de conservação (Reserva Biológica do Gurupi) e o pequeno número de registros impossibilitou estimar sua densidade.

Devido às dificuldades inerentes de visualização das espécies-alvo na floresta, em quase metade (45,7%) dos registros de grupos de jacamins o número de indivíduos contados e registrados foi inferior ao número real de integrantes do grupo encontrado. Todavia, considerando que o *software* Distance também assume uma distribuição probabilística para definição do tamanho do grupo, não esperamos

CC BY NC ND

uma subestimação. Tal aspecto explicaria o fato de os valores de densidade de indivíduos obtidos serem superiores à simples multiplicação da densidade de grupos por seu tamanho médio, já que para o cálculo do tamanho médio dos grupos (Figura 4b), foi considerado apenas o número de indivíduos observados.

O modelo *Hazard-rate*, que em todas as modelagens apresentou os menores valores de AIC, pareceu claramente superestimar as densidades, efeito já reportado quando existe uma grande quantidade de registros próximos à trilha [28]. A adequabilidade ou o melhor ajuste do modelo *Negative exponential* parece se explicar pela grande proporção de avistamentos a curtas distâncias, um reflexo tanto das características da floresta quanto das espécies. Mesmo descartando o modelo *Hazard-rate*, as densidades estimadas estão mais altas que o esperado. Limitamos a aplicação da truncagem a 3%, pois esse procedimento, geralmente, aumenta ainda mais a densidade estimada.

Estudos anteriores têm reportado abundâncias e densidades inferiores ou similares às aqui apresentadas. Endo *et al.* [29] encontraram densidades variando de 5,4 a 52,7 ind/km^2 para *P. leucoptera* no Parque Nacional Manu, no Peru, e Rosin [30], para esta mesma espécie também no Peru, encontrou densidades de 8 a 44 ind/km^2. Para *P. crepitans*, Boissier *et al.* [31] estimaram densidades muito mais baixas, 0,86 a 1,77 grupos/km^2 na região das Guianas.

O protocolo preconizado pelo Programa Monitora para o emprego do método de amostragens por distância pressupõe a mensuração das distâncias a partir do primeiro animal avistado. Espera-se que esse indivíduo esteja localizado mais próximo ao transecto ou ao observador do que do centro do grupo, levando a uma subestimativa das distâncias e à superestimativa das densidades [32]. Esse aspecto do método pode ajudar a explicar os resultados obtidos neste estudo.

Algumas estimativas apresentaram alto grau de incerteza, com intervalos de confiança extremamente amplos. Em particular, os valores possíveis no limite superior do intervalo de confiança para *P. crepitans* na ilha de Maracá parecem pouco plausíveis, com um coeficiente de variação superior a 45%. Para obter uma estimativa de densidade confiável, o recomendado é que o coeficiente de variação esteja abaixo de 30%, e idealmente abaixo de 20% para garantir que a variabilidade da estimativa não comprometa a interpretação dos resultados [18]. Considerando a densidade de grupos e indivíduos, seis sítios apresentaram um coeficiente inferior a 30% e metade das estimativas ainda são imprecisas. Curiosamente, dados de sítios com uma amostragem satisfatória e grande número de avistamentos geraram estimativas com coeficientes de variação elevados, como o observado na Reserva Extrativista do Cazumbá-Iracema. Entre as hipóteses possíveis para explicar tal fenômeno está o grande número de coletores e a substituição destes ao longo dos anos. E, especificamente para esta unidade de conservação, a floração e consequente morte dos tabocais (bambus), ocorrida no período de amostragem nesta região, que implica em mudanças importantes na densidade de plantas do sub-bosque.

A maior densidade de grupos e indivíduos foi registrada na Estação Ecológica de Maracá, unidade relativamente próxima ao Parque Nacional do Monte Roraima e à Estação Ecológica de Niquiá, onde os jacamins não foram registrados. A maior parte da Estação Ecológica de Maracá se constitui em uma ilha fluvial e as suas transecções são caracterizadas pela predominância de Floresta de Terra Firme, com alta riqueza de espécies e dossel fechado, com altura média de 20-25 m e indivíduos emergentes ultrapassando os 30 metros. Nessas áreas, a presença de árvores grossas com mais de 50 cm de diâmetro à altura do peito (DAP) é comum, assim como lianas grossas que vão do solo ao dossel. O sub-bosque é denso, com visibilidade não superior a 20 m. Abaixo do dossel são comuns palmeiras dos gêneros *Astrocarium* e *Euterpe*. Em alguns trechos da transecção essa fitofisionomia dá lugar a uma floresta com dossel mais baixo (15 m) e aberto, com DAPs menores e dominância de *Peltogyne* (Fabaceae). Nesses trechos também é notável maior abundância das palmeiras *Oenocarpus bacaba*. Ocorrem também áreas de charco com buritis (*Mauritia flexuosa*), formando assim a chamada Floresta Aberta com Palmeiras. Menos comuns são os campos naturais que formam pequenas "ilhas" de cerrado. O solo é arenoso, com serapilheira fina (menos de 5 cm na sua maior parte) e com a presença de alguns corpos d´água perenes (F. Obermuller, com. pess.). Apesar da predominância de ambientes com características favoráveis à ocorrência de jacamins, o elevado coeficiente de variação da estimativa gerada para esse sítio (> 45%), e a ausência de um padrão na abundância para o período, fazem crer que a estimativa obtida deve ser considerada com prudência.

Foi encontrada uma relação positiva entre densidade estimada e tamanho de grupo de jacamins. A ideia de que a densidade de animais está entre os determinantes do tamanho de grupo, com grupos maiores em sítios de maior densidade, poderia ser parcialmente explicada por um balanço entre a competição intra e intergrupos, a exemplo do que ocorre com mamíferos [33]. Tal hipótese, contudo, merece ser melhor investigada à luz da disponibilidade de recursos e das relações sociais intragrupais.

Atualmente, suspeita-se que a maioria das populações das espécies de *Psophia* estejam em rápido declínio, devido ao desmatamento, fragmentação e à caça [7]. Os resultados aqui apresentados não permitem corroborar essa afirmação para os sítios sob monitoramento pelo Programa Monitora. Contudo, esses sítios são áreas que dispõem de algum esforço de proteção como unidades de conservação, áreas onde se espera uma tendência de estabilidade temporal em algum grau para as abundâncias das populações silvestres. O que não descarta a possibilidade de que em outras áreas, não protegidas, populações do gênero *Psophia* estejam de fato retraindo em ocorrência e abundância. Estimativas de abundância, densidade e de tamanhos populacionais são essenciais para políticas conservacionistas, como por exemplo, a avaliação do estado de conservação de espécies. Esses parâmetros subsidiam alguns critérios para a categorização das espécies à luz de seu risco de extinção [34], com reflexos na lista oficial das espécies brasileiras ameaçadas. Este estudo é um produto do Programa Monitora, uma iniciativa de monitoramento participativo e com capacitação contínua. Os dados foram coletados com a colaboração ativa das equipes das unidades de conservação que integram o Programa. Entretanto, tal participação está sujeita a eventuais restrições logísticas e de pessoal, que podem acarretar insuficiência ou irregularidade nas amostragens. Além disso, alguns resultados podem sofrer influência de vieses decorrentes de procedimentos de campo, como evidenciado pelo efeito *spike* detectado nas análises (o registro de grande número de valores de distâncias próximos a zero – mais próximos à trilha) e pelo arredondamento (*rounding*) das distâncias dos avistamentos, com picos de distâncias mensuradas registradas em valores redondos, como 10 e 20 metros. Tais características resultam em alguns problemas durante as análises [18], como altos coeficientes de variação (CV), acima de 25%, o que evidencia a influência de algum artefato amostral ou metodológico [35] para uma parte das estimativas, mesmo para sítios com grande esforço amostral e considerável número de registros.

O Programa Monitora visa monitorar a biodiversidade nas unidades de conservação federais e, em última instância, determinar o estado e a tendência populacional das suas espécies-alvo ou indicadoras [36][37][38]. Nesta análise, a primeira para o gênero *Psophia* com dados oriundos do protocolo básico do Componente Florestal do Programa, buscamos contribuir para o conhecimento do estado de conservação das populações amostradas. Não é usual o cômputo de longos períodos de amostragem para geração de estimativas de densidade, assim como são raros os resultados obtidos por longos períodos de amostragem para a abundância de populações silvestres no país. Neste estudo, em alguns casos, o período amostral chegou a nove anos. Períodos longos de amostragem fornecem estimativas da média do período, valores não necessariamente atuais. Seu uso foi um artifício necessário para acumular um número de avistamentos que permitisse a execução das análises de densidade ao menos para um terço dos sítios. A obtenção de dados de campo por períodos longos em áreas de difícil acesso na região amazônica, não é uma tarefa simples e trivial. Espera-se que, com os avanços na implementação do Programa e a minimização das limitações apontadas, as próximas análises possam considerar períodos amostrais mais curtos, com conjuntos de dados mais completos, que possibilitem aprimorar a qualidade dos resultados gerados, com a obtenção de estimativas populacionais mais robustas e evidências mais consistentes de eventuais tendências populacionais.

Agradecimentos

Agradecemos ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), à Coordenação de Monitoramento da Biodiversidade (COMOB), ao Programa Áreas Protegidas da Amazônia (ARPA), ao Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ), às unidades de conservação e aos envolvidos na execução do Programa Monitora nas unidades amostradas (nomes no Apêndice). Agradecemos ao Analista Ambiental do CEMAVE Maurício C. Santos pela produção da Figura 2. Agradecemos também aos comentários e sugestões dos revisores anônimos.

CC BY NC ND

Referências

1. Pacheco JF, Silveira LF, Aleixo A et al. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee – second edition. Ornithol Res. 2021; 29: 94-105. doi: 10.1007/s43388-021-00058-x

2. Ribas CC, Aleixo A, Nogueira ACR, Miyaki CY, Cracraft J. Palaeobiogeographic model for biotic diversification within Amazonia over the past three million years. Proc. R. Soc. B. 2011; 279(1729): 681-689. doi: 10.1098/rspb.2011.1120

3. Mercey PD, Théry M. Breeding of the gray-winged trumpeter in French Guiana. The Condor. 1999; 101(4): 907-909

4. Sherman PT. Breeding biology of white-winged trumpeters (*Psophia leucoptera*) in Peru. The Auk. 1995; 112(2): 285-295

5. Sherman PT. Social organization of cooperatively polyandrous white-winged trumpeters (*Psophia leucoptera*). The Auk. 1995; 112(2): 296-309

6. Sherman PT. 2000. Reproductive biology and ecology of white-winged trumpeters (*Psophia leucoptera*) and recommendations for the breeding of captive trumpeters. Zoo Biology: Published in affiliation with the American Zoo and Aquarium Association. 2000; 19(1): 65-84

7. Winkler DW, Billerman SM, Lovette IJ. Trumpeters (Psophiidae), version 1.0. In Birds of the World (SM Billerman, BK Keeney, PG Rodewald, TS Schulenberg, editores). NY, USA, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. 2020. doi: 10.2173/bow.psophi1.01

8. Willis EO. Tinamous, chickens, guans, rails and trumpeters as army ant followers. Rev Bras Ornitol.1983; 43: 9-22

9. Érard C, Théry M, Sabatier D. Diets of *Tinamus major* (Tinamidae), *Crax alector* (Cracidae) and *Psophia crepitans* (Psophiidae) in the French Guiana rain forest. Gibier Faune Sauvage. 1991; 8: 183-210

10. Parry L, Barlow JOS, Peres CA. Hunting for sustainability in tropical secondary forests. Conserv Biol. 2009; 23(5): 1270-1280. doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01224.x

11. Michalski F, Peres CA. Gamebird responses to anthropogenic forest fragmentation and degradation in a southern Amazonian landscape. PeerJ. 2017; 5: e3442. doi:10.7717/peerj.3442

12. Dornas T, Marcelino DG, de Melo Dantas S, Pinheiro RT, Aleixo A. Range extension and conservation of *Psophia interjecta* Griscom & Greenway, 1937 (Aves: Psophidae) in the Tocantins-Araguaia interfluve, state of Tocantins, Brazil. Check List. 2017; 13(4): 141-146. doi:10.15560/13.4.141

13. Monitora, Cronemberger C, Ribeiro KT, Acosta RK, de Andrade DFC, Marini-Filho OJ, Masuda LSM, Mendes KR, Nienow SS, Polaz CNM, Reis ML, Sampaio R, Souza JM, Tófoli CF. Social Participation in the Brazilian National Biodiversity Monitoring Program Leads to Multiple Socioenvironmental Outcomes. Citizen Science: Theory and Practice. 2023; 8(1): 32. doi: 10.5334/cstp.582

14. Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L. Introduction to distance sampling: Estimating abundance of biological populations. Oxford, UK: Oxford University Press; 2001.

15. Kinouchi M. Ciclo de Capacitação em Monitoramento da Biodiversidade. Introdução ao Programa de Monitoramento *in situ* da Biodiversidade. Apostila/ Marcelo Kinouchi. Brasília: MMA, ICMBio, BMU. GIZ 2014. 2014. 85p.

16. Emlen JT. Population densities of birds derived from transect counts. Auk. 1971; 88: 323-342

17. de Thoisy B, Brosse S, Dubois MA. Assessment of large-vertebrate species richness and relative abundance in Neotropical forest using line-transect censuses: What is the minimal effort required? Biodivers Conserv. 2008; 17: 2627-2644. doi: 10.1007/s10531-008-9337-0

18. Thomas L, Buckland ST, Rexstad EA, Laake JL, Strindberg S, Hedley SL, Bishop JRB, Marques TA, Burnham KP. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. J. Appl. Ecol. 2010; 47: 5-14. doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x

19. Buckland ST. Perpendicular distance models for line transect sampling. Biometrics. 1985; 177-195

20. Buckland ST, Rexstad EA, Marques TA, Oedekoven CS. Distance sampling: methods and applications. New York: Springer; 2015. Vol. 431

21. Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. Palaeontol Electron. 2001: 4(1): 9pp.

22. Carvalho Jr EAR, Laranjeiras TO, Reis ML. Camera-trap survey of Wîi-Tîwî, Parque Nacional do Monte Roraima. 2019. Last updated November 2023. Parque Nacional do Monte Roraima. 2020. http://n2t.net/ark:/63614/w12000521 [acesso em 11 out 2023]. Disponível em: wildlifeinsights.org.

23. Carvalho Jr EAR, Mendonça EN, Lopes AMC, Haugaasen T. Current status of the Critically Endangered Black-winged Trumpeter *Psophia obscura* in one of its last strongholds. Bird Conserv Int. 2022; 33: e12. doi: 10.1017/S0959270922000077

24. Parry L, Barlow J, Peres CA. Large-Vertebrate Assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. J Trop Ecol. 2007; 23(6): 653-662

25. Programa Monitora ICMBio. Last updated October 2023. Parque Nacional Montanhas do Tumucumaque. 2021. http://n2t.net/ark:/63614/w12003586. [acesso em 05 jul 2023]. Disponível em: wildlifeinsights.org.

26. Agostini I, Holzmann I, Di Bitetti MS. Are howler monkey species ecologically equivalent? Trophic niche overlap in syntopic *Alouatta guariba clamitans* and *Alouatta caraya*. Am J Primatol. 2010; 72(2): 173-186

27. Peres CA, Janson CH. Species coexistence, distribution and environmental determinants of neotropical primate richness: A community-level zoogeographic analysis. In: Fleagle JG, Janson CH, Reed KE (eds.). Primate communities. Cambridge: Cambridge University Press; 1999. p. 55-74

28. Cullen Jr L, Rudran R. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In: Cullen Jr L, Rudran R, Valladares-Padua C (eds.). Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba: Editora UFPR; 2006. p. 169-179

29. Endo W, Peres CA, Salas E, Mori S, Sanchez-Vega JL, Shepard GH, Pacheco V, Yu DW. Game vertebrate densities in hunted and nonhunted forest sites in Manu National Park, Peru. Biotropica. 2010; 42(2): 251-261. doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00546.x

30. Rosin C. Assessing vertebrate abundance and the effects of anthropogenic disturbance on Tropical Forest Dynamics [dissertação]. Durham: Duke University; 2012. 28 f. Disponível em: https://dukespace.lib.duke.edu/dspace/bitstream/handle/10161/5361/Rosin.MP.Final.pdf?sequence=1

31. Boissier O, Feer F, Henry P-Y, Forget P-M. Modifications of the rain forest frugivore community are associated with reduced seed removal at the community level. Ecol Appl. 2020; 30(4): e02086. doi: 10.1002/eap.2086

32. Marshall AR, Lovett JC, White PCL. Selection of line-transect methods for estimating the density of group-living animals: Lessons from the Primates. Am J Primatol. 2008; 70: 1-11. doi: 10.1002/ajp.20516

33. Markham AC, Gesquiere LR, Alberts SC, Altmann J. Optimal group size in a highly social mammal. Proc Natl Acad Sci USA. 2015; 112(48): 14882-14887. doi: 10.1073/pnas.1517794112

34. IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2. 2022 [acesso em 01 out 2023]. Disponível em https://www.iucnredlist.org

35] Skalski JR, Ryding KE, Millspaugh JJ. Wildlife demography: Analysis of sex, age, and count data. San Diego: Elsevier-Academic; 2005. 636 p. doi: 10.1093/jmammal/gyac016

36. Monitora – Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade: Programa Monitora, Subprograma Terrestre, Componente Florestal: Relatório Triênio 2014 – 2016. Brasília: ICMBio, 2018.

37. Monitora – Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade: Programa Monitora, Subprograma Terrestre, Componente Florestal: Relatório 2014 – 2018. Brasília: ICMBio, 2021.

38. Monitora – Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade: Programa Monitora, Subprograma Terrestre, Componente Florestal. Relatório 2014 – 2022. Brasília: ICMBio, 2024.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Apêndice

Colaboradores do Programa Monitora nas unidades de conservação envolvidas:

Abias, Abílio Rafael Pereira Magalhães, Adailson Freres da Silva, Adair de Souza Pereira, Adão de Jesus Medrado de Assunção, Adelciano Soares, Ademilton Assis, Ademilton Carvalho, Ademir, Ademir Mariano, Adenilson Cabral, Adenilson Imbiriba, Adilson, Adriana de Souza Pinto, Adriana Pereira Ferraz, Adriano de Almeida Moraes, Adriano de Lima Santos, Adriano do Espírito Santo Farias, Adriano Ferreira Bruno, Adriano Lima, Adriano Silva, Adriele Lima da Silva, Adson Queiros da Costa, Aécio Silva dos Santos, Afonso Araripe, Agecida Maia, Agimiro Oliveira Magalhães, Agostinho Cesar Pereira Da Silva, Alacid Souza Soare, Alan Sales de Lima, Alan Santos Rodrigues, Alberlam Pinheiro de Oliveira, Albino Batista Gomes, Alcino Livramento da Silva, Alcino Sousa Primo, Aldeci Cerqueira Maia, Aldemir Silva dos Santos, Aldo Xavier de Oliveira, Alessandra de Frazão Chaves Guimarães Ruiz, Alessandra Lopes Monteiro, Alessandro, Alex, Alex de Souza Magalhães, Alex Rodrigues de Maria, Alex Santos Cruz, Alex S. Teixeira Gois, Alexandre, Alexandre Cardoso De Almeida, Alexandre do Nascimento Tigres, Alexandre dos Santos Silva, Alexandre Duarte, Alexandre Duarte Lopes, Alexandre Martins Costa Lopes, Alexandre Pantoja Adrião dos Santos, Alison Falcão Gomes, Allerio Brasilino Martins, Alonso Inácio André, Aluízio Belém Pinheiro Filho, Álvaro Ricardo da Silva, Amadeus Pereira dos Santos, Amanda, Amanda Beatriz, Ana Carolina, Ana Débora da Silva Lopes, Ana Karolina Martins Santana, Ana Karoline Sousa Balieiro, Ana Kelly, Ana luiza Costa Silva, Ana Marta Andrade Costa, Ananda Cardoso Alencar, Ana Paula da Silva Viana, Andelison Luiz André, Anderson Silva de Castro, Anderson Souza Cavalcante, Andrade, André, Andrelino Nogueira, Angelino Junior, Aniel de Souza Cardoso, Anielle dos Santos Farias, Antonino Correia de Pinho, Antônio César Ferreira do Carmo, Antônio Cirley, Antônio Cleice da Silva Mattos, Antônio Cleilton da Silva Santos, Antônio Conceição, Antonio Cruz da Silva, Antônio Gabriel de Sales Filho, Antônio José Lima da Cruz, Antônio Junior Silva Nogueira, Antônio Maciel, Antônio Matos de Lima, Antônio Milton Alves da Silva, Antônio Pereira da Cruz, Antônio Picarete, Antônio Rodrigues da Cruz, Antônio Silva, Antônio Wemerson, Arlison Marques, Arilson Duarte, Arthur Cardoso Silva, Astrogildo dos Santos Gomes, Atheíde Maia, Aucinede do Norte Mariano Moreira, Auriesslley Nablo Da Costa Silva, Auvelino Firmino Neves, Batuel Queiroz Monteiro, Beatriz de Aquino Ribeiro Lisboa, Benedita, Benedito, Benedito Freitas de Paiva, Ben-Hur e Souza Rosa, Beto Silva dos Santos, Bianca, Brenda Cunha Pereira, Breno, Breno Mendes, Bruna Corrêa Moreira, Bruna Mourão Batista, Bruno Basílio Zenke, Bruno da Luz Silva, Bruno de Campos Souza, Bruno Delano Chaves do Nascimento, Bruno Ferreira, Bruno Lacerda, Bruno Pires Menicucci, Bruno Rodrigues de Souza, Bruno Souza, C. Zanella, Cacildo F. Oliveira dos Santos, Camila, Camila Moura Lemke, Camila Nascimento da Silva, Camila Verônica Sczczepaniak Lima, Camylle Carvalho Ferreira do Nascimento, Camylle Nascimento, Carla, Carlos Batista, Carlos Edman André, Carlos Ferreira Neves, Caroline Ramos Monte, Cassandra Pereira de Oliveira, Cássia Ruana Rodrigues Figueredo, Cavalcante, Cecílio Monteiro Santos Filho, Celina Alecrim Guimarães, Célio da Silva, Celso Costa Santos Júnior, Chagas, Charles Afonso dos Santos, Charles Crispim Karantino, Charliudo Afonso, Charly da Silva e Silva, Charly Ribeiro Sanches, Chirley, Christoph Jaster, Cintia Karoline Manos Lopes, Claudecir Rodrigues Martins, Cláudia Barbosa de Lima Sacramento, Claudineia Silva Costa, Cláudio Ferreira, Claudionor, Clayton Varela Chaves, Clebe Oliveira Castro, Cledlene Silva Fernandes de Souza, Cleide Ribeiro Curiuaia, Clenilson, Cleudelmar Maçal do Nascimento, Cleuton Pinto Miranda, Cleyton Alves Diniz, Clícia Maia, Cloves Edman Brasil, Clovilson, Clovinilson, Cornélio Pinheiro Moura, Cristiane Rodrigues Menezes Russo, Custódio Maciel do Nascimento, Cyntia Silva do Nascimento, Daelson Pinheiro Batista, Dailson Rodrigues, Daniel, Daniel Ferreira Vieira, Daniel Pinheiro Nunes, Daniel Silva, Danielly Felix Silva, Darleide Oliveira Araújo, Darliene Araújo Prata, Darlon Furtado, Davi Nunes, Dayane Cristina Motta Souza, Debora, Deborah Rejane Filgueiras, Deidilon Pereira dos Anjos, Demétrio Santos Ribeiro Jr., Denilson, Denilson da Silva Lucena, Denison Calixto da Silva, Denivon Antônio Gama Lima, Dennis Edward Hyde, Derliton de Oliveira Borges, Deuliçon Solis Alves, Deusiele, Deusilene, Deuziane de Oliveira e Souza, Deuzieli Silva Peres, Deuzimar dos Santos Nascimento, Devanir Fernandes, Diego Builles, Diego Correia de Souza, Diego de Lima Sousa, Diego Ferreira da Silva, Diego Maraes Sarraff, Diego Moura, Diego Silva, Dieison dos Santos Marques, Diemerson Brito Gomes, Diennetrin Brito Gomes, Dinaldete Marcelino Mercado, Divino Albuquerque da Silva, Divino Anailson, Djair Ferreira França, Domingos Lucas, Domingos Pereira da Silva, Douglas Nonato Amorim Estevão, Duvalmir Rodrigues, Dyanara Alves Gurgel, Eclailton Wander, Edelcimar Rebouças da Silva, Edevilton Lourenço Silveira, Edgar Theodoro de Paula,

Edielson Ferreira Marciel, Edilson Consuelo de Oliveira, Edinaldo Candor, Edivaldo Amaral Balbino, Edivaldo Melek, Edivan Moura de Deus, Edmilson Brasil da Silva, Ednea Pereira de Souza, Ednei Rodrigues, Edneu, Edson, Edson dos Santos, Edson Silva do Nascimento, Eduardo, Eduardo Castro de Lima, Eduardo Marques Santos Jr., Eiderson Silva Cabral, Elane Cristina Rodrigues Nascimento, Elbson Souza Batista, Elcemir, Elencio Williams, Eliane de Carvalho, Elias, Elias Jesus Penha, Elinaldo Oliveira, Elinelson Furtado da Silva, Elínio Maia Soares, Elino Julião Borges de Amorim, Elioneto de Sousa Lima, Eliseo Schmidt, Elivelton, Eloísa Neves Mendonça, Elton Souza, Emerck Cipriano, Emerson, Emerson Maciel, Emilli Larissa Silva de Oliveira, Emilson Tavares, Enivaldo dos Santos de Castro, Erica Santana De França, Érica Tieko Fujisaki, Erick Rodrigo Porto Pinho, Érico Emed Kauano, Erika, Erivam Veras, Ermano, Ernando Leocadio da Silva, Estéfano Monteiro Gambarini, Estefany Baia Furtado, Eude Correa, Eudes Santos Rodrigues, Eva Maria Lima da Silva, Evanir, Everton Zenke Estevam, Ewerton Fernandes Batista, Ezanilson, Rosildo Gomes dos Santos, Ezequias Marques, Ezequias Martins da Luz, Fábio, Fábio Braz, Fábio Célio Guimarães, Fábio Frederico, Fábio Menezes de Carvalho, Fabrício, Fabrício Ferreira, Fabrício Queiroz Lima, Fagner Paixão dos Santos, Felício, Felipe, Felipe Andrade Mendonça, Felipe Bittioli Rodrigues Gomes, Felipe Gomes Movi, Felipe Matheus dos Reis Castro, Felipe Matheus dos Reis Castro, Fernanda Colares Brandão, Fernanda Nascimento Lehrbach, Fernandes, Fernando Henrique Ribas Motta, Filipe Salomão De Sousa Ferreira, Flávia, Flávio Amorim Obermüller, Flávio Queiroz Lima, Florisvaldo Benevenuto Pereira, França, France, Francinaldo, Francinaldo Correa Rocha, Francinei Melgueiro Pinheiro, Francines Carvalho, Francisca Maria do Nascimento Ferreira, Francisco, Francisco Chen de Araújo Braga, Francisco Cleudo Santos de Lima, Francisco da Silva Reis, Francisco de Souza Carvalho, Francisco Franca Carajás, Francisco Marciel Andrade Mendonça, Francisco Rajo, Francisco Silva Neto, Francisco Sombra Silva Rodrigues, Francisco Walison Melo Da Silva, Francisco Xavier de Mesquita, Francislei da Silva Sobral, Francival, Francival Silva de Lima, Franklin Dos Santos Amaral, Fred Ângelo Martins Cruz, Fredson Fernando Mota Batista, Gabriel, Gabriel Albuquerque da Silva, Gabriel Cestari Vilardi, Gabriel Cruz da Silva, Gabriel de Sousa, Gabriel Lage Ribeiro, Gabriel Santiago Sampaio, Gabriela, Gabriele, Geilson Coelho Campos, Geise Helen Sardinha, Gelson Souza Silva, Genival Gusmão da Silva, Genivaldo, George Costa, Georlando de Lima Souza, Geovana Brito Catarin, Geovani, Geovani Rodrigues Teixeira, Gerlania Cristina da Silva, Gercimar Araújo Silva, Gesiana Kamila Damasceno Miranda, Geuzenira Ilaéde Alves de Souza, Gevanilson Maciel Siqueira, Gezos Martins, Geyza Kelly Oliveira Veloso, Gilberto do Nascimento Silva, Gilvani Lima de Oliveira, Gisele de Aguiar Lima, Gislene Martins Raimundo, Givanilda Aguiar Rocha, Glebson Calixto da Silva, Gledison Alves Garcia, Gleidson Marques, Gleisson Gama da Silva, Gustavo Cruz, Gustavo Helal Gonsioroski da Silva, Hadda, Hamilton Junho Pantoja Leal, Hamilton Rodrigues de Melo, Havana Maduro Viana, Heithor, Henrique Curi Pena, Henrique Martins Braz, Henrique Pinheiro Neto, Henrique Santos Gonçalves, Herison Medeiros, Hernandes, Hermes, Hermes Fonseca de Medeiros, Hilda Raianne Silva de Melo, Hildo, Iciomar, Idelmar Ribeiro de Azevedo, Igo Barbosa Gabrecht, Igor Herreira, Igor Matheus dos Santos Pereira, Ilnaiara Sousa, Inacinho Pereira, Inácio Costa de Farias, Iranilson Azevedo de Farias, Isabela Freitas de Oliveira, Isaias Gomes Alves, Isaque Martins da Luz, Isaque Nascimento da Silva, Isis Rafânia Souza de Almeida, Israel de Souza Holanda, Italo Oliveira, Itamar de Souza Firmino, Itamar Ronzani, Ivan Machado de Vasconcelos, Ivan Machado de Vasconcelos, Ivancy da Silva Peres, Ivanil Alves, Ivete Guimarães, Ivonaldo Queiroz da Costa, Izoney Rocha Magalhães, Jaciel, Jackeline Arcanjo, Jackeline Nóbrega, Jackiel Cássio Rocha da Silva, Jackson Magalhães, Jadiel da Conceição Pereira, Jailson, Jailson de Barros, Jaime Marques Brito, Jair Floresta Andrade, Jair Gomes da Silva, James Carneiro Rodrigues, Janderlei Pereira da Silva, Janilene Carneiro Duarte, Jardson Silva Costa, Jarson Kity Oliveira Lima, Jean Carlos Ferreira, Jeferson Nascimento da Silva, Jefferson Azevedo dos Santos, Jefferson de Oliveira da Silva, Jefferson De Souza Santos, Jefferson Fernando Costa dos Santos, Jeovan, Jeovane, Jéssica Allen, Jessica dos Anjos Oliveira, Jesuíno Chaves, Jesulino Alves da Rocha Filho, Jhon Lenor Ferreira Gomes, Jhones de Souza Andrade, Jhulye Lima Valente, Jilberto Miranda Maia, Joabson Rodrigues de Lima, Joadax Araújo Gomes, João, João Alecrim Guimarães, João Augusto Coelho Caldas, João Batista da Silva, João Bosco Ferreira Ribeiro, João Bosco Pinheiro dos Santos, João Caetano Pereira da Cruz, João Carlos Holanda da Silva, João Carlos Luiz de Oliveira, João Chagas Araújo, João da Mata dos Santos Neto, João de Deus, João Fernandes Granella Gonçalves, João Paulo, João Paulo de Oliveira Gomes, João Paulo dos Santos Alves, João Paulo Furtado Carvalho, João Paulo Silva Souza, João Paz de Cunha Neto, João Piva, Joatan Araújo da Silva, Jobson, Jocimar Santos da Cruz, Joel da Silva Pinto, Joel Fidelis Nascimento, Joelson de Miranda, Joelson Leal de Lima,

Johnson Pereira, Jônata do Nascimento Calacina, Jonatas, Jônatas Machado Lima, Jonathan, Jorge Dantas, Jorge, Josadaque, José, José Alexandre Granella De Medeiros, José Almir Oliveira Aguiar, José Andrade Rodrigues, José Arnaldo da Silva, José Artur Nestor Neto, Jose Carlos Americo Trindade, José Carlos, José Carlos de Lima, José Carlos Souza, Pedro da Costa de Almeida, Pedro J. G. Bento, José Celino Floriano Ribeiro, José da Cruz Andrade Mendonça, José Denílson da Silva Lucena, José do Carmo Correia Júnior, José Felipe da Silva, José Ferraz da Silva, José Hipólito Piva, José Jailson da Silva Lucena, José Luiz da Silva Souza, José Quaresma, José Maria, José Risonei Assis da Silva, José Rodrigues dos Santos, José Ronaldo Rodrigues, José Runes Peres, Jose Souza, José Tiago Andrade Mendonça, Josemar Dantas, Josenildo Amado De Souza, Josevan da Costa Silva, Josias Costa, Josicláudio Pereira de Freitas, Jozimá Moreira da Silva, Juan, Juarez Carlos Pezzuti, Juca de Souza, Jucimar Pinheiro dos Santos, Juliana Araújo Pedroso, Juliene Araújo Livramento da Conceição, Júlio Alves, Júlio, Júlio César Silva Magalhães, Júlio Pereira, Junielson Pinheiro da Silva, Junior, Junior da Silva Souza, Juscelino Ribeiro Martins, Juvenal dos Santos Farias, Karem Poliana, Karina Lima Tôsto, Kaynara Delaix Zaqueo, Kennedy Alves de Oliveira, Kennedy Wenzel Melo, Kesyd Paixão, Kleps Heradieopolis Rodrigues Junior, Lais, Lais da Rocha Fernandes, Larissa Rodrigues Marques, Lauricélio de Miranda Vieira, Lázaro da Silva, Leandro Alves, Leandro Krixi Sabanes, Leda Mayara Sousa Da Costa, Ledaiane dos Santos Loureiro, Leila Teruko Shirai, Leonara da Silva Gaspar, Leonardo Carneiro do Nascimento, Leonardo do Espírito Santo Farias, Leonardo dos Santos Bezerra, Leonardo Victor Soares Pinheiro, Leonora Maia, Letícia Correia Massad Gomes da Silva, Leticia Lima Correia, Letícia Pereira Alves, Leudiane, Lice Macuxi Tobias, Lindomar, Lindomar Medeiros Da Silva, Lindonjonson, Lino Rocha de Oliveira, Lívia Souza Silva, Lívia Souza, Lorena, Lourdes Iarema, Loyriane Moura Sousa, Luan Andrade Mendonça, Luan Rocha, Luana, Luana Alencar de Lima, Luana Matos, Luana Souza Dimaranes da Costa, Lucas Danilo da S. Durães, Lucas De Araújo Silva, Lucas Rafael Souza da Costa, Lucas Vinícius De Aguiar Alves, Luciana Carla Silva Freitas, Luciana Ferraz, Luciano D. Conceição, Luciano Rodrigues Mendonça, Lucinaldo Lima da Silva, Lucivaldo Vieira da Silva, Ludimila Maia, Luis, Luis Carlos Duarte Nascimento, Luis Rosivaldo Mota, Luis Victor Oliveira de Lima, Luiz Caliel Chaves Santos, Luiz Carlos Albuquerque da Silva, Luiz Eduardo Rodrigues Cunha, Luiz Walderley Ramos Farias, Luzia Darke Xavier Medrado, Maciel, Madalena Maia, Magno Ferreira da Silva, Maiara Rodrigues, Maic Bezerra Uchôa, Manoel, Manoel Borges de Amorim, Manoel Cardoso de Jesus, Manoel de Jesus Dias, Manoel Elison Nascimento de Almeida, Manoel Maia, Manoel Maria Lima de Almeida, Manoela Wariss, Marbelita Araceli Rodriguez dos Santos, Marcelo, Marcelo Ximenez Ferreira, Marciel, Márcio Cláudio de Oliveira, Márcio Junior Gomes Ferreira, Márcio Pereira Matos, Márcio Ramos Damasceno, Márcio Uehara Prado, Marco Aurélio Neri Torres, Marcos Cerzar Lemke, Marcos Guilherme Borges Pereira, Marcos Macedo dos Santos, Marcos Marques, Marcus Antônio Trajano da Silva, Margarise Costa e Silva, Maria Aparecida da Silva, Maria Barboza de Oliveira; Maria Caetano, Maria Clara Lima de Souza, Maria da Cruz Correa, Maria de Jesus Bezerra da Silva, Maria de Lourdes Porfírio dos Santos, Maria de Nazaré Costa Ferreira, Maria do Socorro Abreu de Araújo, Maria Letícia Oliveira de Lima, Maria Monteiro Aquino, Maria Olivaneide do Nascimento, Maria Pabline da Silva, Maria Perpétua Avelino de Matos, Maria Tereza da Silva Andrade, Maria Thais de Matos Braga, Mariana Da Silva Dias, Maricélio Santos, Mariléia de Araújo da Silva, Marília Cavalcanti, Marilza Souza, Marina Pimentel Landeiro, Marinaldo, Marineide Silva dos Santos, Marinildo, Mário Américo França Lima, Mario Camelo José, Marissol, Marivandro Costa de Jesus, Marlon da Silva Pereira, Marlon Sandro Araújo Rodrigues, Mateus, Mateus Macedo dos Santos, Mateus Moraes, Mateus Moraes Leigue, Mateus, Matheus, Matheus de Sousa Viana, Matheus Oliveira Teixeira, Matheus Tozelli Ferraresi, Matiel, Maurian Ribeiro, Max Borges Esquerdo, Maxuel Barbosa, Maxwell Santos, Maycon Almeida, Melquesedeque, Miguel, Miguel Alves, Miguel Silva de Castro, Milim, Milton de Almeida, Milton de Paula, Milton José de Paula, Milton Neves, Milton Pereira Magalhães Filho, Mitson, Mizael, Moacir Souza Soares, Monique Ponce Martins, Mylena, Naiane Vargas Landim, Nadja, Nasser Maia, Natanael, Natiele Quadros, Natieli Kleinibing Quadros Ignácio, Natusha Cacau Pinheiro Costa, Nayara Araújo da Silva, Nayara de Souza Silva, Newton Moreira da Silva, Nilson Nascimento dos Santos, Nica, Nicolas, Nivaldo Rodrigues Ferreira, Noédia Gomes de Souza, Nubia Pimentel Barbosa, Odailton de Jesus Ferreira Pereira, Odair José Lima da Silva, Odair Ramos de Souza, Odimar Celestino de Moura, Olivete do Livramento, Osielson Nascimento de Sousa, Osvaldo, Osvaldo de Oliveira, Osvaldo Lima de Oliveira, Otávio de Souza Fiaux, Otávio Vulcão, Ozélio do Livramento, Pablo Thiago da Silva Andrade, Patrícia da Silva, Patricia Dittmar Americano da Costa, Patrícia Portella, Paulo, Paulo Antonio Divino Lisboa, Paulo Henrique Bonavigo, Paulo Henrique Labiak Evangelista, Paulo Henrique Oliveira Neves, Paulo

Jasiel Castigio Varalda, Paulo Roberto Russo, Paulo Rodrigo Silvestro, Paulo Silva da Costa, Pedro, Pedro Maia, Pedro, Pedro Nonato de Mello, Pedro Paulo Machado Nascimento, Pedro Pereira Fernandes, Pedro Silva do Nascimento, Peter da Silva Gonçalves, Poliana da Silva Pereira, Queliane Alves Lopes, Queven, Rachel Acosta, Rafael Barbosa, Rafael Mattos, Rafaela Campostrini Forzza, Raí Dantas da Silva, Raicleiton Dace Muduruku, Railson, Railson Fernandes, Raimunda Nonata Nogueira, Raimunda Oliveira da Silva, Raimunda Soares, Raimundo, Raimundo dos Santos, Raimundo Fernandes da Silva, Raimundo Kamassuri, Raimundo Nonato Ferreira, Raimundo Nonato Soares, Raimundo Nonato. G. Mendes Júnior, Raimundo Reis Conceição Silva, Raimundo Souza, Rainara Pereira dos Santos, Rair, Rair Souza Verde, Raissa Santos Barros, Rajzeman Rosemberg Da Silva Barbosa, Ramon Maia, Ranieris da Silva Baltar, Raphael Brum Castro, Raquel de Andrade Souza, Raygilla Melo Leda, Redinaldo Pereira do Nascimento, Regiane Borges Amorim, Reginaldo, Reginaldo Mareca Ximenez, Reinaldo Barreto de Lima, Renan Chagas Damasceno, Renata Bocorny Azevedo, Renata Nunes de Souza, Renato, Renato de Andrade Batista, Renato Silva Costa, Renilson, Reynen Sousa Batista, Reysane Alencar, Reysane de Alencar Sousa, Ricardo Basílio Zenke, Ricardo Borges de Amorim, Ricardo dos Santos Oliveira, Ricardo dos Santos Patrício, Ricardo Motta Pires, Ricardo Patrício de Souza, Rivelino Junior Magalhães, Roberlan, Roberto Camargo Rosa, Roberto Cative, Roberto Lira, Roberto Moreira, Roberto Patrocínio Araújo, Roberto Portella de Andrade, Robson Calixto da Silva, Robson Pereira, Rodelson da Silva e Silva, Rodrigo Augusto Alves de Figueiredo, Rodrigo Cambará Printes, Rodrigo de Souza Rodrigues, Rodrigo Sousa Silva, Rodrigues Souza Silva, Roger, Rogério Brandão Pereira, Rogério Damasceno Chagas, Romulo Miranda Rocha, Ronaldo Carvalho Sacramento, Ronaleudo Silva, Ronildo Machado da Conceição, Ronilson da Silva Pereira, Rosalice Araújo Pedroso, Rosalvo Duarte Rosa, Rosângela Santos da Silva, Rosielly Havila Kaminski, Rosinaldo Nunes da Costa, Ruan Damasceno Chagas, Rubens Maciel Quaresma, Rúbia Maduro, Rudnei Mendes de Souza, Salatiel Queiroz Monteiro, Salim Ribeiro da Silva, Salomão, Salomão Daniel Peres da Mota, Samara Lérian Tápias, Samuel dos Santos Nienow, Samuel Guimarães, Sandra Melo, Sani Maira de Farias, Santiago Gonzales, Sara Souza da Silveira, Sebastiana Dinis Gualasua, Sebastião Ferreira, Sebastião Gonçalves Torres, Sebastiao Pereira do Nascimento, Sebastião Pinto, Semario Vieira dos Santos, Semário, Sergio Augusto Vidal de Oliveira, Sibely, Sidney, Sidrone Buzaglo Gonçalves, Silmara Carvalho da Silva, Silvana, Silvana Cristina Silva da Ponte, Silvia Carla Galuppo, Silvio Liberalino Ferreira, Silvio Queiroz Sena, Simei Limoeiro Santana, Simone Pereira Diniz, Sirne Ferreira dos Santos, Sote, Stael das Graças Botelho, Stéfany Ancker da Silva Lima, Suelen Silva, Sueli Gomes Pontes, Sueny, Suiana, Suianny, Sylvio Romério Briglia Ferreira, Tailan Lima, Timóteo Paladino, Tailson Montes dos Santos, Tainara Sarmento Pinto, Tanara Silva Paiva, Tatiane Cardoso, Tayná Medeiros, Teles Sales Edman, Tiago Santiago, Tiago Silva de Oliveira, Thais Marianne Martins Marques, Thales de Oliveira Miranda, Thales Quintão Chagas, Thalia da Silva, Thalinne Mafra Aquino de Morais, Thalyson Mário Silva Maciel, Thalyta, Thiago Jeronymo de Lima Marques, Thiago Macedo dos Santos, Thiago Orsi Laranjeiras, Thomas Lima da Silva, Tiago da Silva Oliveira, Tiago de Souza Reis, Ueslei Pedro, Val, Valci Lopes de Barros, Valdeci Baia da Silva, Valdecir Brito da Silva; Valdeir Miranda Wizniaki, Valdenilton, Valdenir Bezerra de Moraes, Valdercley Nascimento da Silva, Valdercley Nascimento, Valdinei Pedro da Silva, Valdo, Valmiranda de Souza Santos, Valter Barbosa Nobre, Valter Silva Costa, Vandergol Ferreira Guivara, Vanderson, Vanessa Barroso Amorim, Vanessa Gomes, Vangevaldo de Jesus Assis, Vanilson, Victor, Victor Barbosa Gabrecht, Victor Luis Viterbino Marinho, Victor Saccardi, Vinicius Mardegan Sangiorgio, Vitor Lucena da Cruz, Vitória da Cruz Lucena, Vitória de Oliveira Barros, Vívian Alessandra Vieira de Carvalho Sousa, Viviane, Viviane de Souza Macêdo, Wábury Cruz Castro, Waldeson dos Santos Gomes, Walquíria Pereira Santos, Welma, Wendeson Castro, Wendeson Castro da Silva, Wesley da Silva Pereira, Wésley Duarte Ferreira, Weverton, Weverton Páscoa do Livramento, Whaldener Endo, William Souza de Paula, Yasmin dos Reis, Zeziel Ferreira de Moura Silva, Zideni Nascimento de Oliveira, Zildo.

CC BY NC ND

Programa Monitora e avaliação do risco de extinção da fauna no Brasil: Lacunas e sinergias

Marcio Uehara-Prado[1]*
https://orcid.org/0000-0001-9290-4610
* Contato principal

Cibelle Borges Henriques[1]
https://orcid.org/0009-0009-2841-8859

Felipe Gustavo de Morais Moura[1]
https://orcid.org/0009-0009-5756-0109

Amanda Galvão[1]
https://orcid.org/0009-0005-3619-5633

Rachel Klaczko Acosta[2]
https://orcid.org/0000-0002-4999-7230

Arthur Brant[1]
https://orcid.org/0000-0002-1105-4747

Elildo Alves Ribeiro de Carvalho Junior[3]
https://orcid.org/0000-0003-4356-2954

Marcos de Souza Fialho[4]
https://orcid.org/0000-0002-9938-6454

Estevão Carino Fernandes de Souza[5]
https://orcid.org/0000-0001-6715-5072

1 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Restauração Ecológica/CBC, Brasília/DF, Brasil. <muprado@yahoo.com, cibelle.b.henriques@gmail.com, demouram.felipe@gmail.com, amandagalvao@gmail.com, arthur.pereira@icmbio.gov.br>.
2 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Coordenação de Monitoramento da Biodiversidade/COMOB, Brasília/DF, Brasil. <rachel.acosta@icmbio.gov.br>.
3 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros/CENAP, Atibaia/SP, Brasil. <elildo.carvalho-junior@icmbio.gov.br>.
4 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres/CEMAVE, Cabedelo/PB, Brasil. <marcos.fialho@icmbio.gov.br>.
5 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Aquática Continental/CEPTA, Pirassununga/SP, Brasil. <estevao.souza@icmbio.gov.br>.

Recebido em 15/01/2024 – Aceito em 11/03/2025

Como citar:

Uehara-Prado M, Henriques CB, Moura FGM, Galvão A, Acosta RK, Brant A, Carvalho Jr. EAR, Fialho MS, Souza ECF. Programa Monitora e avaliação do risco de extinção da fauna no Brasil: Lacunas e sinergias. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 67-84. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2529

Palavras-chave: Conservação; espécies ameaçadas; risco de extinção; Programa Monitora.

RESUMO – O Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade (Programa Monitora) gera dados de distribuição geográfica, número de indivíduos e tendência populacional das espécies da fauna brasileira em unidades de conservação (UCs), além de contribuir para a avaliação do risco de extinção de tais espécies. Este trabalho apresenta um diagnóstico da contribuição do Programa Monitora ao processo de avaliação do risco de extinção da fauna terrestre, relevante para a identificação de lacunas de conhecimento de

populações de interesse para a conservação. Foram identificadas 273 espécies nas categorias Criticamente Em Perigo (CR), Em Perigo (EN), Vulnerável (VU), Quase Ameaçada (NT) e Dados Insuficientes (DD) passíveis de amostragem pelo Monitora: vinte aves terrestres, dez aves marinhas, 82 mamíferos, 129 libélulas e 32 borboletas. Ao todo, 107 espécies têm registro de ocorrência em UCs que participam do Programa Monitora e 114 espécies em UCs fora do Programa. A maioria das espécies de libélulas (110) e borboletas (17) não possui registros em UCs, participantes ou não do programa. Em contraste, apenas dez das 112 espécies de aves e mamíferos não foram registradas em UCs federais. A interação entre os dois processos se mostrou exitosa quando novos registros provenientes do Monitora alteraram a categorização de espécies no processo de avaliação. Estratégias para otimizar essa interação incluem: integrar os sistemas SISMonitora e SALVE; considerar a fauna ameaçada, bem como NT e DD na ampliação do Monitora; implementar módulos básicos do Monitora em lacunas geográficas dessas espécies; implementar módulos avançados em UCs onde isso contribua para a avaliação do risco de extinção.

Programa Monitora, biodiversity monitoring and faunal extinction risk assessment in Brazil: gaps and synergies

Keywords: Conservation; threatened species; extinction risk; Monitora Program.

ABSTRACT – The National Biodiversity Monitoring Program (Monitora Program) generates data on the geographic distribution, number of individuals, and population trends of Brazilian fauna species, which are important for assessing their extinction risk. This work presents a diagnosis of the contribution of the Monitora Program to the process of evaluating the extinction risk of terrestrial fauna, relevant for identifying knowledge gaps regarding populations of conservation interest. A total of 273 species were identified in the categories Critically Endangered (CR), Endangered (EN), Vulnerable (VU), Near Threatened (NT), and Data Deficient (DD) that could be sampled by Monitora: 20 terrestrial birds, 10 marine birds, 82 mammals, 129 dragonflies, and 32 butterflies. In total, 107 species have occurrence records in Conservation Units (CUs) that participate in the Monitora Program, and 114 species are in CUs outside the program. Most dragonfly (110) and butterfly (17) species do not have records in CUs, whether participants in the program or not. In contrast, only 10 of the 112 bird and mammal species have not been recorded in federal CUs. The interaction between the two processes proved successful when new records from Monitora changed the categorization of species in the evaluation process. Strategies to optimize this interaction include integrating the SISMonitora and SALVE systems; considering threatened fauna, as well as NT and DD species, in expanding Monitora; implementing basic modules of Monitora in geographic gaps for these species; and implementing advanced modules in CUs where it would contribute to assessing extinction risk.

Programa Monitora, monitoreo de la biodiversidad y evaluación del riesgo de extinción de la fauna en Brasil: brechas y sinergias

Palabras clave: Conservación; especies amenazadas; riesgo de extinción; Programa Monitora.

RESUMEN – El Programa Nacional de Monitoreo de la Biodiversidad (Programa Monitora) genera datos sobre la distribución geográfica, el número de individuos y las tendencias poblacionales de las especies de fauna brasileña, que son importantes para evaluar su riesgo de extinción. Este trabajo presenta un

CC BY NC ND

diagnóstico de la contribución del Programa Monitora al proceso de evaluación del riesgo de extinción de la fauna terrestre, relevante para identificar brechas de conocimiento sobre poblaciones de interés para la conservación. Se identificaron un total de 273 especies en las categorías Críticamente Amenazada (CR), Amenazada (EN), Vulnerable (VU), Casi Amenazada (NT) y Datos Insuficientes (DD) que podrían ser muestreadas por Monitora: 20 aves terrestres, 10 aves marinas, 82 mamíferos, 129 libélulas y 32 mariposas. En total, 107 especies tienen registros de ocurrencia en Unidades de Conservación (UCs) que participan en el Programa Monitora, y 114 especies en UCs fuera del programa. La mayoría de las especies de libélulas (110) y mariposas (17) no tienen registros en UCs, ya sean participantes en el programa o no. En contraste, solo 10 de las 112 especies de aves y mamíferos no han sido registradas en UCs federales. La interacción entre los dos procesos resultó exitosa cuando nuevos registros provenientes de Monitora alteraron la categorización de especies en el proceso de evaluación. Las estrategias para optimizar esta interacción incluyen: integrar los sistemas SISMonitora y SALVE; considerar la fauna amenazada, así como las especies NT y DD en la ampliación de Monitora; implementar módulos básicos de Monitora en vacíos geográficos para estas especies; y implementar módulos avanzados en UCs donde esto contribuya a la evaluación del riesgo de extinción.

Introdução

O Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade (Programa Monitora) é conduzido pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) em unidades de conservação (UCs) federais, sendo um programa de longa duração que visa subsidiar a avaliação da efetividade de conservação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) [1]. O Programa Monitora possui uma ampla cobertura territorial, abrangendo todas as regiões do Brasil e, potencialmente, todos os biomas, desde os ambientes terrestres aos dulcícolas e marinhos [1][2]. Diferentes grupos taxonômicos são contemplados como alvos globais do Programa, ou seja, aqueles selecionados devido a sua sensibilidade às alterações do ambiente e seu potencial de representar as condições de conservação de mais de um bioma ou região do país (IN ICMBio nº 02 de 2022) [3]. Entre eles estão aves, mamíferos, peixes, insetos e crustáceos [1]. Um conjunto adicional de espécies, desses ou até de outros grupos (e.g., quelônios de água doce) pode ser monitorado em condições específicas do Programa, como quando a UC amostra alvos complementares aos globais ou quando da execução de protocolos avançados [1][4].

O risco de extinção de todas as espécies de vertebrados e grupos específicos de invertebrados contemplados pelo Programa Monitora é avaliado pelo ICMBio no processo de avaliação do risco de extinção da fauna [5], conduzido pela Coordenação de Avaliação do Risco de Extinção das Espécies da Fauna (COFAU/ICMBio) e executado pelos Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação do ICMBio (IN ICMBio nº 09 de 2020) [6]. Trata-se de um diagnóstico técnico-científico do estado de conservação das espécies da fauna brasileira, realizado pelo ICMBio, órgão executor da Política Nacional de Meio Ambiente do Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA). Assim, o ICMBio coordena um processo regular e contínuo de avaliação das espécies utilizando o método de categorias e critérios da União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN), abordagem geograficamente mais abrangente, objetiva e cientificamente rigorosa para avaliar o risco de extinção de espécies, sendo utilizada em todo o mundo [7][8].

O processo conta com uma ampla rede de especialistas por meio de parcerias com a UICN, instituições de pesquisa, sociedades científicas e organizações não governamentais de reconhecida atuação em conservação da biodiversidade. Todas as espécies de vertebrados com ocorrência conhecida para o Brasil são avaliadas e, para os invertebrados, as espécies são selecionadas de acordo com sua importância ecológica, econômica e social (IN ICMBio nº 09 de 2020) [5][6]. Entre 2015 e 2024, o ICMBio avaliou um total de 15.564 espécies da fauna, o que representa, provavelmente, o maior esforço para avaliar o risco de extinção de espécies da fauna de um país [9].

CC BY NC ND

No método de categorias e critérios da UICN, dados de distribuição geográfica e informações populacionais são essenciais para a categorização de espécies [5][10]. O Programa Monitora gera dados sobre a distribuição geográfica, número de indivíduos e tendência de populações da fauna brasileira [4] [11], que contribuem para a avaliação do risco de extinção das espécies. O presente artigo apresenta um panorama da contribuição do Programa Monitora ao processo de avaliação do risco de extinção da fauna terrestre Criticamente em Perigo (CR), Em Perigo (EN), Vulnerável (VU) (doravante reunidas sob o termo "ameaçadas"), bem como para espécies nas categorias Quase Ameaçada (NT) e com Dados Insuficientes (DD).

Esse panorama é valioso para identificar lacunas de informação na distribuição das espécies, além de apontar necessidades de monitoramento de populações de interesse para a conservação. Ele também fortalece a conexão entre a avaliação do risco de extinção e o monitoramento da biodiversidade realizado pelo ICMBio, catalisando as políticas públicas voltadas à conservação de espécies.

Métodos

Este artigo concentra o diagnóstico em grupos da fauna que podem ser amostrados no Programa Monitora por protocolos básicos e avançados, considerando os componentes Florestal, Igarapé e Riacho, Ilha e, potencialmente, Campestre e Savânico (para detalhes sobre o Programa Monitora, vide [1][2][12]). Desta forma, serão consideradas espécies ameaçadas, Quase Ameaçada (NT) e Dados Insuficientes (DD) de grupos específicos de aves continentais e marinhas, mamíferos terrestres, libélulas e borboletas (Tabela 1; Apêndice 1).

Essa lista de espécies foi compilada a partir de bibliografia referente ao programa [13] e consulta à especialistas de centros de pesquisa e conservação do ICMBio (Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres, o CEMAVE, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros, o CENAP e Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros, CPB).

Os registros de ocorrência das espécies, bem como as categorias avaliadas, foram extraídos do Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade (SALVE), versão 3.1. Apenas espécies com suas categorias de risco de extinção validadas até 2023 pelo ICMBio foram incluídas nas análises. Cabe ressaltar que o risco de extinção aqui aplicado reflete a avaliação técnico-científica mais recente possível, mesmo que a espécie ainda não tenha sido incluída na lista oficial de espécies ameaçadas vigente (Veja [5] para detalhes sobre o processo de avaliação de risco de extinção conduzido pelo ICMBio). Excepcionalmente, subespécies são avaliadas quanto ao seu risco de extinção [14]. Uma vez que o número de casos neste estudo foi baixo (14 subespécies), considerando que representam uma entidade taxonômica singular e por questão de simplicidade linguística, elas serão referidas como "espécies" no texto.

As UCs que já aderiram ao Programa Monitora e estão em diferentes fases de implementação foram compiladas a partir do Painel de Informações do ICMBio [1]. Essas e as demais UCs federais foram plotadas no mapa do Brasil a partir da base de *shapefiles* disponíveis na página de dados geoespaciais no portal do ICMBio (https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/dados_geoespaciais/mapa-tematico-e-dados-geoestatisticos-das-unidades-de-conservacao-federais). Os registros de ocorrência das espécies ameaçadas, bem como as NT e DD constantes na base de dados do SALVE, foram então plotadas nesse mapa e apenas os registros dentro de UCs federais foram considerados. UCs estaduais, municipais e privadas não foram incluídas na análise, uma vez que essas informações não se encontravam consolidadas e disponíveis.

Para cada grupo taxonômico foi confrontada a sobreposição das espécies registradas por um diagrama de Venn, segundo três situações: 1) registro em UC participante do Monitora; 2) registro em UC não participante do Monitora; e 3) registro externo à UCs federais.

CC BY NC ND

Tabela 1 – Alvos de monitoramento do Programa Monitora utilizados neste estudo.

Alvo de monitoramento	Ordens	Componentes do Programa Monitora*	Módulo necessário para ser utilizado na avaliação	Métodos de amostragem
Aves continentais	Galliformes, Gruiformes, Tinamiformes	Florestal	Básico e avançado	Transecção linear e armadilhas fotográficas
Aves marinhas	Charadriiformes, Phaethontiformes, Procellariiformes, Suliformes	Ilha	Básico	Censo de ninhos ativos
Mamíferos	Carnivora, Cetartiodactyla, Cingulata, Lagomorpha, Perissodactyla, Pilosa, Primates, Rodentia	Florestal	Básico e avançado	Transecção linear e armadilhas fotográficas
Libélulas	Odonata	Igarapé e Riacho	Avançado	Transecção linear
Borboletas frugívoras	Lepidoptera (Nymphalidae)	Florestal	Avançado	Armadilhas atrativas

* Os alvos libélulas, borboletas frugívoras, aves continentais e mamíferos são passíveis de amostragem no componente Campestre Savânico, no módulo avançado, e encontram-se em fase de teste (Para detalhes sobre o Programa Monitora, vide [1][2][12]).

Resultados

Foram identificadas 273 espécies da fauna com amostragem prevista nos componentes do Programa Monitora abordados neste artigo (Tabela 1), nas categorias CR, EN, VU, NT e DD, sendo 20 espécies de aves terrestres, 10 de aves marinhas, 82 de mamíferos (44 primatas, 14 carnívoros e 24 outros mamíferos), 129 de libélulas e 32 de borboletas frugívoras (Figura 1; Apêndice 1).

Ao todo 107 espécies no SALVE têm registro de ocorrência em UCs que participam do Programa Monitora, e 114 espécies em UCs fora do programa (Figura 2). *Carajathemis simone* (Odonata, Libellulidae – DD) e *Praepedaliodes sequeirae* (Lepidoptera, Nymphalidae – CR) foram registradas exclusivamente em UCs do Monitora: a primeira na Floresta Nacional de Carajás, e a segunda no Parque Nacional de Itatiaia. Já *Cavia intermedia* (Rodentia, Caviidae – CR) ocorreu exclusivamente em UC fora do Programa, Subprograma Terrestre (na Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca). Duas outras espécies não possuem registros de ocorrência fora de UCs federais, sendo que *Forsterinaria itatiaia* (Lepidoptera, Nymphalidae – VU) ocorre em uma UC do Monitora (PARNA Itatiaia), e outra fora do Programa (PARNA Caparaó), enquanto *Castoraeschna corbeti* (Odonata, Aeshnidae – DD) ocorre em duas UCs do Programa (FLONA Carajás e PARNA Serra da Canastra) e uma fora dele (PARNA Ubajara). Um total de 268 espécies possui registros de ocorrência fora de UCs federais, sendo que 137 ocorrem apenas fora de UCs (Figura 2).

Vinte e duas espécies com registros de ocorrência em UCs do Programa não foram registradas em UCs federais fora do Programa: seis espécies de Odonata (todas DD), três borboletas frugívoras (duas NT e uma CR), duas aves continentais (ambas CR), três aves marinhas (todas CR) e oito mamíferos, dos quais um carnívoro (*Leopardus munoai* – EN) e sete primatas (um DD, um NT, dois VU, dois EN e um CR) (Figura 2). Por outro lado, 29 espécies não registradas em UCs que participam do Monitora ocorreram nas demais UCs federais: nove Odonata (todas DD), quatro borboletas frugívoras (uma DD, duas NT e uma EN), duas aves terrestres (uma EN e uma NT) e 14 espécies de mamíferos, dos quais nove primatas (dois NT, um VU, cinco EN e um CR) e cinco outros mamíferos (dois NT, dois VU e um CR) (Figura 2).

Resultados bem distintos em relação à ocorrência em UCs foram encontrados para insetos e vertebrados. Muitas das espécies de insetos não possuem registro em UCs, participantes ou não do Programa Monitora. Entre as libélulas, 110 espécies não foram registradas em UCs, das quais 105 são DD, três são NT (*Aphylla scapula* – Gomphidae, *Heteragrion tiradentense* – Megapodagrionidae e *Oxyagrion haematinum* – Coenagrionidae) e duas CR (*Fluminagrion taxaense* e *Forcepsioneura machadorum* – Coenagrionidae) (Figura 2). No caso

CC BY NC ND

das borboletas frugívoras, 17 espécies não foram registradas em UCs, sendo que 11 espécies são DD, uma NT (*Hamadryas velutina browni* – Biblidinae, Ageroniini), duas VU (*Morpho epistrophus nikolajewna* – Satyrinae, Morphini e *Pampasatyrus glaucope eberti* – Satyrinae, Satyrini), e três EN (*Dasyophthalma delanira* – Satyrinae, Brassolini, *Pampasatyrus glaucope glaucope* – Satyrinae, Haeterini, e *Yphthimoides iserhardi* – Satyrinae, Satyrini) (Figura 2; Apêndice 2).

Por outro lado, apenas 9% (n = 10) das 112 espécies de aves e mamíferos com amostragem prevista no Programa Monitora não foram registradas em UCs federais: a cutia *Dasyprocta catrinae* (Rodentia, Dasyproctidae – DD), o mocó-acrobata *Kerodon acrobata* (Rodentia, Caviidae – VU), o tapeti *Sylvilagus brasiliensis* (Lagomorpha, Leporidae – DD), o tatu-bola *Tolypeutes matacus* (Cingulata, Dasypodidae – NT), os cinco primatas *Plecturocebus pallescens* (Primates, Pitheciidae – DD), *Cacajao novaesi* (Primates, Pitheciidae – NT), *Callicebus coimbrai* (Primates, Pitheciidae – EN), *Saguinus bicolor* (Primates, Callitrichidae – EN) e *Saimiri vanzolinii* (Primates, Cebidae – EN) e a única ave, o aracuã-guarda-faca *Ortalis remota* (Galliformes, Cracidae – CR).

Discussão

O Programa Monitora vem coletando dados em campo desde 2014, gerando resultados que têm sido sistematizados e disponibilizados a partir de 2018 [15]. As interações entre os processos de monitoramento da biodiversidade e avaliação do risco de extinção têm ocorrido pontualmente, ressaltando a importância que a interação entre esses processos pode ter para a conservação da fauna e gestão das unidades de conservação federais. Como exemplos da integração desses processos, podemos citar o uso de informações de distribuição geográfica na categorização de espécies, como ocorrido para a libélula *Phasmoneura janirae* (Odonata, Protoneuridae), antes categorizada como DD, mas que a partir de novos registros em UCs do Monitora, componente Igarapé e Riacho, teve sua distribuição ampliada e sua avaliação modificada para Menos Preocupante (LC) [16].

Amostragens feitas no Monitora propiciaram, também, a ampliação do limite oriental da distribuição de *Mico emiliae* (Primates, Callitrichidae – LC), adicionando uma área de mais de 110.000 km^2 na distribuição da espécie [17]. Isso evidencia o potencial do programa em gerar dados relevantes à avaliação do risco de extinção. De fato, o zogue-zogue *Plecturocebus vieirai* (Primates, Pitheciidae), categorizado anteriormente como DD, após o aporte de dados pelo Programa Monitora foi categorizado como LC [18].

Nos exemplos anteriores a informação foi utilizada na aplicação do critério B (tamanho da distribuição geográfica) [14], no entanto, o Programa Monitora pode gerar informações também acerca do critério A (redução do tamanho da população), ao permitir estimativas do número total de indivíduos e acompanhar a variação no tamanho e densidade de populações locais ao longo do tempo [11][19][20][21].

Considerando os grupos da fauna passíveis de amostragem pelo Programa Monitora citados neste estudo, fica evidente que há uma grande abrangência de vertebrados ameaçados, NT e DD em UCs federais, sejam elas participantes ou não do programa. De 112 espécies de vertebrados, apenas dez não possuem registros em UCs federais, das quais três são primatas do estado do Amazonas, com registros em UCs estaduais e municipais. Unidades de conservação estaduais do Amazonas contempladas pelo programa ARPA adotaram os mesmos protocolos do Programa Monitora, (https://www.funbio.org.br/programas_e_projetos/programa-arpa-funbio/ucs-apoiadas/) favorecendo sua aplicação em áreas onde essas espécies ocorrem, caso necessário. Por outro lado, *Callicebus coimbrai* (Primates, Pitheciidae), *Kerodon acrobata* (Rodentia, Caviidae) e *Sylvilagus brasiliensis* (Lagomorpha, Leporidae) estão presentes em UCs estaduais que ainda não adotaram o Programa Monitora. Dessa forma, o monitoramento dessas populações nas UCs depende de políticas regionais específicas e pode ser necessário estabelecer um diálogo entre esses estados e o Programa Monitora para integrar esforços de monitoramento. O tatu-bola *Tolypeutes matacus* (NT), o aracuã *Ortalis remota* (CR) e a cutia *Dasyprocta catrinae* (DD) não possuem registros em unidades de conservação públicas identificadas no SALVE.

Em contraste com os vertebrados, boa parte dos insetos incluídos neste estudo não foi registrada em UCs federais, participantes ou não do Programa Monitora, sendo 110 das 129 espécies de libélulas (85,3%) e dezessete das 32 espécies de borboletas frugívoras (53,1%). A maioria dessas espécies, que só tem registros fora de UCs, foi categorizada como DD: 105 de 110 libélulas e 11 das 17 borboletas

CC BY NC ND

frugívoras. A falta de informações adequadas para um enquadramento da maior parte das espécies de libélulas e borboletas em alguma categoria diferente de DD sugere que lacunas geográficas de conhecimento, ou déficit wallaceano, seguem ainda como um grande desafio para a conservação desses insetos [22][23]. A implementação do Programa Monitora em módulo avançado nas UCs ampliaria a possibilidade de novos registros de ocorrência de espécies, contribuindo de modo significativo com a avaliação do risco de extinção desses insetos.

Embora entre seus objetivos esteja "Fornecer subsídios para a avaliação do estado de conservação da fauna e flora brasileiras, para a implementação das estratégias de conservação das espécies ameaçadas de extinção ou com dados insuficientes para a avaliação" (IN ICMBio nº 02 de 2022) [3], o Programa Monitora foi construído de modo a ser um monitoramento adaptativo baseado em indicadores biológicos, de forma a permitir inferências sobre o estado da biodiversidade nas UCs [4]. Esse Programa não foi desenhado com foco necessariamente em espécies, de modo que não abrange todas as espécies ameaçadas, NT ou DD de vertebrados, tampouco de invertebrados. Há várias espécies que têm seu risco de extinção avaliado, mas que não são amostradas pelos protocolos previstos no Programa.

Mesmo entre as espécies que são passíveis de amostragem, há casos em que os dados não permitem uma avaliação de tamanho da população. Por exemplo, espécies ameaçadas de aves dos gêneros *Crypturellus*, *Tinamus*, *Nothura* e *Penelope* podem estar sub-representadas, uma vez que muitas vezes essas aves são identificadas somente até gênero no método de transecção linear (módulo básico do componente Florestal). Muitos cervídeos, canídeos e felídeos tendem a ser naturalmente raros, esquivos e noturnos, por isso não são amostrados adequadamente pelo método de transecção linear.

Ainda que o protocolo possa gerar informações sobre a ocorrência e distribuição dessas espécies, o módulo básico dificilmente consegue acessar o tamanho de suas populações, dadas as baixas taxas de avistamento. Nesses casos, o módulo avançado (armadilhas fotográficas) deveria ser empregado [11]. Da mesma forma, borboletas frugívoras (componente Florestal) e libélulas (componente Igarapé e Riacho) são amostradas no módulo básico somente em níveis supra específicos (tribos e subordens, respectivamente), e a identificação até espécie é feita apenas no módulo avançado desses componentes.

Conclusão

Os resultados deste estudo permitem que estratégias específicas sejam traçadas na interação entre o Programa Monitora e a avaliação do risco de extinção da fauna.

É fundamental promover a integração entre os sistemas de informação do Programa Monitora (SISMonitora) e o da avaliação do risco de extinção da fauna (SALVE), para que um fluxo bidirecional contínuo de informação seja estabelecido, beneficiando ambos os processos. Ao expandir o Programa Monitora para novas UCs é essencial levar em consideração a presença confirmada da fauna ameaçada, para melhor fundamentar a avaliação e as ações de conservação voltadas para essas espécies nas UCs onde elas estão inseridas.

Também é importante considerar no planejamento da expansão do Monitora a presença (confirmada ou provável) nas UCs de espécies NT que, embora não estejam em categoria de ameaça, podem se tornar ameaçadas no futuro próximo, bem como as espécies DD, cuja falta de informação dificulta a avaliação precisa do seu estado de conservação.

É necessário implementar o Programa Monitora em seus módulos básicos em UCs nas regiões de lacunas geográficas de conhecimento das espécies ameaçadas, bem como NT e DD, em locais dentro da distribuição potencial delas. A implantação de módulos avançados do Monitora deve ser incentivada principalmente em regiões onde os dados coletados possam contribuir para a avaliação do risco de extinção da fauna, identificando tendências populacionais ao longo do tempo.

Considerando que 71% das áreas protegidas brasileiras possuem baixa densidade de amostragem (0 a 0,01 espécie por km^2)[24], o Programa Monitora, devido à sua abrangência nacional cobrindo diferentes biomas e diversos grupos taxonômicos, é uma fonte rica de informações sobre a distribuição e o tamanho das populações de várias espécies da fauna. Essas características tornam o Monitora relevante para a avaliação do risco de extinção de uma parte muito importante da biodiversidade brasileira.

Por ser um programa de caráter contínuo e com amostragens regulares, ele permite acompanhar ao longo do tempo eventuais mudanças em populações de espécies ameaçadas, propiciando a implementação de ações específicas de conservação no território,

como manejo e proteção. Assim, a intersecção entre as informações provenientes do monitoramento da biodiversidade, através do Programa Monitora, e as informações da avaliação do risco de extinção da fauna permite que sejam beneficiadas tanto as espécies quanto as unidades de conservação onde elas ocorrem.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Gerson Buss (CPB/ICMBio) e Leandro Juen (UFPA), que forneceram informações valiosas sobre espécies cuja avaliação foi influenciada por dados do Programa Monitora. Enrico Bernard e Marcelo A.A. Pinheiro contribuíram com sugestões no processo de revisão. MU-P e CBH agradecem à Funape, WWF e ICMBio pela concessão das bolsas de apoio científico GEF Pró-espécies. AG agradece ao CNPq pela modalidade de bolsa SET-G.

Referências

1. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade [home page na internet]. Estratégia do Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora: estrutura, articulações, perspectivas [acesso em 03 dez 2023]. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/monitoramento

2. Monitora, Cronemberger C, Ribeiro KT, Acosta RK, Andrade DFC, Marini-Filho OJ, Masuda LSM, Mendes KR, Nienow SS, Polaz CNM, Reis ML, Sampaio R, Souza JM and Tófoli CF. Social participation in the Brazilian National Biodiversity Monitoring Program leads to multiple socioenvironmental outcomes. Citizen Sci Theory Pract. 2023 Jun; 8(1): 32, pp. 1-15. doi: https://doi.org/10.5334/cstp.582

3. Brasil, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Instrução Normativa Nº 2/2022/GABIN/ICMBIO, de 28 de janeiro de 2022. Publicado em: 08/02/2022. Reformula conceitos, princípios, finalidades, instrumentos e procedimentos para a implementação do Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade do Instituto Chico Mendes - Programa Monitora.

4. Pereira RC, Roque FO, Constantino PAL, Sabino J, Uehara-Prado M (eds.). Monitoramento *in situ* da biodiversidade: Proposta para um Sistema Brasileiro de Monitoramento da Biodiversidade [internet]. Brasília/DF: ICMBio; 2013. [citado em 2024 jan. 30]. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/ptbr/assuntos/monitoramento/conteudo/livros/Monitoramento_in_situ_da_Biodiversidade_versao_final_05.12.2013.pdf

5. Souza ECF, Brant A, Rangel CA, Barbosa LE, Carvalho CEG, Jorge RSP, Subirá RJ. Avaliação do risco de extinção da fauna brasileira: ponto de partida para a conservação da biodiversidade. Divers Gest. [internet]. 2018 dez [citado em 2024 Jan 4]; 2(2): 62-75. Disponível em: https://itr.ufrrj.br/diversidadeegestao/diversidade-e-gestao-vol-2-no-2-2018/

6. Brasil, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Instrução Normativa Nº 9/2020/GABIN/ICMBIO, de 11 de agosto de 2020. Publicado em: 19/08/2020. Disciplina as diretrizes e procedimentos para a Avaliação do Risco de Extinção das Espécies da Fauna Brasileira, a utilização do Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE, a política de dados e a publicação dos resultados.

7. Grammont PC, Cuarón AD. An evaluation of threatened species categorization systems used on the American continent. Conserv Biol. 2006 Jan; 20: 14-27. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00352.x

8. Mace GM, Collar NJ, Gaston KJ, Hilton-Taylor C, Akçakaya HR, Leader-Williams N, Milner-Gulland EJ, Stuart SN. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. Conserv Biol. 2008 Dec; 22: 1424-1442. doi: 10.1111/j.1523-1739.2008.01044.x

9. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade [homepage na internet]. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE [acesso em 05 nov 2024]. Disponível em: https://salve.icmbio.gov.br/.

10. International Union for Conservation of Nature [homepage na internet]. The IUCN Red List of Threatened Species, version; 2022-2. [Accessed on 07 dec 2023]. Available at https://www.iucnredlist.org

11. Carvalho Jr EAR, Sampaio R, Buss G, Fialho MS, Reis ML. Tendências populacionais de vertebrados de médio e grande porte em áreas protegidas da Amazônia brasileira. Biodivers Bras. 2024 Out; 14(3): 163-176. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i3.2484

12. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade [homepage na internet). Monitoramento in situ da biodiversidade: Proposta para um Sistema Brasileiro de Monitoramento da Biodiversidade [acesso em 03 dez 2023]. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/monitoramento

13. Reis ML, Raíces DSL, Martins JVF, Sampaio R, Laranjeira TO, Constantino PAL. Guia de identificação de espécies alvo de aves e mamíferos [internet]. Brasília: ICMBio; 2015. [citado em 2024 jan. 30]. Disponível em: https://ava.icmbio.gov.br/mod/data/view.php?d=17&rid=3137

14. International Union for Conservation of Nature [homepage na internet]. IUCN Red List categories and criteria, version 3.1, second edition [accessed on 07 dec 2023]. Available at: https://www.iucnredlist.org/resources/categories-and-criteria

15. Sampaio AB, Alonso AC, Iserhard CA, Ribeiro DB, Andrade DFC, Junior EARC, Buss G, Souza JM, Ribeiro KT, Mendes KR, Reis ML, Fialho MS, Marini-Filho OJ, Galuppo SC, Souza TC. Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade - Programa Monitora, Subprograma Terrestre, componente Florestal: Relatório 2014-2018 [internet]. Brasília: ICMBio; 2021. [citado em 2024 jan. 4]. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/monitoramento/conteudo/relatorios/RelatorioFlorestal2014_2018.pdf

16. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. *Phasmoneura janirae* Lencioni, 1999. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade; 2023 [acesso em 03 dez 2023]. Disponível em: https://salve.icmbio.gov.br/#/

17. Andrade RP, Mourthe I, Saccardi V, Hernández-Ruz EJ. Eastern extension of the geographic range of *Mico emiliae*. Acta Amaz. 2018 Set; 48: 257-260. doi: 10.1590/1809-4392201704392

18. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. *Plecturocebus vieirai* Gualda-Barros, do Nascimento, do Amaral, 2012. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade; 2023 [acesso em 11 Abr 2025]. Disponível em: https://salve.icmbio.gov.br/#/

19. Mendonça EN, Lopes AMC, Albernaz ALK, Carvalho Jr EA. Avaliação da efetividade da Reserva Biológica do Gurupi na Conservação de Vertebrados Terrestres de Médio e Grande Porte. Biodivers Bras. 2021 Nov; 11(3). doi: https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v11i3.1769

20. Carvalho Jr EAR, Mendonça EN, Lopes AMC, Haugaasen T. Current status of the Critically Endangered Black-winged Trumpeter *Psophia obscura* in one of its last strongholds. Bird Conserv Int. 2023 July; 33: e12. doi:10.1017/S0959270922000077

21. Fialho MS, Gomes Filho A, Carvalho Jr EAR, Buss G, Reis ML, Silva MTB. Abundância e densidade de jacamins (*Psophia* spp.) em unidades de conservação na Amazônia brasileira. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 45-66. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2519

22. Miguel TB, Calvão LB, Vital MVC, Juen L. A scientometric study of the order Odonata with special attention to Brazil. Int J Odonatol. 2017 mar; 20(1): 27-42. doi: 10.1080/13887890.2017.1286267

23. Shirai LT, Machado PA, Mota LL, Rosa AHB, Freitas AVL. DnB, the Database of Nymphalids in Brazil, with a Checklist for Standardized Species Lists. J Lepid Soc . 2019 Dec; 73(2): 93-108. doi: 10.18473/lepi.73i2.a4

24. Oliveira U, Soares-Filho BS, Paglia AP, Brescovit AD, Carvalho CJB, Silva DP, Rezende DT, Leite FSF, Batista JAN, Barbosa JPPP, Stehmann JR, Ascher JS, Vasconcelos MF, Marco P, Löwenberg-Neto P, Ferro VG, Santos AJ. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. Science Reports. 2017 Aug; p. 1-9. doi: 10.1038/s41598-017-08707-2

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

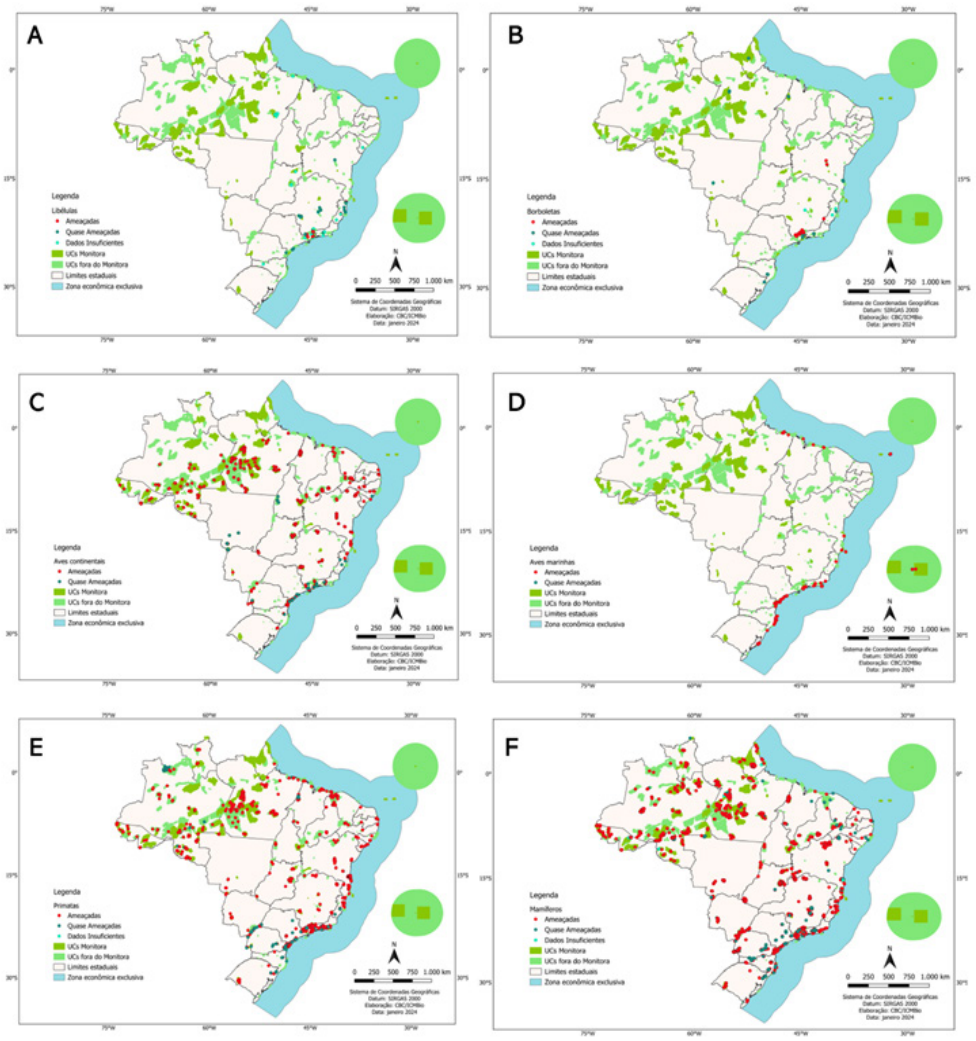


Figura 1 – Distribuição dos registros de ocorrência das espécies ameaçadas (CR, EN e VU), Quase Ameaçadas (NT) e Dados Insuficientes (DD) em Unidades de Conservação federais participantes e não participantes do Programa Monitora. A) Libélulas; B) Borboletas frugívoras; C) Aves continentais; D) Aves marinhas; E) Primatas; F) Outros mamíferos.

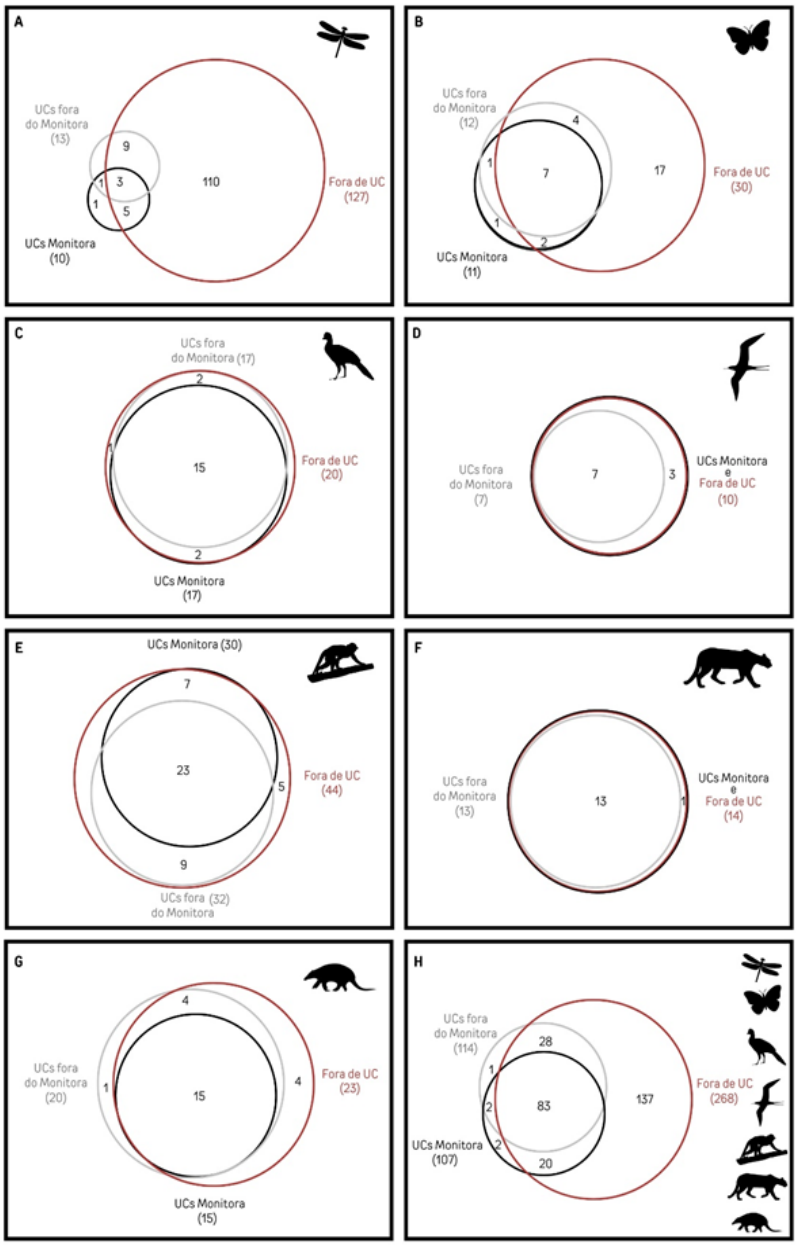


Figura 2 – Diagrama de Venn indicando presença de espécies ameaçadas (CR, EN e VU), Quase Ameaçadas (NT) e Dados Insuficientes (DD) em UCs Federais participantes (circunferência preta) e não participantes do Programa Monitora (circunferência cinza), e fora de UCs federais (circunferência vermelha). A) libélulas; B) borboletas frugívoras; C) aves continentais; D) aves marinhas; E) primatas; F) mamíferos carnívoros; G) outros mamíferos; e H) todos os grupos.

CC BY NC ND

Apêndice 1 – Espécies com potencial de amostragem no Programa Monitora, componentes Florestal, Ilha, Igarapé e Riacho, com as respectivas categorias de risco de extinção da última avaliação técnico-científica, realizada pelo ICMBio.

Classe	Ordem	Família	Nome Científico	Categoria
Aves	Charadriiformes	Laridae	*Sterna hirundinacea*	Vulnerável (VU)
			Thalasseus maximus	Em Perigo (EN)
		Sternidae	*Gygis alba*	Quase Ameaçada (NT)
	Galliformes	Cracidae	*Aburria cujubi*	Vulnerável (VU)
			Aburria jacutinga	Em Perigo (EN)
			Crax blumenbachii	Em Perigo (EN)
			Crax fasciolata pinima	Criticamente em Perigo (CR)
			Crax globulosa	Em Perigo (EN)
			Ortalis remota	Criticamente em Perigo (CR)
			Penelope jacucaca	Vulnerável (VU)
			Penelope ochrogaster	Quase Ameaçada (NT)
			Penelope pileata	Vulnerável (VU)
			Penelope superciliaris alagoensis	Em Perigo (EN)
		Odontophoridae	*Odontophorus capueira plumbeicollis*	Criticamente em Perigo (CR)
	Gruiformes	Psophiidae	*Psophia dextralis*	Vulnerável (VU)
			Psophia interjecta	Em Perigo (EN)
			Psophia obscura	Criticamente em Perigo (CR)
			Psophia viridis	Vulnerável (VU)
	Phaethontiformes	Phaethontidae	*Phaethon aethereus*	Em Perigo (EN)
			Phaethon lepturus	Em Perigo (EN)
	Procellariiformes	Procellariidae	*Pterodroma arminjoniana*	Criticamente em Perigo (CR)
			Puffinus lherminieri	Criticamente em Perigo (CR)
	Suliformes	Fregatidae	*Fregata minor*	Criticamente em Perigo (CR)
			Fregata trinitatis	Criticamente em Perigo (CR)
		Sulidae	*Sula sula*	Em Perigo (EN)
	Tinamiformes	Tinamidae	*Crypturellus zabele*	Vulnerável (VU)
			Nothura minor	Em Perigo (EN)
			Taoniscus nanus	Em Perigo (EN)
			Tinamus solitarius	Quase Ameaçada (NT)
			Tinamus tao	Vulnerável (VU)
Insecta	Lepidoptera	Nymphalidae	*Anaea suprema*	Vulnerável (VU)
			Caeruleuptychia mare	Dados Insuficientes (DD)
			Caeruleuptychia scripta	Dados Insuficientes (DD)
			Carminda umuarama	Quase Ameaçada (NT)
			Dasyophthalma delanira	Em Perigo (EN)
			Dasyophthalma geraensis	Quase Ameaçada (NT)
			Dasyophthalma vertebralis	Dados Insuficientes (DD)

CC BY NC ND

Classe	Ordem	Família	Nome Científico	Categoria
			Eunica marsolia marsolia	Quase Ameaçada (NT)
			Foetterleia schreineri	Quase Ameaçada (NT)
			Forsterinaria itatiaia	Vulnerável (VU)
			Hamadryas velutina browni	Quase Ameaçada (NT)
			Moneuptychia montana	Quase Ameaçada (NT)
			Moneuptychia vitellina	Quase Ameaçada (NT)
			Morpho epistrophus nikolajewna	Vulnerável (VU)
			Morpho telemachus richardus	Dados Insuficientes (DD)
			Narope denticulatus	Dados Insuficientes (DD)
			Narope guilhermei	Dados Insuficientes (DD)
			Orobrassolis latusoris	Dados Insuficientes (DD)
			Orobrassolis ornamentalis	Em Perigo (EN)
			Pampasatyrus glaucope boenninghauseni	Em Perigo (EN)
			Pampasatyrus glaucope eberti	Vulnerável (VU)
			Pampasatyrus glaucope glaucope	Em Perigo (EN)
			Pampasatyrus reticulata gagarini	Em Perigo (EN)
			Pampasatyrus reticulata reticulata	Quase Ameaçada (NT)
			Paryphthimoides vestigiata	Dados Insuficientes (DD)
			Pierella lena atlantica	Quase Ameaçada (NT)
			Praepedaliodes sequeirae	Criticamente em Perigo (CR)
			Yphthimoides bella	Dados Insuficientes (DD)
			Yphthimoides iserhardi	Em Perigo (EN)
			Yphthimoides nareta	Dados Insuficientes (DD)
			Yphthimoides neomaenas	Dados Insuficientes (DD)
			Yphthimoides viviana	Dados Insuficientes (DD)
	Odonata	Aeshnidae	*Castoraeschna corbeti*	Dados Insuficientes (DD)
			Castoraeschna decurvata	Dados Insuficientes (DD)
			Castoraeschna margarethae	Dados Insuficientes (DD)
			Neuraeschna maxima	Dados Insuficientes (DD)
			Neuraeschna mina	Dados Insuficientes (DD)
			Neuraeschna tapajonica	Dados Insuficientes (DD)
		Calopterygidae	*Mnesarete mariana*	Dados Insuficientes (DD)
			Mnesarete rhopalon	Dados Insuficientes (DD)
		Coenagrionidae	*Angelagrion fredericoi*	Dados Insuficientes (DD)
			Angelagrion nathaliae	Dados Insuficientes (DD)
			Argia cyathigera	Dados Insuficientes (DD)
			Argia funebris	Dados Insuficientes (DD)
			Cyanallagma corbeti	Dados Insuficientes (DD)
			Cyanallagma trimaculatum	Dados Insuficientes (DD)
			Epipleoneura ottoi	Dados Insuficientes (DD)

Classe	Ordem	Família	Nome Científico	Categoria
			Epipleoneura susanae	Dados Insuficientes (DD)
			Fluminagrion taxaense	Criticamente em Perigo (CR) (PE)
			Forcepsioneura machadorum	Criticamente em Perigo (CR)
			Franciscobasis franciscoi	Dados Insuficientes (DD)
			Fredyagrion siqueirai	Dados Insuficientes (DD)
			Fredyagrion vriesianum	Dados Insuficientes (DD)
			Idioneura celioi	Dados Insuficientes (DD)
			Idioneura furieriae	Dados Insuficientes (DD)
			Kiautagrion acutum	Dados Insuficientes (DD)
			Leptagrion bocainense	Dados Insuficientes (DD)
			Machadagrion dardanoi	Dados Insuficientes (DD)
			Machadagrion garbei	Dados Insuficientes (DD)
			Metaleptobasis longicauda	Dados Insuficientes (DD)
			Metaleptobasis truncata	Dados Insuficientes (DD)
			Minagrion caldense	Dados Insuficientes (DD)
			Minagrion canaanense	Dados Insuficientes (DD)
			Minagrion ribeiroi	Dados Insuficientes (DD)
			Nathaliagrion porrectum	Dados Insuficientes (DD)
			Oxyagrion egleri	Dados Insuficientes (DD)
			Oxyagrion haematinum	Quase Ameaçada (NT)
			Oxyagrion pseudocardinale	Dados Insuficientes (DD)
			Oxyagrion zielmae	Dados Insuficientes (DD)
			Phoenicagrion ibseni	Dados Insuficientes (DD)
			Platystigma pronoti	Dados Insuficientes (DD)
			Telebasis carvalhoi	Dados Insuficientes (DD)
			Telebasis leptocyclia	Dados Insuficientes (DD)
			Telebasis myrianae	Dados Insuficientes (DD)
			Telebasis pataxo	Dados Insuficientes (DD)
			Tuberculobasis guarani	Dados Insuficientes (DD)
			Tuberculobasis karitiana	Dados Insuficientes (DD)
			Tuberculobasis yanomami	Dados Insuficientes (DD)
		Corduliidae	*Aeschnosoma heliophila*	Dados Insuficientes (DD)
			Cordulisantosia marshalli	Dados Insuficientes (DD)
			Cordulisantosia newtoni	Dados Insuficientes (DD)
			Lauromacromia bedei	Dados Insuficientes (DD)
			Lauromacromia flaviae	Dados Insuficientes (DD)
			Lauromacromia luismoojeni	Dados Insuficientes (DD)
			Lauromacromia melanica	Dados Insuficientes (DD)
			Navicordulia amazonica	Dados Insuficientes (DD)

Classe	Ordem	Família	Nome Científico	Categoria
			Navicordulia atlantica	Dados Insuficientes (DD)
			Navicordulia kiautai	Dados Insuficientes (DD)
			Navicordulia longistyla	Dados Insuficientes (DD)
			Navicordulia miersi	Dados Insuficientes (DD)
			Neocordulia gaucha	Dados Insuficientes (DD)
			Neocordulia matutuensis	Dados Insuficientes (DD)
			Neocordulia santacatarinensis	Dados Insuficientes (DD)
		Gomphidae	*Aphylla brevipes*	Dados Insuficientes (DD)
			Aphylla linea	Dados Insuficientes (DD)
			Aphylla scapula	Quase Ameaçada (NT)
			Archaeogomphus globulus	Dados Insuficientes (DD)
			Archaeogomphus vanbrinkae	Dados Insuficientes (DD)
			Brasiliogomphus uniseries	Dados Insuficientes (DD)
			Ebegomphus schroederi	Dados Insuficientes (DD)
			Gomphoides perdita	Dados Insuficientes (DD)
			Idiogomphoides demoulini	Dados Insuficientes (DD)
			Idiogomphoides emmeli	Dados Insuficientes (DD)
			Idiogomphoides ictinia	Dados Insuficientes (DD)
			Phyllocycla hamata	Dados Insuficientes (DD)
			Phyllocycla malkini	Dados Insuficientes (DD)
			Phyllocycla medusa	Dados Insuficientes (DD)
			Phyllocycla murrea	Dados Insuficientes (DD)
			Phyllocycla sordida	Dados Insuficientes (DD)
			Phyllogomphoides audax	Dados Insuficientes (DD)
			Phyllogomphoides calverti	Dados Insuficientes (DD)
			Phyllogomphoides cepheus	Dados Insuficientes (DD)
			Phyllogomphoides praedatrix	Dados Insuficientes (DD)
			Praeviogomphus proprius	Dados Insuficientes (DD)
			Progomphus aberrans	Dados Insuficientes (DD)
			Progomphus basalis	Dados Insuficientes (DD)
			Progomphus bidentatus	Dados Insuficientes (DD)
			Progomphus elegans	Dados Insuficientes (DD)
			Progomphus fassli	Dados Insuficientes (DD)
			Progomphus geijskesi	Dados Insuficientes (DD)
			Progomphus microcephalus	Dados Insuficientes (DD)
			Progomphus perithemoides	Dados Insuficientes (DD)
			Progomphus victor	Dados Insuficientes (DD)
			Tibiagomphus noval	Dados Insuficientes (DD)
			Zonophora diversa	Dados Insuficientes (DD)
		Heteragrionidae	*Heteragrion calafatiensis*	Dados Insuficientes (DD)

Classe	Ordem	Família	Nome Científico	Categoria
		Lestidae	*Lestes fernandoi*	Dados Insuficientes (DD)
			Lestes quadristriatus	Dados Insuficientes (DD)
		Libellulidae	*Brechmorhoga goncalvensis*	Dados Insuficientes (DD)
			Carajathemis simone	Dados Insuficientes (DD)
			Elasmothemis schubarti	Dados Insuficientes (DD)
			Erythrodiplax diversa	Dados Insuficientes (DD)
			Erythrodiplax tenuis	Dados Insuficientes (DD)
			Garrisonia aurindae	Dados Insuficientes (DD)
			Gynothemis aurea	Dados Insuficientes (DD)
			Macrothemis capitata	Dados Insuficientes (DD)
			Macrothemis lauriana	Dados Insuficientes (DD)
			Macrothemis newtoni	Dados Insuficientes (DD)
			Macrothemis valida	Dados Insuficientes (DD)
			Micrathyria debilis	Dados Insuficientes (DD)
			Oligoclada calverti	Dados Insuficientes (DD)
			Oligoclada waikinimae	Dados Insuficientes (DD)
			Orionothemis felixorioni	Dados Insuficientes (DD)
			Perithemis capixaba	Dados Insuficientes (DD)
		Megapodagrionidae	*Heteragrion cyane*	Dados Insuficientes (DD)
			Heteragrion dorsale	Dados Insuficientes (DD)
			Heteragrion flavovittatum	Dados Insuficientes (DD)
			Heteragrion gracile	Dados Insuficientes (DD)
			Heteragrion mantiqueirae	Dados Insuficientes (DD)
			Heteragrion muryense	Dados Insuficientes (DD)
			Heteragrion ochraceum	Dados Insuficientes (DD)
			Heteragrion ovatum	Dados Insuficientes (DD)
			Heteragrion thais	Dados Insuficientes (DD)
			Heteragrion tiradentense	Quase Ameaçada (NT)
		Perilestidae	*Perilestes minor*	Dados Insuficientes (DD)
		Protoneuridae	*Amazoneura juruaensis*	Dados Insuficientes (DD)
			Forcepsioneura garrisoni	Dados Insuficientes (DD)
			Forcepsioneura grossiorum	Dados Insuficientes (DD)
			Neoneura anaclara	Dados Insuficientes (DD)
			Neoneura jurzitzai	Dados Insuficientes (DD)
			Neoneura moorei	Dados Insuficientes (DD)
Mammalia	Carnivora	Canidae	*Atelocynus microtis*	Vulnerável (VU)
			Chrysocyon brachyurus	Vulnerável (VU)
			Lycalopex vetulus	Quase Ameaçada (NT)
			Speothos venaticus	Vulnerável (VU)
		Felidae	*Herpailurus yagouaroundi*	Vulnerável (VU)

Classe	Ordem	Família	Nome Científico	Categoria
			Leopardus braccatus	Em Perigo (EN)
			Leopardus geoffroyi	Vulnerável (VU)
			Leopardus guttulus	Em Perigo (EN)
			Leopardus munoai	Em Perigo (EN)
			Leopardus tigrinus	Em Perigo (EN)
			Leopardus wiedii	Vulnerável (VU)
			Panthera onca	Vulnerável (VU)
			Puma concolor	Quase Ameaçada (NT)
		Mustelidae	*Pteronura brasiliensis*	Em Perigo (EN)
	Cetartiodactyla	Cervidae	*Blastocerus dichotomus*	Vulnerável (VU)
			Mazama americana	Dados Insuficientes (DD)
			Mazama jucunda	Quase Ameaçada (NT)
			Mazama nana	Vulnerável (VU)
			Mazama nemorivaga	Dados Insuficientes (DD)
			Odocoileus virginianus	Dados Insuficientes (DD)
			Ozotoceros bezoarticus bezoarticus	Vulnerável (VU)
		Tayassuidae	*Tayassu pecari*	Vulnerável (VU)
	Cingulata	Dasypodidae	*Priodontes maximus*	Vulnerável (VU)
			Tolypeutes matacus	Quase Ameaçada (NT)
			Tolypeutes tricinctus	Em Perigo (EN)
	Lagomorpha	Leporidae	*Sylvilagus brasiliensis*	Dados Insuficientes (DD)
			Sylvilagus tapetillus	Vulnerável (VU)
	Perissodactyla	Tapiridae	*Tapirus terrestris*	Quase Ameaçada (NT)
	Pilosa	Bradypodidae	*Bradypus torquatus*	Vulnerável (VU)
		Cyclopedidae	*Cyclopes rufus*	Vulnerável (VU)
		Megalonychidae	*Choloepus hoffmanni*	Quase Ameaçada (NT)
		Myrmecophagidae	*Myrmecophaga tridactyla*	Vulnerável (VU)
	Primates	Aotidae	*Aotus azarae*	Quase Ameaçada (NT)
		Atelidae	*Alouatta belzebul*	Vulnerável (VU)
			Alouatta caraya	Vulnerável (VU)
			Alouatta discolor	Vulnerável (VU)
			Alouatta guariba	Em Perigo (EN)
			Alouatta ululata	Em Perigo (EN)
			Ateles belzebuth	Vulnerável (VU)
			Ateles chamek	Em Perigo (EN)
			Ateles marginatus	Em Perigo (EN)
			Brachyteles arachnoides	Em Perigo (EN)
			Brachyteles hypoxanthus	Criticamente em Perigo (CR)
			Lagothrix lagothricha	Vulnerável (VU)
		Callitrichidae	*Callithrix aurita*	Em Perigo (EN)

CC BY NC ND

Classe	Ordem	Família	Nome Científico	Categoria
			Callithrix flaviceps	Criticamente em Perigo (CR)
			Callithrix kuhlii	Quase Ameaçada (NT)
			Leontopithecus caissara	Em Perigo (EN)
			Leontopithecus chrysomelas	Vulnerável (VU)
			Leontopithecus chrysopygus	Em Perigo (EN)
			Leontopithecus rosalia	Em Perigo (EN)
			Mico marcai	Quase Ameaçada (NT)
			Mico rondoni	Quase Ameaçada (NT)
			Saguinus bicolor	Em Perigo (EN)
			Saguinus ursulus	Quase Ameaçada (NT)
		Cebidae	*Cebus kaapori*	Criticamente em Perigo (CR)
			Saimiri vanzolinii	Em Perigo (EN)
			Sapajus cay	Vulnerável (VU)
			Sapajus flavius	Em Perigo (EN)
			Sapajus libidinosus	Vulnerável (VU)
			Sapajus nigritus	Quase Ameaçada (NT)
			Sapajus robustus	Em Perigo (EN)
			Sapajus xanthosternos	Em Perigo (EN)
		Pitheciidae	*Cacajao melanocephalus*	Quase Ameaçada (NT)
			Cacajao novaesi	Quase Ameaçada (NT)
			Cacajao ucayalii	Dados Insuficientes (DD)
			Callicebus barbarabrownae	Em Perigo (EN)
			Callicebus coimbrai	Em Perigo (EN)
			Callicebus nigrifrons	Vulnerável (VU)
			Callicebus personatus	Vulnerável (VU)
			Chiropotes satanas	Em Perigo (EN)
			Chiropotes utahickae	Vulnerável (VU)
			Plecturocebus bernhardi	Vulnerável (VU)
			Plecturocebus brunneus	Vulnerável (VU)
			Plecturocebus grovesi	Em Perigo (EN)
			Plecturocebus pallescens	Dados Insuficientes (DD)
	Rodentia	Caviidae	*Cavia intermedia*	Criticamente em Perigo (CR)
			Cavia magna	Quase Ameaçada (NT)
			Kerodon acrobata	Vulnerável (VU)
		Dasyproctidae	*Dasyprocta catrinae*	Dados Insuficientes (DD)
		Erethizontidae	*Coendou prehensilis*	Quase Ameaçada (NT)
			Coendou speratus	Vulnerável (VU)

distanceMonitoraflorestal: um pacote em R para estimar as densidades de populações de aves e mamíferos do Programa Monitora

Vitor Nelson Teixeira Borges-Júnior[1,2,3]
https://orcid.org/0000-0002-7726-9871

Luciana Ardenghi Fusinatto[3,4]*
https://orcid.org/0000-0001-9354-1698
* Contato principal

Helga Correa Wiederhecker[5]
https://orcid.org/0000-0002-6454-0829

Elildo Alves Ribeiro de Carvalho[6]
https://orcid.org/0000-0003-4356-2954

[1] Universidade Federal do Rio de Janeiro, Departamento de Ecologia, Laboratório de Vertebrados, Rio de Janeiro/RJ, Brasil. <vntborgesjr@gmail.com>.

[2] Centro de Conhecimento em Biodiversidade, Belo Horizonte/MG, Brasil. <vntborgesjr@gmail.com>.

[3] Piper 3D – Pesquisa, Educação e Consultoria Ambiental, Rio de Janeiro/RJ, Brasil. <vntborgesjr@gmail.com, lufusinatto@gmail.com>.

[4] Reserva Ecológica de Guapiaçu/REGUA, Guapiaçu – Cachoeiras de Macacu/RJ, Brasil. <lufusinatto@gmail.com>.

[5] WWF-Brasil, Brasília/DF, Brasil. <helgacorrea@wwf.org.br>.

[6] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros/CENAP, Atibaia/SP, Brasil. <elildo.carvalho-junior@icmbio.gov.br>.

Recebido em 05/03/2024 – Aceito em 02/10/2024

Como citar:

Borges-Júnior VNT, Fusinatto LA, Wiederhecker HC, Carvalho EAR. distanceMonitoraflorestal: um pacote em R para estimar as densidades de populações de aves e mamíferos do Programa Monitora. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 85-101. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2536

Palavras-chave: Função de detecção; ajuste de modelos; ecologia de populações; conservação.

RESUMO – As ações humanas que levam à redução e à transformação de ambientes naturais são uma das principais causas da crescente perda global de biodiversidade. O aumento nas taxas de extinção de espécies e a redução das populações naturais são alguns indicadores dessa perda. No contexto brasileiro, o Programa Monitora do ICMBio é uma importante fonte de dados para o monitoramento da biodiversidade. Assim, uma parceria entre WWF e ICMBio foi feita em 2023 para buscar estratégias analíticas que impulsionassem a análise dos dados das espécies monitoradas. A partir dessa parceria, desenvolvemos o pacote distanceMonitoraflorestal, criado para aplicar os modelos de análise por distância para estimar densidades populacionais para espécies de aves e mamíferos monitoradas pelo módulo Florestal Global. Neste artigo, apresentamos as funcionalidades do pacote a partir dos dados da população de *Sapajus apella* (macaco-prego) monitorada na REBIO do Uatumã e comentamos detalhes do método de análise de dados de amostragem por distância.

CC BY NC ND

distanceMonitoraflorestal: an R package to estimate population density of birds and mammals of the Monitora Program

Keywords: Detection function; model adjustment; population ecology; conservation.

ABSTRACT – The anthropogenic activities that transform and reduce natural habitats are the major drivers of the global loss of biodiversity. The increase in species extinction rates and natural population declines are some indicators of this loss. In the Brazilian context, the ICMBio Monitora Program is an important source of data for monitoring biodiversity. Thus, a partnership between WWF and ICMBio was formed in 2023 to seek analytical strategies that would boost the analysis of data on monitored species. From this partnership, we developed the distanceMonitoraflorestal package, created to apply distance analysis models to estimate population densities for bird and mammal species monitored by the Global Forestry module. In this article, we present the package's functionalities based on data of the *Sapajus apella* population (tufted capuchin) at REBIO do Uatumã and comment on details of the distance sampling data analysis method.

distanceMonitoraflorestal: un paquete en R para estimar la densidad de poblaciones de aves y mamíferos del Programa Monitora

Palabras clave: Función de detección; ajuste del modelo; ecología de la población; conservación.

RESUMEN – Las acciones humanas que conducen a la reducción y transformación de los ambientes naturales son una de las principales causas de la creciente pérdida global de biodiversidad. El aumento de las tasas de extinción de especies y la reducción de las poblaciones naturales son algunos indicadores de esta pérdida. En el contexto brasileño, el Programa Monitora del ICMBio es una importante fuente de datos para el monitoreo de la biodiversidad. Así, en 2023 se formó una alianza entre WWF e ICMBio para buscar estrategias analíticas que impulsaran el análisis de datos sobre especies monitoreadas. A partir de esta asociación, desarrollamos el paquete distanceMonitoraflorestal, creado para aplicar modelos de análisis de distancia para estimar densidades de poblaciones de especies de aves y mamíferos monitoreadas por el módulo Forestal Global. En este artículo, presentamos las funcionalidades del paquete basadas en datos de la población de *Sapajus apella* (mono capuchino) monitoreada en la REBIO en Uatumã y comentamos detalles del método de análisis de datos de muestreo a distancia.

Introdução

Um dos principais efeitos das ações humanas sobre o planeta é a perda de biodiversidade, que pode ser observada, dentre outros indicadores, pela redução no tamanho populacional das espécies e aumento nas taxas de extinção [1][2][3]. Essa perda tem sido chamada por alguns autores de sexta extinção em massa e, considerando o viés sobre o atual conhecimento da biodiversidade, no qual vários grupos de seres vivos ainda são pouco conhecidos ou estudados, há um desafio de se estimar o quanto de biodiversidade estamos perdendo [4]. Nesse contexto, iniciativas de monitoramento de dinâmicas que indicam perdas ou ganhos de biodiversidade, como variações nos tamanhos e densidades de populações naturais ou taxas de extinção/colonização de espécies, são essenciais e urgentes [5].

Em um país megadiverso como o Brasil, tanto os monitoramentos quanto a divulgação dos seus resultados são um desafio proporcional ao número de espécies e a sua área continental. Isso faz com que o número de espécies brasileiras monitoradas quanto ao tamanho populacional seja proporcionalmente

CC BY NC ND

baixo diante da diversidade de espécies existente no país, como demonstrado para a fauna de vertebrados no Relatório Planeta Vivo [6][7]. Tal contexto demanda a atuação conjunta de diferentes setores, esferas e instituições para promover e ampliar o levantamento, a gestão e a divulgação dos dados sobre a biodiversidade. Na esfera Federal, o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) implementou o Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade (Monitora, Instruções Normativas ICMBio n. 3/2017 e n. 2/2022), com o intuito de impulsionar o monitoramento do estado da biodiversidade, de serviços ecossistêmicos e a sua dinâmica espacial e temporal em unidades de conservação federais. O programa foi delineado visando maior autonomia à gestão das UCs e ao órgão ambiental sobre a pesquisa da biodiversidade, desenvolvendo protocolos que pudessem ser executados com maior independência de especialistas e acadêmicos, com a participação das comunidades locais, e buscando agilidade e integração no levantamento e processamento dos dados sobre a dinâmica da biodiversidade brasileira.

Atualmente o Monitora é composto por três subprogramas: Terrestre, Aquático e Continental e o Marinho e Costeiro, que reúnem dados de mais de cem UCs federais dos diferentes biomas brasileiros. O subprograma Terrestre é composto pelos componentes Campestre/Savânica (15 UCs) e Florestal (64 UCs), sendo cada componente dividido em alvos globais e complementares. Fazem parte dos alvos globais do componente Florestal as borboletas frugívoras, as aves (com um alvo específico para as aves terrícolas cinegéticas), os mamíferos terrestres de médio e grande porte e as plantas arbóreas e arborescentes, para os quais foram elaborados protocolos de monitoramento implementados nas UCs federais [8][9][10].

Dentre os inúmeros desafios de um programa de monitoramento de grande escala está a análise dos dados obtidos. Em 2023, o *World Wildlife Fund for Nature* (WWF) somou esforços com o ICMBio através de uma parceria para que uma rotina de análise dos dados do Monitora fosse desenvolvida em R, uma linguagem de programação de código aberto e de livre acesso amplamente utilizada para condução de análises estatísticas [11]. O código precisaria ser o mais acessível possível para a aplicação por analistas ambientais e público interessado. Dessa parceria, desenvolvemos o pacote distanceMonitoraflorestal. O pacote agrupa funcionalidades de diferentes pacotes pré-existentes, com o objetivo de facilitar a formatação, visualização e análise dos dados do Programa Monitora, tornando mais acessível o uso da linguagem R a partir de funções e fluxos de trabalho e de análise documentadas em língua portuguesa.

Para cumprir com tal objetivo, apresentamos aqui o pacote e algumas de suas funcionalidades. O artigo traz o resultado de três meses de trabalho de elaboração, testes, refinamento e documentação dos códigos que foram aperfeiçoados durante e após o *workshop* de capacitação de dois dias promovido pela WWF e que contou com a participação de 13 analistas do ICMBio. Aqui ilustramos as etapas analíticas utilizando os dados de uma das populações de primata monitoradas no programa: a espécie *Sapajus apella* (macaco-prego-das-guianas) na REBIO do Uatumã (lat.-1,276, long.-59,494), município de Presidente Figueiredo, no estado do Amazonas. Escolhemos como modelo um primata para ilustrar também a possibilidade do uso de tamanho dos grupos como covariável no cálculo das estimativas de abundância e densidade populacionais. Ao final, apresentamos as variações nas estimativas de abundância e densidade ao longo dos anos, comentamos sua aplicabilidade, e discutimos as perspectivas futuras de uso e continuidade de desenvolvimento do pacote.

Pacote distanceMonitoraflorestal

Base de dados

A base de dados que compõe o pacote engloba uma pequena fração da totalidade dos dados do programa Monitora. Ela reúne os dados obtidos através do protocolo de monitoramento dos alvos globais de aves cinegéticas e mamíferos terrestres de médio e grande porte do componente Florestal [12]. O delineamento amostral desse protocolo compreende unidades amostrais no formato de trilhas (transecções lineares), com extensão de até 5 km e 1 m de largura, demarcadas a cada 50 m, e estão sendo implantadas desde 2014. Esse delineamento possibilita a modelagem da detectabilidade dos animais, através do ajuste de uma função de detecção, sendo útil para estimativas de abundância e densidade populacional [13]. Para obter uma descrição detalhada do delineamento amostral e protocolo de amostragem de campo do Programa Monitora Componente Florestal o leitor pode consultar a documentação do ICMBio [8][9][10].

O *data frame* de dados que integra o pacote traz em cada uma das suas 27.887 linhas observações de 41 espécies de aves terrícolas cinegéticas e 156 espécies de mamíferos de médio e grande porte, realizadas entre os anos de 2014 e 2022. Os registros estiveram distribuídos entre quarenta UCs e 106 estações amostrais, em uma distância total de 11.876.350 km percorridos. Cada uma das 22 colunas corresponde às variáveis anotadas durante aplicação do protocolo de amostragem em campo como, por exemplo, a data e hora da observação, a identidade das espécies e sua distância perpendicular em relação a trilha percorrida. Os usuários do pacote podem acessar os nomes e descrições das informações contidas em cada coluna utilizando o comando *help* (monitora_aves_masto_florestal).

Descrição geral

O pacote distanceMonitoraflorestal foi desenvolvido em linguagem R e reúne as funções para importação, transformação e exploração dos dados, assim como para a análise e visualização dos resultados. O pacote leva em seu nome a junção de palavras que fazem referência a i) "*distance*" abordagem analítica adotada para obter as estimativas de densidade das populações; ii) "Monitora" o nome do programa de monitoramento e iii) "florestal" o nome de sua componente. O termo "amostragem por distância" (*distance sampling*) foi usado pela primeira vez por Buckland e colaboradores em 1993 no primeiro livro a fazer uma síntese sobre o método [13]. No mesmo ano foi criado o programa Distance para o sistema operacional Windows [14][15], cuja última versão foi atualizada em 2023. Recentemente, foram desenvolvidos também alguns conjuntos de pacotes para análise de dados obtidos por amostragem por distância em linguagem R, como: *unmarked* [16]; mrds [17]; Rdistance [18]; e Distance [19]; dentre outros pacotes disponíveis no website do programa Distance (https://distancesampling.org/). Dentre esses pacotes, utilizamos algumas das funções de análise e exploração dos dados do pacote Distance, por considerá-lo um dos mais completos.

Os fluxos de análise foram divididos nas seguintes etapas, que estão disponíveis na seção *Articles* da página da internet do pacote: carregando uma base de dados atualizada; checagem, seleção e transformação dos dados; exploração-e-selecao-de-dados-para-analises; ajuste dos modelos: Fluxo1 – Distâncias exatas com repetições; ajuste dos modelos: Fluxo 2 – Distâncias exatas sem repetições; ajuste dos modelos: Fluxo 3 – Distâncias agrupadas com repetições; ajuste dos modelos: Fluxo 4 – Amostragem por distância com múltiplas covariáveis; ajuste dos modelos: Fluxo 5 – Amostragem por distância estratificada por unidade de conservação; ajuste dos modelos: Fluxo 6 – Amostragem por distância estratificada por ano. Ilustramos abaixo as principais etapas para a exploração e análise dos dados de nossa espécie-modelo. As recomendações ao longo do texto são baseadas nas principais referências para *distance sampling* [13][20][21][22].

Explorando os dados

Para que o método de análise por distância possa ser utilizado para estimativas baseadas em modelos, são recomendadas quantidades mínimas de observações e de transectos. Segundo Buckland e colaboradores [21], o número mínimo de réplicas para os transectos deve ser de 10-20, o que deve aumentar para espécies cujas populações são distribuídas em manchas. O número mínimo sugerido de animais ou grupos é de 60-80 animais (ou grupos) quando a amostragem é feita pelo método dos transectos lineares. É possível utilizar números menores que esses para realizar as análises, porém deve-se ter o cuidado de verificar se as funções de detecção estão bem modeladas. Os números recomendados se aplicam a cada função de detecção a ser modelada. Assim, quando se pretende estratificar os dados, dividindo-os em subconjuntos, seja por região geográfica ou por período amostral, é necessário ter um cuidado para que a suficiência amostral se mantenha dentro dos subconjuntos.

Algumas situações amostrais podem levar a efeitos indesejados na distribuição dos dados, dificultando o ajuste dos modelos. Os efeitos são: i) empilhamento das observações (*heaping*, Figura 1A), ocorre quando valores das distâncias perpendiculares são arredondados. Tal efeito é um acúmulo de observações sobre a mesma distância, que corresponde a um valor redondo. Um tipo específico de empilhamento é quando ele se dá sobre a distância zero, também chamado de pico próximo a distância zero (*spike near zero distance*, Figura 1B). Um segundo efeito: ii) movimento de resposta ao observador (Figura 1C), ocorre quando os animais podem ser repelidos ou atraídos pelo observador. Para animais que apresentam resposta de fuga em relação ao observador, o efeito no histograma de frequências é um aumento nas observações em distâncias

CC BY NC ND

intermediárias. Para animais que são atraídos pelo observador, a tendência é de um aumento nas observações em distâncias próximas a zero, o que também pode gerar o padrão de pico próximo a zero. O efeito desse viés sobre as observações é enviesar também o ajuste dos modelos (formato da curva), as probabilidades de detecção e as abundâncias estimadas em cada faixa de distância. O terceiro efeito: iii) superdispersão (Figura 1D), é resultante da falta de independência entre observações, como no caso das repetições amostrais em um mesmo transecto. Se os animais apresentarem um padrão de distribuição espacial que se mantém ao longo do tempo, o efeito das amostragens repetidas no histograma será o de picos em algumas distâncias e de reduções abruptas em outras.

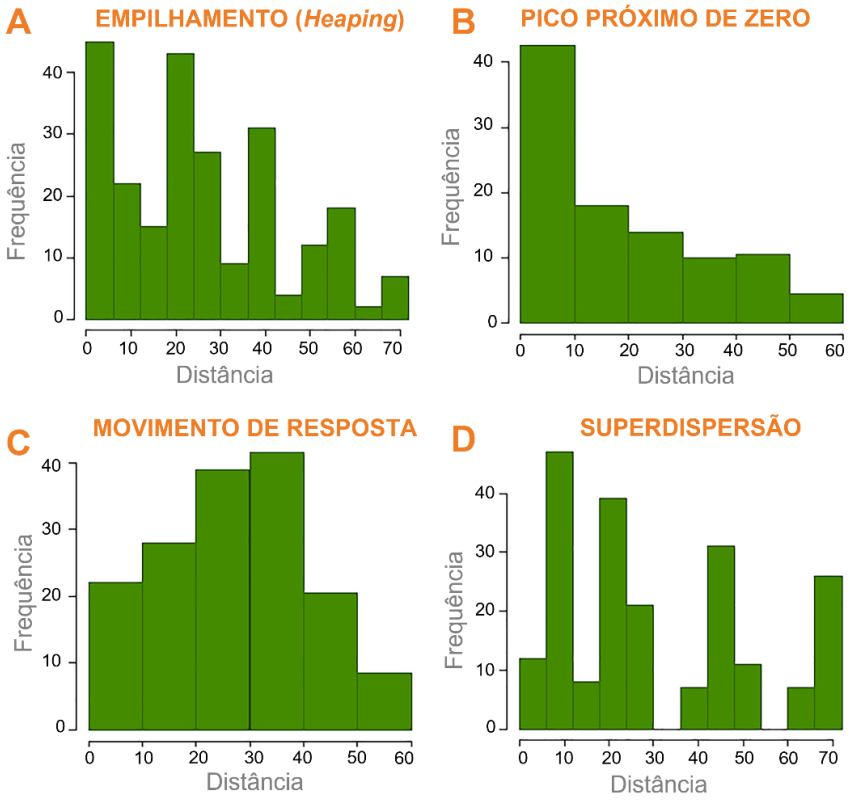


Figura 1 – Exemplos dos padrões indesejados de distribuição das frequências de observação em relação às distâncias do transecto: A = no empilhamento, observa-se picos a cada vinte unidades de distância, resultantes de arredondamento dos dados; B = no pico próximo a zero, observa-se um empilhamento das observações na distância zero; C = no movimento de resposta, a maior frequência de observações desloca-se para distâncias intermediárias; e D = na superdispersão, o viés de amostragens repetidas na mesma trilha pode levar a picos e quedas abruptas nas observações.

Para *Sapajus apella*, na REBIO do Uatumã, as amostragens foram realizadas entre julho de 2014 e dezembro de 2021 em três estações amostrais percorridas em 201 dias, totalizando um esforço de 1.045 km. O número total foi de 249 observações, com tamanhos de grupo que variaram de um a 22 indivíduos. Os anos de 2016 e 2018 foram os que apresentaram o maior número de observações (N = 40), enquanto 2020 teve o menor número (N = 18). O gráfico de distribuição das frequências de observações pelas distâncias em relação à trilha, para os dados acumulados em todos os anos, demonstra um pico de observações em zero (Figura 2A). Através do *box plot* (Figura 2B) podemos ver que 25% das observações foram feitas até dois metros de distância da trilha, metade das observações até 13 m, e 75% até 25 m. A maior distância registrada foi 70 m, mas registros acima de 60 m foram considerados *outliers*.

Para gerar os gráficos como o da Figura 2, primeiro é necessário filtrar os dados que são

automaticamente carregados com o pacote, selecionando a unidade de conservação e a espécie foco da análise utilizando a função filtrar_dados().

```
# filtrar dados e o esforço do dia para conter apenas
observações com o mesmo esforço total
sapajus_apella_rebio_uatuma <- filtrar_dados(
  dados = monitora_aves_masto_florestal,
  esforco_dia == 5000,
  nome_uc == "rebio_do_uatuma",
  nome_sp == "sapajus_apella",
  validacao_obs = "especie"
)
```

Em seguida, os dados devem ser transformados para o formato processável pelas funcionalidades do pacote Distance, que estão inclusas no distanceMointoraflorestal, utilizando a função transformar_dados_formato_Distance(). Nessa função, também deve ser indicado o nível de estratificação que determinará a forma como o esforço amostral (distância total percorrida em metros) será calculado (exemplo: por ano; por ano e por estação do ano; por ano e por unidade de conservação). No código a seguir, a estratificação escolhida foi por ano. Logo, o esforço amostral foi calculado como a distância total percorrida em cada ano de amostragem:

```
# transformar os dados para o formato Distance
sapajus_apella_rebio_uatuma_distance <- transformar_
dados_formato_Distance(
  dados = sapajus_apella_rebio_uatuma,
  year
)
```

A partir dos dados transformados podemos gerar os gráficos da Figura 2, aplicando a função plotar_distribuicao_distancia_estatico().

```
# gerar os gráficos de distribuição de distâncias
plotar_distribuicao_distancia_estatico(
  sapajus_apella_rebio_uatuma_distance,
  largura_caixa = 1
)
```

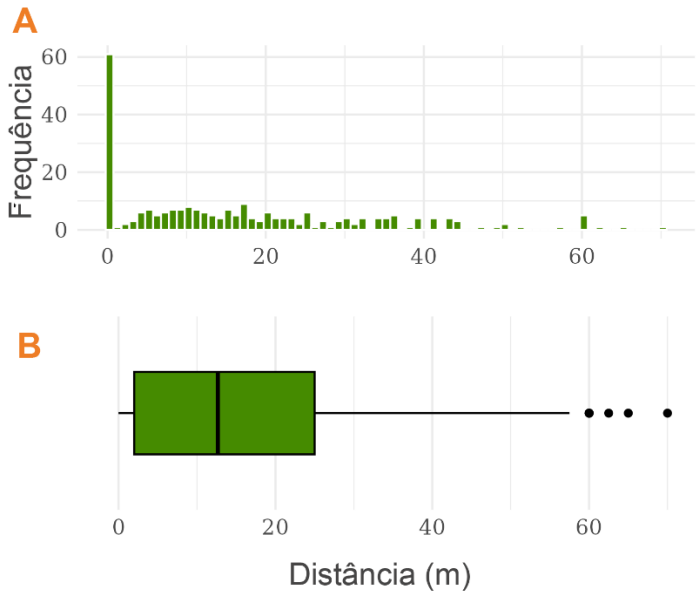


Figura 2 – Exploração dos dados de observações de *Sapajus apella* na REBIO do Uatumã para os anos de 2014 a 2021: A = distribuição de frequência das observações dos grupos em relação à distância da trilha e B = *box plot* das observações dos grupos em relação à distância da trilha.

Truncamento dos dados

A perda da detectabilidade com a distância perpendicular faz com que, a partir de determinada distância, os registros de observação contribuam pouco para a estimativa de probabilidade de detecção. Usar todos os dados, nesses casos, pode resultar em maior variância nas taxas de encontro e em modelos piores em termos de ajuste aos dados. Assim, recomenda-se truncar os dados eliminando as observações feitas em distâncias onde a detectabilidade é muito baixa. A distância máxima que será utilizada para a análise

dos dados é chamada também de meia largura (*half-width*, *w*). Um dos critérios de corte sugerido seria eliminar entre 5 e 10% das observações mais distantes para o método de amostragem por transecto em linha, ou então a partir do ponto onde a probabilidade de detecção $g(w) = 0{,}15$ [22, pg. 16.]

A definição da distância de truncamento deve ser conduzida em duas etapas complementares. A primeira etapa consiste em avaliar estatisticamente o ajuste dos modelos pelo p-valor do teste de Cramér-von Mises. Nós incluímos nos códigos dos fluxos de análises uma função para implementar esta etapa do teste da distância de truncamento: selecionar_distancia_truncamento(). Abaixo, encontra-se o código utilizado para selecionar a distância de truncamento, tomando como exemplo os dados para o ano de 2014. Os parâmetros estimados estão listados na Tabela 1.

```
# filtrar dados para o ano de 2014
sapajus_apella_rebio_uatuma2014 <- filtrar_dados(
  dados = sapajus_apella_rebio_uatuma,
  ano == 2014
)
# transformar os dados para o formato Distance
sapajus_apella_rebio_uatuma_distance2014
<-transformar_dados_formato_Distance(
  dados =sapajus_apella_rebio_uatuma2014,
  year
)

# testar distancia de truncamento
sapajus_apella_rebio_uatuma_truncamento2014
<- selecionar_distancia_truncamento(sapajus_apella_
rebio_uatuma_distance2014)

# retornar as abundâncias estimadas
sapajus_apella_rebio_uatuma_truncamento2014$modelos

# retornar a tabela comparativa do ajuste dos modelos
sapajus_apella_rebio_uatuma_truncamento2014$selecao
```

Tabela 1 – Estimativa da abundância e tabela comparativa do ajuste de modelos de função de detecção Half-normal para seleção da proporção superior a ser eliminada dos dados, para determinar a melhor distância de truncamento a partir do teste de Cramér-von Mises e dos valores de AIC. C-vM p-valor = valor de probabilidade do teste de Cramér-von Mises; P-hat = probabilidade de detecção estimada; ep P-hat = erro padrão da probabilidade de detecção.

Modelo	Função-chave	Abundância estimada	C-vM p-valor	P-hat	ep P-hat
25%	Half-normal	25,12	0,59	0,63	0,14
20%	Half-normal	26,72	0,65	0,63	0,13
15%	Half-normal	32,56	0,70	0,55	0,11
10%	Half-normal	30,23	0,67	0,63	0,11
5%	Half-normal	40,02	0,74	0,46	0,08

Como indicado, os códigos acima filtram os dados para o ano de 2014 e, em seguida, é ajustado um modelo simples do tipo half-normal (ver detalhes na próxima seção). Utilizando a configuração original da função, as proporções de 5%, 10%, 15%, 20% e 25% de truncamento serão testadas. Assim, podem ser removidas dos dados as observações mais distantes do transecto em proporções que variam de 5 a 25% do total das observações. Como resultado, obtivemos as abundâncias estimadas para cada modelo e uma tabela contendo: os resultados dos testes de bondade do ajuste de Cramér-von Mises; as probabilidades de detecção estimadas; e os respectivos valores de erro padrão. Quanto maior o p-valor do teste de Cramér-von Mises, melhor é o ajuste do modelo aos dados. De acordo com esse critério, a distância de truncamento seria definida eliminando 5 ou 15% da porção superior das distâncias registradas. Contudo, tal resultado não deve ser avaliado de forma isolada, mas sim em conjunto com os resultados da segunda etapa que consiste em avaliar graficamente o ajuste da função de detecção aos dados.

Para auxiliar nessa tarefa, o pacote também traz uma função para gerar os histogramas de probabilidade de detecção empírica com as respectivas curvas da função de detecção ajustadas: plotar_funcao_deteccao_selecao_distancia_truncamento(). Para o exemplo ilustrado na Figura 3, uma boa alternativa seria selecionar o truncamento em 10 ou em 20% dos dados. Essas distâncias de truncamento apresentaram um bom ajuste da distribuição de

probabilidades da função de detecção, representado pelas curvas; à distribuição empírica de probabilidade de distâncias, representada pelos histogramas; além de apresentarem valores semelhantes de p-valor para o teste de Cramér-von Mises. Assim, a tabela de resultados dos testes de bondade não deve ser usada como critério único de escolha, mas sim de forma complementar aos resultados gráficos dos ajustes das funções de detecção. Para as próximas etapas da análise, a distância de truncamento escolhida foi de 20%.

 # histograma e função de detecção dos dados truncados plotar_funcao_deteccao_selecao_distancia_truncamento(sapajus_apella_rebio_uatuma_truncamento2014)

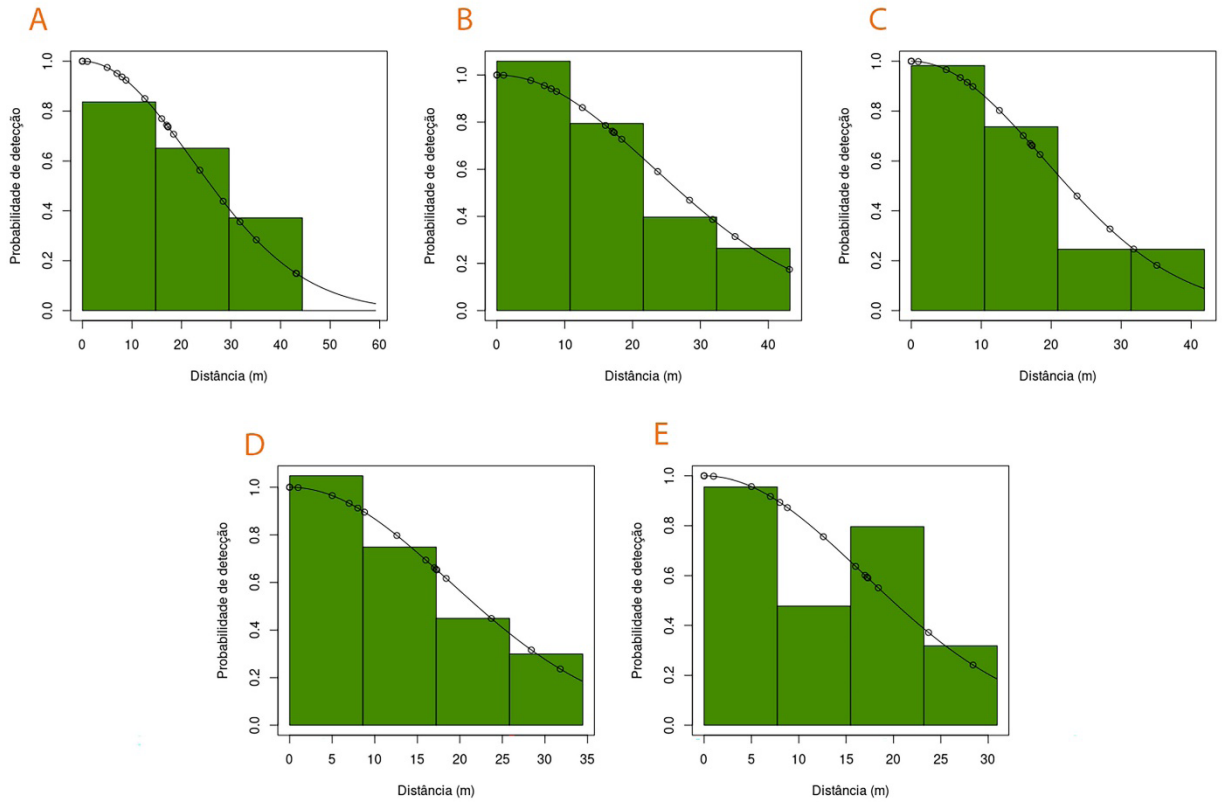


Figura 3 – Funções de detecção (curvas) do tipo half-normal ajustadas aos histogramas das probabilidades de detecção para as distâncias observadas, para truncamentos alternativos dos dados: A = truncamento de 5% das observações mais distantes; B = truncamento de 10% das observações mais distantes; C = truncamento de 15% das observações mais distantes; D = truncamento de 20% das observações mais distantes; e E = truncamento de 25% das observações mais distantes. Notar que o eixo da distância em metros vai diminuindo de valor à medida que os dados são truncados. Dados de *Sapajus apella* para a REBIO Uatumã para o ano de 2014.

Ajuste dos modelos de detectabilidade

A base da análise dos dados na amostragem por distância está na estimativa da detectabilidade, que é a probabilidade de se detectar os animais em função da sua distância em relação à trilha. A detectabilidade é estimada através do ajuste de uma função de detecção aos dados. A função de detecção é formalmente representada como $g(x)$, que estima a probabilidade de se detectar um animal à distância x da linha. Assume-se, também, que na distância zero todos os animais são detectáveis, e a chance de detecção diminui com a distância em relação ao observador. A derivação das funções de detecção para que a área abaixo da curva seja igual a um leva ao modelo analítico expresso pela função

de densidade de probabilidade *f*(x). Essa é análoga à função de detecção e possibilita a verificação da qualidade dos modelos ajustados pelos métodos de máxima verossimilhança, a partir do critério de Akaike.

As funções de detecção têm suas formas definidas pelas distribuições das funções chave. A função-chave é uma função que define a forma da curva de detectabilidade que será ajustada aos dados. As três distribuições de função-chave implementadas no pacote distanceMonitoraflorestal são do tipo: uniforme (unif), half-normal (hn) e hazard-rate (hr). Dentre as funções disponíveis, há uma variação no número de parâmetros. Uma função uniforme possui dois parâmetros, uma largura e uma altura. Porém, no contexto da amostragem por distância, como a detectabilidade está sendo estimada dentro de uma área fixa, a probabilidade é igual em todas as distâncias e por isso, podemos considerar que ela não possui parâmetros. A função uniforme deve ser sempre acompanhada de um termo de ajuste. A função half-normal possui o parâmetro de escala, chamado de sigma. O parâmetro de escala é responsável pelo espalhamento da distribuição e, quanto maior o valor do parâmetro de escala, mais espalhada será a distribuição dos valores em torno da média. Já a função hazard-rate possui, além do parâmetro de escala, sigma, o parâmetro de forma, beta, que determina a forma da distribuição. As funções chave podem ainda ser otimizadas através dos termos de ajuste. Esses termos podem ser polinômios ou outras funções matemáticas que melhoraram o ajuste das funções chave para melhor refletir os dados observados. Os termos de ajuste implementados no pacote são do tipo cosseno, polinomial simples e polinomial de Hermite. Exceto para a função-chave uniforme, que deve ser utilizada sempre com um termo de ajuste, as demais funções chave não necessitam dessa transformação. Mas, na prática, qualquer termo de ajuste pode ser usado com qualquer função-chave.

O ajuste dos modelos no pacote distanceMonitoraflorestal é feito através da função ajustar_modelos_Distance(). Ela implementa o ajuste da função de detecção utilizando a função-chave selecionada pelo usuário com diferentes termos de ajuste, a depender da função-chave escolhida. Para função-chave half-normal, a função de detecção é ajustada sem termos de ajuste e com os termos cosseno e polinomial de Hermite; para um ajuste com a função-chave hazard-rate, a função de detecção é ajustada sem termos de ajuste e com os termos cosseno e polinomial; já para um ajuste com a função-chave uniforme, os termos de ajuste cosseno e polinomial são utilizados. Ilustramos na Figura 4 os modelos ajustados para os dados de *Sapajus apella* em 2014, testando diferentes combinações entre função-chave e termos de ajuste. Utilizamos os seguintes códigos para os testes de modelos alternativos:

```
# ajustando diferentes modelos
# Uniforme com termos de ajuste Cosseno e polinomial
simples
sapajus_apella_distance_unif2014 <- ajustar_modelos_
Distance(
  dados = sapajus_apella_rebio_uatuma_distance2014,
  funcao_chave = "unif",
  truncamento = "20%"
)

# Half-Normal sem termos de ajuste e com termos de
ajuste Cosseno
sapajus_apella_distance_hn2014 <- ajustar_modelos_
Distance(
  dados = sapajus_apella_rebio_uatuma_distance2014,
  funcao_chave = "hn",
  truncamento = "20%"
)

# Hazard-rate sem termos de ajuste e com termos de
ajuste Cosseno
sapajus_apella_distance_hr2014 <- ajustar_modelos_
Distance(
  dados = sapajus_apella_rebio_uatuma_distance2014,
  funcao_chave = "hr",
  truncamento = "20%"
)
```

Escolhendo o melhor modelo

Para o ajuste da função de detecção, podem ser usados os seguintes critérios de avaliação: verossimilhança (*L*, *likelihood*), critério de informação de Akaike (*Akaike's information criterion* [AIC]), e medidas absolutas do ajuste dos modelos, através dos testes de bondade de ajuste. Esses critérios permitem avaliar a incerteza dos modelos de forma comparativa guiando a escolha do modelo que apresentou a menor incerteza. Logo, é necessário mais de um modelo de *f*(x) para saber qual apresentou o maior valor de verossimilhança. Uma forma bastante usual de se comparar a verossimilhança entre modelos é através do critério de informação de Akaike, que leva em consideração também a simplicidade do modelo, pelo número de parâmetros (Tabela 2). A comparação entre os modelos pode ser feita no pacote através da função selecionar_funcao_deteccao_termo_ajuste(), que resultará em uma tabela de comparação entre os modelos (Tabela 2).

CC BY NC ND

```
# Gerar tabela com o resumo comparativo dos modelos
melhor_modelo_sapajus_apella2014 <- selecionar_
funcao_deteccao_termo_ajuste(
  sapajus_apella_distance_unif2014$Cosseno,
  sapajus_apella_distance_unif2014$`Polinomial simples`,
  sapajus_apella_distance_hn2014$`Sem termo`,
  sapajus_apella_distance_hn2014$Cosseno,
  sapajus_apella_distance_hn2014$`Hermite polinomial`,
  sapajus_apella_distance_hr2014$`Sem termo`,
  sapajus_apella_distance_hr2014$Cosseno,
  sapajus_apella_distance_hr2014$`Polinomial simples`
)

melhor_modelo_sapajus_apella2014
```

Tabela 2 – Ajuste de diferentes modelos da função de detecção com base nos dados de observações de *Sapajus apella* na REBIO Uatumã no ano de 2014. Modelo indica a função-chave e o termo de ajuste, caso utilizado. Fórmula indica número de parâmetros do modelo. C-vM p-valor = valor de probabilidade do teste de Cramér-von Mises; P-hat = probabilidade de detecção estimada; se P-hat = erro padrão da probabilidade de detecção; AIC = critério de informação de Akaike.

Modelo	Fórmula	C-vM p-valor	P-hat	se P-hat	AIC	Delta AIC
Uniform with cosine adjustment term of order 1	-	0,65	0,62	0,11	119,03	0,00
Half-normal	~ 1	0,64	0,63	0,13	119,04	0,01
Uniform with simple polynomial adjustment term of order 2	-	0,59	0,70	0,09	119,26	0,23
Hazard-rate	~ 1	0,58	0,44	0,20	121,03	2,00

O critério de avaliação da bondade do ajuste compara a função de distribuição cumulativa de probabilidade da função-chave com a função de distribuição cumulativa empírica. Ou seja, diferente da seleção de modelos que utiliza o AIC para comparar um conjunto de modelos ajustados utilizando diferentes funções-chave, a avaliação de modelos pela bondade do ajuste compara o quão semelhantes são a distribuição cumulativa dos dados observados e a distribuição cumulativa teórica de uma função-chave, sendo realizada uma comparação par a par por vez. No contexto da amostragem por distância, a bondade do ajuste pode ser avaliada utilizando os seguintes métodos: o teste de *Goodness of Fit* e o Q-Q *Plot* com os testes correlacionados de Cramér-von Mises e Kolmogorov-Smirnov. Aqui apresentamos um exemplo de como conduzir o teste de Cramér-von Mises utilizando a função testar_bondade_ajuste(), que também resultará em uma tabela comparativa dos resultados (Tabela 3). A implementação dessa função foi realizada de forma a permitir que o usuário realize mais de uma comparação par a par por vez e, para isso, primeiramente é necessário gerar uma lista com os modelos que serão avaliados.

```
# Gerar lista com os modelos
modelos_sapajus_apella2014 <- gerar_lista_modelos_
selecionados(
  sapajus_apella_distance_hn2014$Cosseno,
  sapajus_apella_distance_hr2014$`Sem termo`,
  sapajus_apella_distance_unif2014$Cosseno,
  sapajus_apella_distance_unif2014$`Polinomial simples`,
  sapajus_apella_distance_hn2014$`Sem termo`,
  nome_modelos_selecionados = melhor_modelo_
sapajus_apella2014
)

# histograma e função de detecção dos modelos
plotar_funcao_deteccao_modelos_selecionados(modelos_
sapajus_apella2014)
```

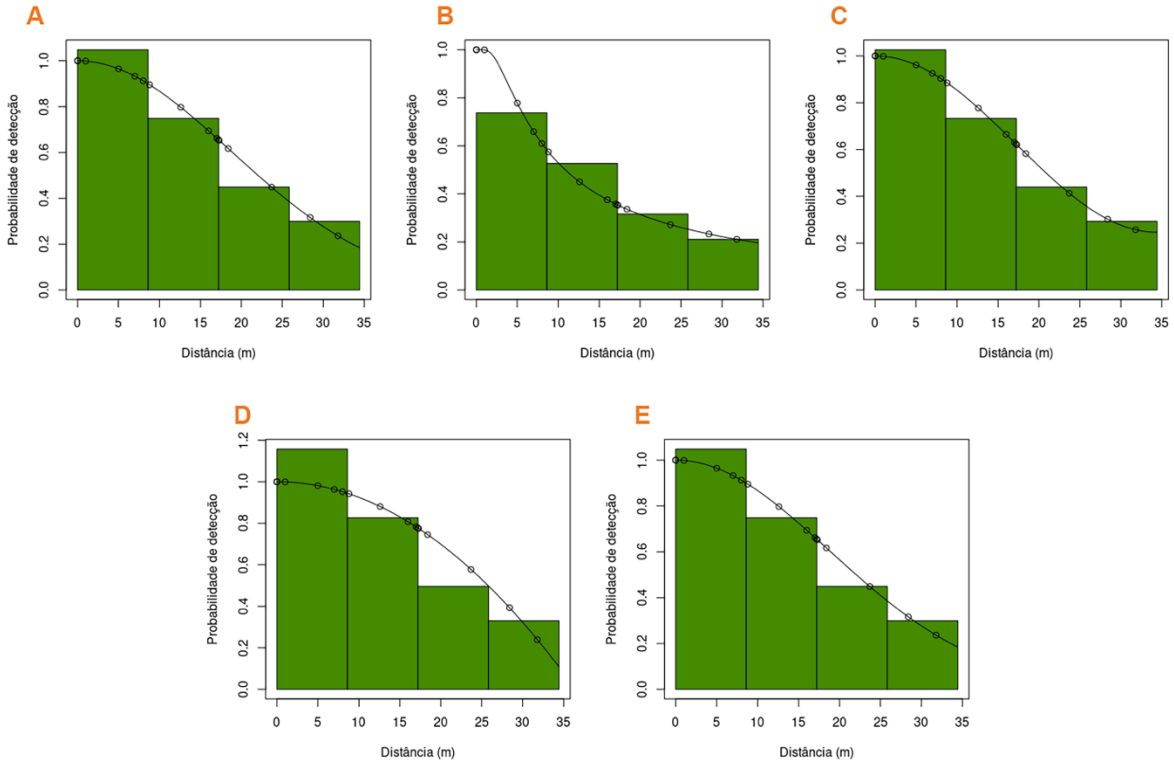


Figura 4 – Funções de detecção (curvas) ajustadas aos histogramas das probabilidades de detecção para as distâncias observadas: A = half-nomal com termo de ajuste do tipo cosseno; B = hazard-rate sem termos de ajuste; C = uniforme com termo de ajuste do tipo cosseno; D = uniforme com termo de ajuste do tipo polinomial; e E = half-normal sem termos de ajuste. Dados de *Sapajus apella* para a REBIO Uatumã no ano de 2014.

```
# Teste de bondade de ajuste dos modelos e Q-Q plots
testar_bondade_ajuste(
  dados = modelos_sapajus_apella2014,
  plot = FALSE,
  chisq = FALSE,
)
```

Tabela 3 – Resultados do teste de bondade do ajuste de Cramér-von Mises para modelos de detecção com diferentes funções-chave e termos de ajuste com base nas observações de *Sapajus apella* na REBIO Uatumã no ano de 2014.

Modelo	W	P
Uniform with cosine adjustment term of order 1	0,08	0,64
Half-normal	0,10	0,58
Uniform with simple polynomial adjustment term of order 2	0,08	0,65
Hazard-rate	0,09	0,59

Ajuste dos modelos de detectabilidade com covariável

A detectabilidade do objeto foco da amostragem por distância pode apresentar viés causado por uma variedade de fatores. A hora do dia, a duração da amostragem, a temperatura ou umidade do ar, a intensidade de chuva e a experiência do observador são alguns exemplos de fatores que podem causar vieses na detectabilidade. Esses fatores podem influenciar a probabilidade de detectar um objeto a uma certa distância, dando origem ao viés.

Uma forma de corrigir o viés da detectabilidade e, consequentemente, obter estimativas de abundância e densidade mais acuradas é o uso desses fatores como covariáveis nos modelos de detecção [23][24].

Para primatas que são animais que formam grupos, um efeito esperado é o chamado viés de tamanho [25]. A tendência é que a pequenas distâncias todos os grupos sejam detectáveis, mas somente os grupos maiores serão detectados a distâncias maiores. Nesse caso, deve-se considerar o tamanho como uma covariável para obtenção de estimativas de abundância e densidade mais acuradas. Esta é uma covariável especial, pois será usada tanto para corrigir efeitos de viés na detectabilidade quanto para corrigir a abundância. Para espécies que não formam grupos, cada observação é considerada um indivíduo. Para as que formam grupos, as informações de tamanho entrarão no cálculo da abundância. Nesses casos, o estimador de abundância Horvitz-Thompson irá incorporar tanto as informações do tamanho do grupo quanto da probabilidade de detecção condicionada às covariáveis pelo método da amostragem por distância com múltiplas covariáveis (Multiple-Covariate Distance Sampling [MCDS]) [24]. Para ajustar uma função de detecção utilizamos a função ajustar_modelos_Distance() informando a covariável no argumento formula = ~ variável e usando a distribuição do tipo half-normal, sem termos de ajuste.

```
# Ajuste do modelo half-normal sem termos de ajuste e
com covariável sapajus_apella_distance_hn_size2014 <-
ajustar_modelos_Distance(
  dados = sapajus_apella_rebio_uatuma_distance2014,
  funcao_chave = "hn",
  truncamento = "20%",
  formula = ~ size
)
```

Ajuste do modelo global de detectabilidade, com efeito de tamanho de grupo, estratificado por ano

Além do uso de covariáveis, é possível estratificar os dados em subconjuntos para o ajuste dos modelos. No caso dos dados do Programa Monitora, a estratificação geográfica pode ser utilizada para dados de uma mesma espécie para diferentes UCs. Nesse caso, cada uma das UCs pode ser tratada como um estrato geográfico (Region.Label). Maiores detalhes para esse tipo de estratificação podem ser encontrados na *vignette* Ajuste dos modelos: Fluxo 5 – Amostragem por distância estratificada por unidade de conservação da documentação do pacote. Para avaliar a variação dos tamanhos populacionais ao longo do tempo, é interessante estratificar os dados por ano, conforme apresentamos no exemplo a seguir. A estratificação é uma etapa importante para o cálculo das estimativas de abundância e densidade, apresentadas na próxima seção. O gráfico do modelo global (2014-2021) com covariável ajustado às probabilidades de deteção está ilustrado na Figura 5.

```
# Ajuste do modelo half-normal sem termos de ajuste e
com covariável estratificado por ano
sapajus_apella_distance_hn_year_size <- sapajus_apella_
rebio_uatuma_distance |>
  dplyr::mutate(Region.Label = year) |>  # indica a
estratificação por ano
  ajustar_modelos_Distance(
    funcao_chave = "hn",
    truncamento = "20%",
    formula = ~ size
  )

# Gráfico de ajuste da função de detecção às
probabilidades de detecção
plotar_funcao_deteccao_modelos_selecionados(
  dados = sapajus_apella_distance_hn_year_size
)
```

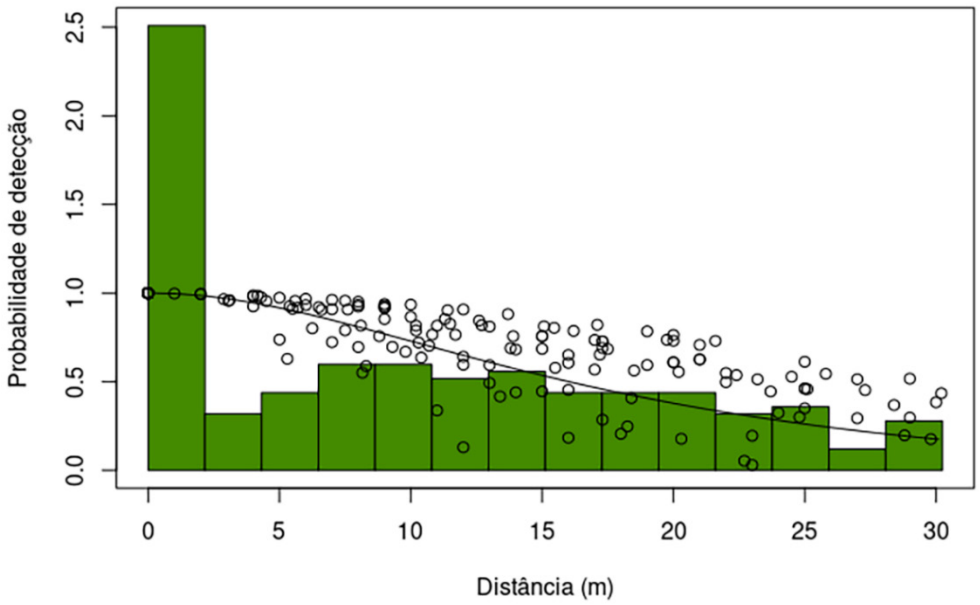


Figura 5 – Função de deteção do tipo half-normal com covariável de tamanho de grupo ajustada ao histograma das probabilidades de detecção para as distâncias observadas. Os pontos representam as probabilidades de detecção, dados os valores da covariável "tamanho de grupo" e a linha representa a função de detecção média considerando os tamanhos dos grupos. Dados de *Sapajus apella* para a REBIO Uatumã para os anos de 2014 a 2021.

Taxas de encontro e estimativas de abundância e densidade

Esta é a etapa final de análise dos dados. Após o tratamento dos dados, ajuste e escolha dos modelos, chegamos aos resultados que realmente interessam para o monitoramento das espécies. As etapas anteriores de inclusão da covariável de tamanho de grupo e estratificação dos dados influenciarão nas estimativas de abundância e densidade, além de permitir que essas sejam calculadas ano a ano. Nesse ponto dos resultados, é importante avaliar também a incerteza associada a essas estimativas. A incerteza é medida pela variância da abundância e da densidade consideradas de modo que uma estimativa será menos precisa quanto maior for a variância associada. Ela serve de base para o cálculo de outras medidas de incerteza, como o coeficiente de variação (CV). O coeficiente de variação é útil para comparar variâncias quando as escalas e/ou unidades de medidas diferem. Assim, ele pode ser usado para comparar a incerteza de valores estimados (ex. abundância, probabilidade de detecção) para diferentes conjuntos de dados ou diferentes arranjos de análise. Abaixo apresentamos as etapas para o cálculo das taxas de encontro e estimativas de abundância e densidade. Os resultados estão exemplificados nas Tabelas 4, 5 e 6, onde apresentamos somente as seis primeiras linhas dos dados para evitar tabelas muito extensas no corpo do manuscrito. Ao final, apresentamos o gráfico com a variação da densidade de *Sapajus apella* para os anos de 2014 a 2021 na REBIO Uatumã, sem e com os limites inferior e superior do intervalo de confiança de 95% (Figura 6).

```
# Área coberta pela Amostragem
resultado_area_coberta_amostragem <- gerar_resultados_
Distance(
  dados = sapajus_apella_distance_hn_year_size,
  resultado_selecao_modelos = "Half-normal",
  tipo_de_resultado = "area_estudo",
  estratificacao = TRUE
)
```

Tabela 4 – Seis primeiras linhas dos resultados indicando a função de detecção ajustada aos dados (Modelo), o ano, a área coberta (em m²), o esforço empregado (m), o número de indivíduos observados (n), o número de transectos (k), a taxa de encontro, o erro padrão (ep) da taxa de encontro e o coeficiente de variação (cv) da taxa de encontro para as observações de *Sapajus apella* na REBIO Uatumã entre os anos de 2014 e 2020.

Modelo	Ano	Área coberta (m²)	Esforço (m)	n	k	Taxa de encontro	ep da taxa de encontro	cv da taxa de encontro
Half-normal	2014	19.958.400	330.000	121	3	3,66e-04	1,12e-04	0,30
Half-normal	2015	30.844.800	510.000	432	3	8,47e-04	2,16e-04	0,25
Half-normal	2016	36.288.000	600.000	352	3	5,86e-04	1,03e-04	0,17
Half-normal	2017	29.937.600	495.000	142	3	2,86e-04	4,05e-05	0,14
Half-normal	2018	36.288.000	600.000	210	3	3,50e-04	5,67e-05	0,16
Half-normal	2019	31.752.000	52.5000	169	3	3,21e-04	2,35e-04	0,73

```
# Abundância
resultado_abundancia <-
  gerar_resultados_Distance(
    dados = sapajus_apella_distance_hn_year_size,
    resultado_selecao_modelos = "Half-normal",
    tipo_de_resultado = "abundancia",
    estratificacao = TRUE
  )
```

Tabela 5 – Seis primeiras linhas dos resultados das estimativas de abundância de *Sapajus apella* em cada ano (2014-2021) e estação amostral da REBIO Uatumã. Em cada linha estão indicados o Modelo (função de detecção ajustada aos dados), o ano, o nome da estação amostral, a área total amostrada (em m²), o esforço empregado (m), a abundância estimada e o número de detecções de *Sapajus apella* em cada ano e estação amostral da REBIO Uatumã.

Modelo	Ano	Estação amostral	Area (m²)	Esforço (m)	Abundância estimada	N de detecções
Half-normal	2014	Cachoeira	19.958.400	110.000	27,47	17
Half-normal	2014	Grid	19.958.400	110.000	103,26	59
Half-normal	2014	Tucumari	19.958.400	110.000	81,90	45
Half-normal	2015	Cachoeira	30.844.800	170.000	412,21	154
Half-normal	2015	Grid	30.844.800	170.000	489,60	202
Half-normal	2015	Tucumari	30.844.800	170.000	202,87	76

```
# Densidade
resultados_densidade <-
  gerar_resultados_Distance(
    dados = sapajus_apella_distance_hn_year_size,
    resultado_selecao_modelos = "Half-normal",
    tipo_de_resultado = "densidade",
    estratificacao = TRUE
  )
```

Tabela 6 – Seis primeiras linhas dos resultados das estimativas de densidade de *Sapajus apella* para cada ano (2014-2021) na REBIO Uatumã. Em cada linha estão indicados o Modelo (função de detecção ajustada aos dados), o ano, a densidade (número de indivíduos por hectare), o erro padrão, o coeficiente de variação, os limites inferiores e superiores dos intervalos de confiança (95%), e os graus de liberdade.

Modelo	Ano	Densidade (ind/ha)	Erro padrão	Coeficiente de variação	Limites inferiores e superiores dos intervalos de confiança (95 %)	Graus de liberdade
Half-normal	2014	0,10	3,45e-06	0,32	0,02 – 0,38	2,15
Half-normal	2015	0,35	8,83e-06	0,24	0,15 – 0,85	2,53
Half-normal	2016	0,21	2,55e-06	0,12	0,15 – 0,29	4,37
Half-normal	2017	0,09	8,29e-07	0,092	0,07 – 0,11	5,58
Half-normal	2018	0,10	1,59e-06	0,16	0,05 – 0,17	2,76
Half-normal	2019	0,10	8,62e-06	0,81	0,005 – 2,10	2,02

```
# Visualização da densidade ao longo do período
plotar_resultados_Distance(
  dados = resultados_densidade,
  tipo_de_resultado = "densidade"
)
```

```
plotar_resultados_Distance(
  dados = resultados_densidade,
  tipo_de_resultado = "densidade",
  intervalo_confianca = TRUE
)
```

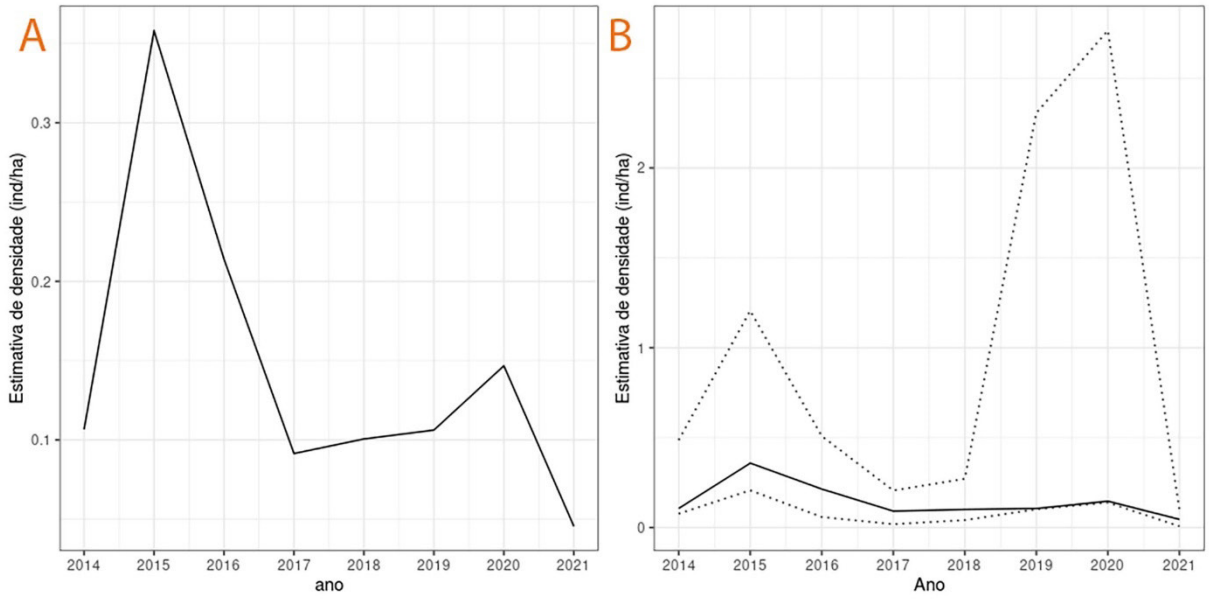


Figura 6 – Estimativas de densidade (indivíduos/ha): A = sem e B = com os limites inferior e superior do intervalo de confiança de 95%, considerando tamanho do grupo, de *Sapajus apella* para a REBIO Uatumã para os anos de 2014 a 2021.

Discussão

Apresentamos aqui a primeira versão do pacote distanceMonitoraflorestal. Acreditamos que o conjunto de funcionalidades atuais são capazes de gerar estimativas de densidade populacional de dezenas de espécies de aves e mamíferos amostradas pelo Programa Monitora. Entre 2014 e 2022, o protocolo global do componente Florestal reuniu dados de quarenta UCs, em um total de 27.887 registros referentes a 197 espécies (156 de mamíferos e 41 de aves).

O uso do pacote Distance [19] como base para a elaboração das funções do pacote distanceMonitoraflorestal foi vantajoso por se tratar de um pacote relativamente completo dentro das abordagens mais convencionais de amostragem por distância. Entretanto, melhorias ainda podem ser feitas no distanceMonitoraflorestal a partir de funcionalidades de outros pacotes e envolvendo estratégias analíticas que ainda não foram implementadas. Um dos ajustes que pretendemos fazer é a incorporação da função-chave do tipo exponencial negativa. Até o momento, a função-chave do tipo half-normal, com ou sem termos de ajustes, tem demonstrado os melhores ajustes para uma maior quantidade de espécies testadas dentro do conjunto de dados do Programa Monitora. Foram bastante comuns, no conjunto de dados explorados, distribuições de observações com pico em zero. Para esse tipo de distribuição, a função-chave do tipo hazard-rate não é recomendada, pois infla as estimativas de probabilidade de detecção nas distâncias próximas a zero [21, p. 57]. Assim, recomendamos aos usuários do pacote que olhem a distribuição dos dados de observação em relação à distância e, caso tenham pico em zero, evitem usar modelos com a função-chave do tipo hazard-rate para estimativa de abundância.

Um outro aspecto que pretendemos aperfeiçoar, em termos analíticos, é acomodar melhor o excesso de repetições amostrais nas mesmas trilhas. Muitas repetições em uma mesma trilha pode gerar a superdispersão nos dados e prejudicar o ajuste dos modelos. Uma estratégia analítica para usar as repetições na amostragem por distância já foi implementada no pacote unmarked em modelos dinâmicos para múltiplas estações de amostragem, através da função distsampOpen(). A incorporação dessa função no distanceMonitoraflorestal deve melhorar o ajuste dos modelos e levar a estimativas de abundância e densidades mais acuradas.

Conclusão

Apresentamos uma breve introdução sobre como realizar as estimativas de abundância e densidade de aves e mamíferos, a partir de dados do Programa Monitora obtidos por amostragem por distância, utilizando o pacote distanceMonitraflorestal no R. A partir dos dados de uma espécie de primata, demonstramos como o pacote oferece funcionalidades, todas em português, para operacionalizar as etapas necessárias para a estimativa de abundância e densidade, como a seleção da proporção mais adequada para truncamento dos dados, o ajuste e a seleção da função de detecção e dos termos de ajuste. Também demonstramos como utilizar o pacote para avaliar diferentes modelos de forma comparativa e apresentar graficamente os resultados obtidos.

Existem outros pacotes disponíveis que podem ser utilizados para gerar estimativas de abundância e densidade, como o pacote unmarked e o próprio pacote Distance, utilizado como base para compilação deste pacote. Contudo, essa é a única ferramenta analítica desenvolvida para todas as etapas de análise dos dados do Programa Monitora, desde a exploração dos dados até a obtenção de séries históricas das dinâmicas de densidade populacional, documentada em língua portuguesa e pensada para um público menos familiarizado com o R. Sua documentação encontra-se disponível no site https://vntborgesjr.github.io/distanceMonitoraflorestal/ e traz tutoriais que podem ser utilizados como referência para análise de diferentes conjuntos de dados, além da própria base de dados do Programa Monitora. A facilidade de acesso e aplicação do pacote faz dele uma excelente ferramenta para uso na geração de resultados e esperamos que ele seja amplamente utilizado para produção de relatórios técnicos, pesquisas acadêmicas e cursos sobre estimativas de abundância e densidade a partir da amostragem por distância.

Referências

1. Pimm SL, Jenkins CN, Abell R, Brooks TM, Gittleman JL, Joppa LN et al. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. Science. 2014; 344. doi:10.1126/science.1246752.

2. Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJB, Collen B. Defaunation in the Anthropocene. Science. 2014; 345: 401-406.

3. Ceballos G, Ehrlich PR, Barnosky AD, García A, Pringle RM, Palmer TM. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. Sci Adv. 2015; 1. doi:10.1126/sciadv.1400253.

4. Cowie RH, Bouchet P, Fontaine B. The Sixth Mass Extinction: fact, fiction or speculation? Biological Reviews. 2022; 97: 640-663.

5. O'Connor B, Bojinski S, Röösli C, Schaepman ME. Monitoring global changes in biodiversity and climate essential as ecological crisis intensifies. Ecol Inform. 2020; 55. doi:10.1016/j.ecoinf.2019.101033.

6. WWF. Relatório Planeta Vivo 2022: Construindo uma sociedade positiva para a natureza. WWF: Gland, Suíça.; 2022.

7. Westveer J, Freeman R, McRae L, Marconi V, Almond REA, Grooten M. A deep dive into the Living Planet Index: a technical report. WWF: Gland, Switzerland.; 2022.

8. ICMBio/MMA. Estratégia do Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade. Programa Monitora. Estrutura, articulações, perspectivas. Brasília; 2018.

9. ICMBio/MMA. Estrutura do Programa Monitora. Brasília; 2022.

10. ICMBio/MMA. Programa Monitora. Relatório Anual de Implementação. Brasília; 2023.

11. R-Core-Team. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria; 2024. Disponível em: http://www.r-project.org.

12. ICMBio/MMA. Monitoramento da biodiversidade: roteiro metodológico de aplicação. Brasília; 2014. Disponível em: www.icmbio.gov.br.

13. Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL. Distance sampling: estimating abundance of biological populations. Springer-Science+Business Media, B. V.: London; 1993.

14. Laake JL, Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP. DISTANCE User's Guide; 1993.

15. Thomas L, Buckland ST, Rexstad EA, Laake JL, Strindberg S, Hedley SL et al. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. Journal of Applied Ecology. 2010; 47: 5-14.

16. Kellner KF, Smith AD, Royle JA, Kéry M, Belant JL, Chandler RB. The unmarked R package: Twelve years of advances in occurrence and abundance modelling in ecology. Methods Ecol Evol. 2023; 14: 1408-1415.

17. Laake JL, Borchers DL, Thomas L, Miller DL, Bishop JRB. mrds: Mark-Recapture Distance Sampling. R package version 228; 2022.

18. McDonald T, Carlisle J, McDonald A, Nielson R, Augustine B, Griswald J et al. Rdistance: Distance Sampling Analyses. R package version 213 2019. [acesso em: 20 mar 2023]. Disponível em: https://cran.r-project.org/src/contrib/Archive/Rdistance/ .

19. Miller DL, Rexstad E, Thomas L, Laake JL, Marshall L. Distance sampling in R. J Stat Softw. 2019; 89: 1-28.

20. Buckland S, Anderson D, Burnham K, Laake J, Borchers D, Thomas L. Advanced distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press: Oxford; 2004.

21. Buckland ST, Rexstad EA, Marques TA, Oedekoven CS. Methods in statistical ecology distance sampling: methods and applications. Springer International Publishing Switezrland: New York; 2015. Disponível em: http://www.springer.com/series/10235.

22. Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press: United Kingdom; 2001.

23. Marques FFC, Buckland ST. Incorporating covariates into standard line transect analyses. Biometrics. 2003; 59: 924-935.

24. Marques TA, Thomas L, Fancy SG, Buckland ST. Improving estimates of bird density using multiple-covariate distance sampling. Auk. 2007; 124: 1229-1243.

25. Buckland ST, Plumptre AJ, Thomas L, Rexstad EA. Line transect sampling of primates: can animal-to-observer distance methods work? Int J Primatol. 2010; 31: 485-499.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Non-volant mammals of Jaru Biological Reserve, Rondônia, Amazon, Brazil

Luan Gabriel Araujo Goebel[1,2]*
https://orcid.org/0000-0002-1320-2184
* Contato principal

Gabriela Rodrigues Longo[3]
https://orcid.org/0000-0003-4544-437X

Ravena Fernanda Braga de Mendonça[4]
https://orcid.org/0000-0001-5681-8790

Juliano André Bogoni[1]
https://orcid.org/0000-0002-8541-0556

Manoel dos Santos-Filho[1]
https://orcid.org/0000-0002-9784-7114

Marcela Alvares Oliveira[5]
https://orcid.org/0000-0002-4129-993X

[1] Universidade do Estado de Mato Grosso/UNEMAT, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Brasil. <lg.araujogoebel@gmail.com, bogoni.ja@gmail.com, msantosfilho@gmail.com>.

[2] Universidade Federal do Pará/UFPA, Laboratório de Ecologia e Zoologia de Vertebrados, Programa de Ecologia, Brasil. <lg.araujogoebel@gmail.com>.

[3] Instituto de Conservação de Animais Silvestres/ICAS, Brasil. <gabriela.longo28@hotmail.com>.

[4] Universidade Federal de Mato Grosso/UFMT, Brasil. <ravena.fernanda27@gmail.com>.

[5] Universidade Federal de Rondônia/UNIR, Brasil. <marcela.mugrabe@gmail.com>.

Recebido em 26/01/2024 – Aceito em 23/06/2025

Como citar:

Goebel LGA, Longo GR, Mendonça FRB, Bogoni JA, Santos-Filho M, Oliveira MA. Non-volant mammals of Jaru Biological Reserve, Rondônia, Amazon, Brazil. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 102-113. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2523

Keywords: Mastofauna; line transect; camera trap; Programa Monitora; biodiversity; Amazon rainforest.

ABSTRACT – The Amazon is recognized as the largest tropical forest worldwide, being the most biodiverse wildland. However, in several regions of this biome, there are gaps in knowledge about the geographic distribution of the species, described as a Wallacean shortfall. Here, we describe gathered data on the occurrence of mammals recorded in the Amazonian Jaru Biological Reserve, Rondônia, Brazil. Our data is based on the combination of two methodologies over a six-year period, from 2016 to 2022, amounting to 490 km of line-transect censuses and 270 days of camera-trap. The study reveals the significant importance of the reserve, harboring 43 taxa of non-flying mammals, representing over 20% of the species recorded for the state of Rondônia. We highlight the presence of endangered species and emphasize the relevance of the Jaru Biological Reserve as a crucial enclave for biodiversity conservation. Additionally, we discuss the complementarity of different sampling methodologies and address challenges and strategies for the ongoing biodiversity protection in the face of increasing anthropogenic pressures in this portion of the Amazon, which are causing significant reductions in diversity.

CC BY NC ND

Mamíferos não voadores da Reserva Biológica do Jaru, Rondônia, Amazônia, Brasil

Palavras-chave: Mastofauna; transecto linear; armadilha fotográfica; Programa Monitora; biodiversidade; floresta Amazônica.

RESUMO – A Amazônia é reconhecida como a maior floresta tropical do mundo, sendo a área selvagem com maior biodiversidade. No entanto, em várias regiões deste bioma, existem lacunas no conhecimento sobre a distribuição geográfica das espécies, descrita como lacuna Wallaceana. Aqui, descrevemos dados sobre a ocorrência de mamíferos registrados na Reserva Biológica Amazônica de Jaru, Rondônia, Brasil. Nossos dados são baseados na combinação de duas metodologias ao longo de um período de seis anos, de 2016 a 2022, totalizando 490 km de censos de transecto linear e 270 dias de armadilha fotográfica. O estudo revela a importância significativa da reserva, abrigando 43 táxons de mamíferos não voadores, representando mais de 20% das espécies registradas para estado de Rondônia. Destacamos a presença de espécies ameaçadas de extinção e enfatizamos a relevância da Reserva Biológica do Jaru como um enclave crucial para a conservação da biodiversidade. Além disso, discutimos a complementaridade de diferentes metodologias de amostragem e abordamos desafios e estratégias para a proteção contínua da biodiversidade diante das crescentes pressões antrópicas nessa porção da Amazônia, que estão causando reduções significativas na diversidade.

Mamíferos no voladores de la Reserva Biológica Jaru, Rondônia, Amazonas, Brasil

Palabras clave: Mastofauna; transecto lineal; cámara trampa; programa de monitoreo; biodiversidad; selva amazónica.

RESUMEN – La Amazonía es reconocida como el bosque tropical más grande del mundo, siendo la zona silvestre con mayor biodiversidad. Sin embargo, en varias regiones de este bioma, existen lagunas en el conocimiento sobre la distribución geográfica de las especies, conocidas como la brecha de Wallace. Aquí describimos datos sobre la presencia de mamíferos registrados en la Reserva Biológica Amazónica Jaru, Rondônia, Brasil. Nuestros datos se basan en una combinación de dos metodologías durante un período de seis años, de 2016 a 2022, con un total de 490 km de censos de transectos lineales y 270 días de trampas cámaras. El estudio revela la importante importancia de la reserva, que alberga 43 taxones de mamíferos no voladores, que representan más del 20% de las especies registradas para el estado de Rondônia. Destacamos la presencia de especies en peligro de extinción y enfatizamos la relevancia de la Reserva Biológica Jaru como un enclave crucial para la conservación de la biodiversidad. Además, discutimos la complementariedad de diferentes metodologías de muestreo y abordamos desafíos y estrategias para la protección continua de la biodiversidad ante la creciente presión antropogénica en esta región de la Amazonía, que está causando reducciones significativas en la diversidad.

Introduction

The Amazon is recognized as the largest expanse of tropical forest globally and one of the most biodiverse [1]. Furthermore, it plays a pivotal role in maintaining global balance, with the capacity to sequester approximately 20% of the total carbon found in forests worldwide [2]. Its extension in Brazil encompasses approximately 49.5% of the entire national territory, spanning the states of Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins, and Mato Grosso [3].

Over the past five decades, a considerable portion of the original configuration of this forest has been modified due to elevated deforestation rates [4]. Various other chronic anthropogenic impacts,

such as habitat loss, overhunting, and forest fires, also pose threats to this tropical forest, affecting ecosystem processes and services [5][6]. Protected areas have been established as a mechanism to slow down biodiversity loss and the decline of ecological functions [7][8]. Historically, the state of Rondônia, situated within the Amazon, implemented the Rondônia Agricultural and Forestry Plan (Planafloro) in 1990, contributing to the creation of protected areas in its territory [9]. However, the effectiveness of a protected area relies on its legal status, as well as management and enforcement actions [10].

With the aim of generating qualified information about the biodiversity of protected areas, particularly conservation units (CUs), the Monitoring Program (Programa Monitora) was established. This program was instituted by Normative Instruction ICMBio n. 3/2017 and reformulated by Normative Instruction ICMBio n. 2/2022. Currently, over 100 CUs across different biomes in Brazil are included in the program. The program employs a standardized, cost-effective, and operationally efficient protocol, emphasizing the involvement of local stakeholders and facilitating the sharing of analyses and collective interpretation of results. One of the primaries focuses of the Monitora Program is the assessment of medium and large-sized mammalian fauna. Among the animal species, mammals play a crucial role as umbrella species in conservation, encompassing various taxonomic groups [11]. They are essential components for ecosystem functioning, contributing to herbivory, seed dispersal, predation on seeds, vertebrates, and invertebrates [12]. Additionally, they are identified as key elements in the carbon and nitrogen cycles [13][14].

In Rondônia, studies have identified the occurrence of 185 mammal species, with research conducted across the three hydrographic basins (Madeira, Mamoré, and Guaporé) [15][16]. Despite the growing empirical evidence, Linnean gaps (unknown species) and Wallacean gaps (unknown distributions and extinctions) persist in the region [17][18]. Concerning conservation units within this Northern Brazilian state, information regarding mammal species richness published in articles is absent, limited to grey literature, and constrained to their management plans, which are not available for all areas. The current state of knowledge about the mammalian fauna in the state has been primarily concentrated on surveys conducted on private properties [19][20][21]. Recent studies in Rondônia indicate that the distribution patterns of mammals are not yet fully elucidated, with continual expansions of distribution [22][23][24][25], the description of new species [26][27], and concentrated inventories with significant gaps in research [28][29][18]. Therefore, inventories are essential to contribute to our understanding of the distribution of the state's mammalian fauna.

The objective of this study is to compile and integrate data on the occurrence of mammals recorded in the Jaru Biological Reserve (REBIO Jaru) in Rondônia, Brazil. In addition, we conducted an assessment of the relevance of REBIO Jaru in the conservation of the primate *Mico nigriceps*, a species that is almost threatened with global extinction [41]. The analysis will focus on assessing their significance in the context of biodiversity conservation in the region and associated ecosystems. The aim is to aggregate information to support the development of strategies for the conservation of species in the area, particularly addressing extinction threats.

Material and Methods

The study was conducted in the REBIO Jaru, located in the municipality of Ji-Paraná, Rondônia, Brazil (Figure 1). This Federal Full Protection Reserve was established by Decree n. 83,716 on July 11, 1979. REBIO Jaru covers an area of 346,864.20 ha, preserving the virtually untouched Amazon biome. The reserve exhibits various phytophysiognomies, including open forest, Cerrado patches, rocky formations, and lacustrine areas [30]. The prevailing climate is classified as tropical rainforest, characterized as megathermal Aw, with two well-defined seasons: a dry season from May to October and a rainy season from November to April, with an annual precipitation of approximately 1,962 mm and an average annual temperature of 26°C [31]. The Ji-Paraná or Machado River extends along its Northeast and Southwest boundaries, while to the South, REBIO Jaru shares a border with the Indigenous Land Igarapé Lourdes.

CC BY NC ND

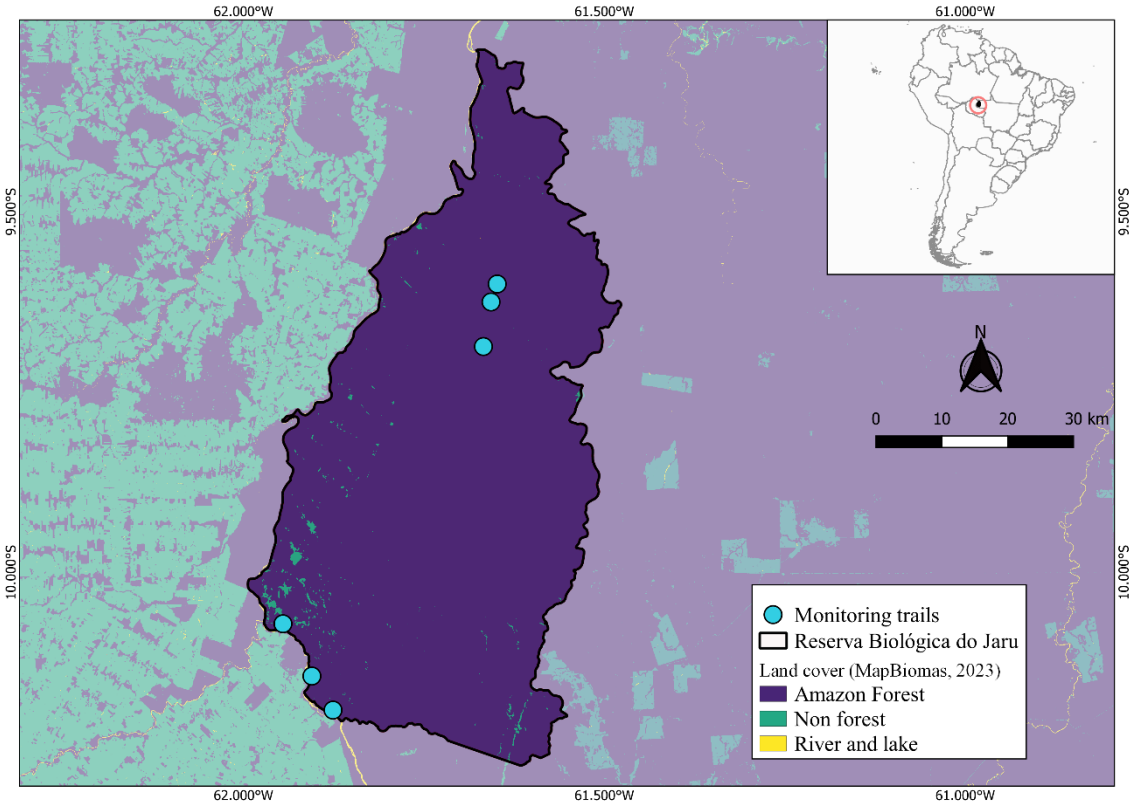


Figure 1 – Location of the Jaru Biological Reserve, Rondônia, Amazon, Brazil. The blue circles indicate the trails monitored to detect mammal species.

According to the management plan for REBIO Jaru, the presence of 31 mammal taxa is documented, including felids such as *Panthera onca*, *Puma concolor*, and *Leopardus pardalis*. Additionally, the plan highlights other species with varying degrees of threat and extinction risk, such as *Priodontes maximus*, *Pteronura brasiliensis*, and *Myrmecophaga tridactyla* [30]. However, the management plan does not present a consolidated list of all species occurring within the protected area's boundaries. The principal threats to REBIO Jaru include deforestation and habitat fragmentation in its surroundings, water pollution, the establishment of hydroelectric plants in the region, the presence of exotic species in its vicinity, hunting and predatory fishing, as well as mineral exploitation [30].

We conducted species monitoring over a six-year period (from 2016 to 2022) along six existing trails within the protected area, ranging from 1 to 5 km in length. Between 2016 and 2021, samplings were carried out by the National Biodiversity Monitoring Program (Programa Monitora) using the line-transect censuses [32]. In this method, two researchers traversed the trail during two distinct periods: from 06:00 to 11:00 hours and from 13:00 to 18:00 hours. A total of 98 sampling days were obtained on 5 km trails within REBIO Jaru, amounting to 490 km of line-transect censuses. As a complementary methodology, in June 2022, we installed nine camera traps (Bushnell low glow, 24 MP) along three trails, baited with salt to enhance mammal species detection. These were positioned approximately 50 cm above the ground, configured to record 10-second videos with a 5-second interval between detections. All cameras were placed at a minimum distance of 500 m from each other [33]. The camera traps were active for 30 days, totaling 270 camera-trap nights.

For the current study, we adhered to the nomenclature proposed by [34], except for the genus *Plecturocebus*, for which we followed [35], *Leontocebus* as per [36], and *Passalites* as recently validated by [37]. To determine the species of *Dasyprocta* present in the area, we followed the distribution proposed by [38]. For the species within the genus *Dasypus*, we followed the taxonomic revision proposed by [39] and considered morphological aspects described by [40]. To assess the extinction threat level for each species, we referred to the IUCN

CC BY NC ND

Red List of Threatened Species version 2025-1 [41] and the Biodiversity Extinction Risk Assessment System, known as SALVE (Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade) [42].

To quantify the role of the REBIO Jaru as a habitat of high biological diversity, we analyzed the proportion of documented species within the protected area in relation to the faunistic richness observed across the entire territory of the state of Rondônia. This assessment was based on information provided by the Biodiversity Conservation State Assessment System [42]. Additionally, we calculated the proportion of the protected area (346,729 ha) in relation to the total extent of the state of Rondônia (23,764,602.00 ha), considering specific habitat categories of Natural Areas (14,657,233 ha) and Forest Formation (13,829. 956 ha) based on information provided free of charge by the MapBiomas Initiative [43]. Furthermore, we conducted an assessment of the relevance of REBIO Jaru in the conservation of the species *Mico nigriceps*, whose geographical distribution spans an area of 6,560,166 ha, according to the geographic range provided by the Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros [44].

Results

We sampled 44 non-volant mammal taxa, covering eight orders and 18 families (Table 1), representing 24.44% of the 180 described non-volant mammal species in the state of Rondônia. The most recorded orders were Carnivora (N = 13), Primates (N = 10), and Rodentia (N = 5). Concerning the 18 families, the number of detected species was distributed relatively evenly, however, Felidae stood out as the most expressive.

We recorded eleven species classified as threatened with extinction according to the Biodiversity Extinction Risk Assessment System [42] and nine globally threatened species according to the IUCN Red List [41]. A total of three species had insufficient data according to both national and global lists (Table 1).

Table 1 – List of mammal species recorded in the Jaru Biological Reserve, located in the municipality of Ji-Paraná, Rondônia, Brazil, and their respective conservation status according to the Biodiversity Extinction Risk Assessment System [42] and the International Union for Conservation of Nature Red List [41]. Abbreviations: DD = data deficient; EN = endangered; LC = least concern; NT = near threatened; VU = vulnerable.

Taxa	Popular name	Method	Threat status	
			ICMBio (2025)	IUCN (2025)
Didelphimorphia				
Didelphidae				
Didelphis marsupialis Linnaeus, 1758	Opossum	Cam trap	LC	LC
Marmosa sp. Gray, 1821	Opossum	Cam trap	-	-
Metachirus nudicaudatus (É. Geoffroy St.-Hilaire, 1803)	Opossum	Cam trap	LC	LC
Cingulata				
Dasypodidae				
Dasypus (Dasypus) novemcinctus Linnaeus, 1758	Nine-banded Armadillo	Cam trap	LC	LC
Dasypus (Hyperoambon) beniensis Lönnberg, 1942	Greater Long-nosed Armadillo	Cam trap	LC	-
Chlamyphoridae				
Cabassous unicinctus (Linnaeus, 1758)	Southern Naked-Tailed Armadillo	Line-transect	LC	LC
Priodontes maximus (Kerr, 1792)	Giant Armadillo	Cam trap	VU	VU

Pilosa				
Megalonychidae				
Choloepus sp. (Linnaeus, 1758)	Two-toed Sloth	Line-transect	-	-
Myrmecophagidae				
Myrmecophaga tridactyla Linnaeus, 1758	Giant Anteater	Line-transect	VU	VU
Tamandua tetradactyla (Linnaeus, 1758)	Southern Tamandua	Line-transect/Cam trap	LC	LC
Primates				
Atelidae				
Alouatta puruensis Lönnberg, 1941	Purús Red Howler Monkey	Line-transect	-	VU
Ateles chamek (Humboldt, 1812)	Black-faced Black Spider Monkey	Line-transect	VU	EN
Lagothrix lagotrhicha cana (Humboldt, 1812)	Common Woolly Monkey	Line-transect	-	EN
Cebidae				
Aotus nigriceps Dollman, 1909	Black-headed Night Monkey	Line-transect	LC	LC
Mico nigriceps (Ferrari & Lopes, 1992)	Black-headed Marmoset	Line-transect	LC	NT
Saimiri ustus (I. Geoffroy St.-Hilaire, 1843)	Golden-backed Squirrel Monkey	Line-transect	LC	NT
Sapajus apella (Linnaeus, 1758)	Black-capped Capuchin	Line-transect	LC	LC
Pitheciidae				
Chiropotes albinasus (I. Geoffroy St.-Hilaire & Deville, 1848)	White-nosed Saki	Line-transect	LC	VU
Pithecia irrorata Gray, 1842	Gray's Bald-faced Saki	Line-transect	LC	DD
Plecturocebus bernhardi M. Roomalen, T. Roosmalen & Mittermeier, 2002	Prince Bernhard's Titi Monkey	Line-transect	LC	LC
Rodentia				
Caviidae				
Hydrochoerus hydrochaeris Linnaeus, 1766	Capybara	Cam trap	LC	LC
Cuniculidae				
Cuniculus paca Linnaeus, 1766	Paca	Cam trap	LC	LC
Dasyproctidae				
Dasyprocta variegata Tschudi, 1845	Agouti	Line-transect/ Cam trap	-	DD
Erethizontidae				
Coendou (Coendou) longicaudatus Daudin, 1802	Porcupine	Line-transect	LC	-
Sciuridae				
Hadrosciurus spadiceus (Olfers, 1818)	Squirrel	Line-transect	LC	LC

Carnivora				
Canidae				
Atelocynus microtis (Sclater, 1883)	Short-eared Dog	Line-transect/ Cam trap	VU	NT
Cerdocyon thous (Linnaeus, 1766)	Crab-eating Fox	Line-transect	LC	LC
Speothos venaticus (Lund, 1842)	Bush Dog	Line-transect	VU	NT
Mustelidae				
Eira barbara (Linnaeus, 1758)	Tayra	Line-transect	LC	LC
Lontra longicaudis (Olfers, 1818)	Neotropical Otter	Line-transect	LC	NT
Pteronura brasiliensis (Zimmermann, 1780)	Giant Otter	Line-transect	VU	EN
Procyonidae				
Nasua nasua (Linnaeus, 1766)	South American Coati	Line-transect	LC	LC
Procyon cancrivorus Cuvier, 1798	Crab-eating Raccoon	Line-transect/ Cam trap	LC	LC
Felidae				
Herpailurus yagouaroundi (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	Jaguarundi	Line-transect	VU	LC
Leopardus pardalis (Linnaeus, 1758)	Ocelot	Cam trap	LC	LC
Leopardus wiedii (Schinz, 1821)	Margay	Line-transect	VU	NT
Puma concolor (Linnaeus, 1771)	Puma	Cam trap	NT	LC
Panthera onca (Linnaeus, 1758)	Jaguar	Line-transect/ Cam trap	VU	NT
Perissodactyla				
Tapiriidae				
Tapirus terrestris (Linnaeus, 1758)	Tapir	Line-transect/ Cam trap	VU	VU
Cetartiodactyla				
Cervidae				
Mazama americana (Erxleben, 1777)	Red Brocket	Cam trap	DD	DD
Passalites nemorivagus (Cuvier, 1817)	Amazonian Brown Brocket	Cam trap	DD	LC
Tayassuidae				
Dicotyles tajacu (Linnaeus, 1758)	Collared Peccary	Line-transect/ Cam trap	LC	LC
Tayassu pecari (Link, 1795)	White-lipped Peccary	Line-transect/ Cam trap	VU	VU

We observed that 23 species (53.48%) were exclusively detected using the line-transect censuses (Figure 2), twelve species (27.90%) only through camera traps (Figure 3), and eight species (18.60%) using both methodologies. The REBIO Jaru accounts for 1.45% of the territory of the state of Rondônia. This protected area represents 2.36% of Natural Areas habitats and 2.50% of Forest Formation in the state of Rondônia. Additionally, we identified that the reserve encompasses 5.28% of the occurrence area of the primate species *Mico nigriceps*.



Figure 2 – Some primates' species recorded in current study by line-transect censuses: A = *Pithecia irrorata* Gray, 1842; B = *Chiropotes albinasus* (I. Geoffroy St.-Hilaire & Deville, 1848); C = *Ateles chamek* (Humboldt, 1812); D = *Lagothrix lagotricha cana* (Humboldt, 1812); E = *Plecturocebus bernhardi* M. Roomalen, T. Roosmalen & Mittermeier, 2002; F= *Alouatta seniculus puruensis* Lönnberg, 1941.



Figure 3 – Some mammal species recorded during camera trap sampling: A = *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758); B = *Dicotyles tajacu* (Linnaeus, 1758); C = *Dasyprocta variegata* Tschudi, 1845; D = *Cuniculus paca* Linnaeus, 1766; E = *Panthera onca* (Linnaeus, 1758); F = *Atelocynus microtis* (Sclater, 1883).

CC BY NC ND

Discussion

With 43 mammal taxa, this study highlights the significance of the REBIO Jaru as a crucial enclave for the conservation of non-volant mammal biodiversity. The protected area harbors over one-fifth of the mammal species recorded for the state of Rondônia. The high diversity in REBIO Jaru may be explained by its proximity to other protected areas, such as the Igarapé Lourdes Indigenous Land, which borders it to the south. Eleven species were classified as endangered by the Brazilian Red List [42], and eight globally threatened species [41] were documented. Among these species, we emphasize the notable role of REBIO Jaru in the conservation of *M. nigriceps*, considering that the protected area is one of the few existing within the geographical distribution of this Amazonian primate [23]. Rare and elusive species were also recorded, such as *Atelocynus microtis*, one of the least studied canid species globally [45].

The diverse distribution of species among different orders and families demonstrates the complexity of ecological niches within the REBIO Jaru. The prevalence of well-represented orders, such as Carnivora, Primates, and Rodentia, suggests a wide variety of behaviours and ecological functions. In general, protected areas with lower anthropogenic pressures maintain more diverse mammal assemblages, while unprotected areas tend to be depauperate and defaunated [12], as is the case with REBIO Jaru [16]. In this portion of the Amazon, vertebrate diversity has been reduced due to the combined effects of landscape and habitat variables, while REBIO Jaru acts as an important remnant [16]. Large mammals, especially carnivores, require extensive areas to seek prey [46]. The availability of prey, such as rodents and Tayassuidae, plays a crucial role in the ecology of top predator chains [47], potentially reducing the likelihood of predation on livestock near the protected area [48]. Larger remnants exhibit more complex interaction networks and retain greater functionality than smaller fragments [49]. Therefore, they are crucial for maintaining ecosystem health, preventing the collapse of essential ecological processes such as herbivory, seed dispersal, and predation [50][51][52].

The use of different sampling methodologies has revealed valuable insights into the occurrence of mammal species in a significant remnant. Monitoring projects, such as the Program Monitora, provide useful information to address these biogeographic sampling gaps [54]. The exclusive detection of many species by different methodologies (Table 1) underscores the importance of methodological complementarity in tropical forests, aiming for a more comprehensive understanding of the non-volant mammal community in the protected area. Primate species were exclusively detected using the line-transect censuses, which is expected as this method is efficient in detecting this group but may also occasionally provide data on terrestrial species [16][55][33]. In contrast, camera traps provided detections of terrestrial species rarely observed during on-foot surveys along line-transect census, such as felids [56]. Thus, the combination of these methods represents potential tools to enhance our knowledge of species and promote biodiversity conservation goals (e.g., [16][33][57]).

In the context of biodiversity conservation, the results also underscore the importance of REBIO Jaru in relation to its relative size compared to the state of Rondônia and its contribution to the protection of Natural Habitats and Forest Formation areas. A growing body of evidence has demonstrated high rates of biological depletion in Amazonian regions [5][16], triggering detrimental effects on ecosystem functioning [50]. In this regard, based on this extensive dataset of mammal assemblages, we highlight the value of REBIO Jaru in harbouring high levels of species, especially carnivores and ungulates, which have historically faced extinction [58]. However, challenges persist in ensuring species protection and preventing the collapse of ecological processes in the face of chronic anthropogenic impacts [54]. Greater efforts should be directed toward biodiversity monitoring using diverse methodologies to investigate new biological processes. Additionally, effective control of illegal anthropogenic activities (such as fires and deforestation), observable through satellite imagery, is crucial to prevent biodiversity impoverishment and improve conservation prospects.

Conclusion

The REBIO Jaru plays a crucial role in mammal conservation in Rondônia, harbouring approximately one-third of the species described for the state. This protected area stands out as a vital refuge for the preservation of Amazonian mammals in the face of increasing anthropogenic pressures in its surrounding areas. The high species richness recorded highlights this area as a priority for the conservation species, especially medium and large mammals. We recommend the continuation of monitoring and ecological studies to unveil more substantial information about the area's effectiveness and its importance in a macroecological

context, involving the landscape as a modulator of occurrence. Through the efforts revealed in this study, we have revealed information that can support more effective conservation strategies aimed at protecting biodiversity, especially those threatened with extinction.

Acknowledgments

LGAG, GRL, RFBM, and MAO were supported by a grant from the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, Brazil (CAPES). LGAG received a postdoctoral scholarship from the Brazil-Norway Biodiversity Research Consortium (BRC). We thank the professionals involved in collecting biological information from the REBIO Jaru. We thank the Programa de Desenvolvimento da Pós-Graduação na Amazônia Legal (PDPG – Amazônia Legal) for funding data collection in 2022, which provided additional information. We are immensely grateful to the Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros (CPB/ICMBio) for providing the necessary information to carry out this work.

References

1. Daru BH, le Roux PC, Gopalraj J, Park DS, Holt BG, Greve M. Spatial overlaps between the global protected areas network and terrestrial hotspots of evolutionary diversity. Global Ecology and Biogeography. 2019; 28(6): 757-766.

2. Baccini AGSJ, Goetz SJ, Walker WS, Laporte NT, Sun M, Sulla-Menashe D et al. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon density maps. Nature Climage Change. 2012; 2(3): 182-185.

3. Instituto de Geografia e Estatística – IBGE. IBGE lança mapa inédito de Biomas e Sistema Costeiro-Marinho 2019 [cited 2023 Sep 8]. Available in: https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/pt/agencia-press-room/2185-news-agency/releases-pt/25812-ibge-lanca-mapa-inedito-de-biomas-e-sistema -costeiro-marinho-2

4. Montibeller B, Kmoch A, Virro H, Mander Ü, Uuemaa E et al. Increasing fragmentation of forest cover in Brazil's Legal Amazon from 2001 to 2017. Scientific reports. 2020; 10(1): 5803.

5. Bogoni JA, Peres CA, Ferraz KM. Extent, intensity, and drivers of mammal defaunation: a continental-scale analysis across the Neotropics. Scientific reports. 2020; 10(1): 14750.

6. Silveira MV, Silva-Junior CH, Anderson LO, Aragão LE. Amazon fires in the 21st century: The year of 2020 in evidence. Global Ecology and Biogeography. 2022; 31(10): 2026-2040.

7. Gray CL, Hill SLL, Newbold T, Hudson LN, Börger L, Contu S, Hoskins AJ, Ferrier S, Purvis A, Scharlemann JPW. Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. Nature Communications. 2016; 7(1): 12306.

8. Godet L, Devictor V. What conservation does. Trends in ecology & evolution. 2018; 33(10): 720-730.

9. Pedlowski M, Dale V, Matricardi E. A criação de áreas protegidas e os limites da conservação ambiental em Rondônia. Ambiente & sociedade. 1999; 5: 93-107.

10. Lindsey PA, Petracca LS, Funston PJ, Bauer H, Dickman A, Everatt K et al. The performance of African protected areas for lions and their prey. Biological Conservation. 2017; 209: 137-149.

11. Jenkins CN, Pimm SL, Joppa LN. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. Proceedings of the National Academy of Sciences. 2013; 110(28): E2602-E2610.

12. Magioli M, Ferraz KMPMB, Chiarello AG, Galetti M, Setz EZF, Paglia AP, Abrego N, Ribeiro MC, Ovaskainen O. Land-use changes lead to functional loss of terrestrial mammals in a Neotropical rainforest. Perspectives in Ecology and Conservation. 2021; 19(2): 161-170.

13. Sobral M, Silvius KM, Overman H, Oliveira LFB, Raab TK, Fragoso JMV. Mammal diversity influences the carbon cycle through trophic interactions in the Amazon. Nature Ecology & Evolution. 2017; 1(11): 1670–1676.

14. Villar N, Paz C, Zipparro V, Nazareth S, Bulascoschi L, Bakker ES, Galetti M. Frugivory underpins the nitrogen cycle. Functional Ecology. 2021; 35(2): 357-368.

15. Andriolo A, de Almeida Silveira MÁP, Costa Doria CR. Biodiversidade faunística de Rondônia: o perfil da produção científica. Revista de Administração e Negócios da Amazônia. 2021; 13(3): 198-212.

16. Goebel LGA, Bogoni JA, Longo GR, Palmeirim AF, Fermiano EC, Silva DJ, Ignácio ARA, Santos-Filho M. Multi-faceted decline of vertebrate diversity in an endemism zone of the Brazilian Amazon. Journal for Nature Conservation. 2025; 126842.

17. Bogoni JA, Peres CA, Ferraz KM. Medium-to large-bodied mammal surveys across the Neotropics are heavily biased against the most faunally intact assemblages. Mammal Review. 2022; 52(2): 221-235.

18. Antunes AC, Montanarin A, Gräbin DM, Monteiro ECS, Pinho FF, Alvarenga GC et al. AMAZONIA CAMTRAP: A data set of mammal, bird, and reptile species recorded with camera traps in the Amazon forest. Ecology. 2022; 103(9): e3738.

19. Ferronato ML, Bonavigo PH, Messias MR, Silva NMO. Manejo florestal sustentável e a mastofauna amazônica: o caso da fazenda Manoa, Rondônia, Brasil. Revista Brasileira de Ciências da Amazônia. 2018; 7(2): 9-18.

20. Medeiro AZ, Araújo LS, Oliveira MA. Riqueza de mamíferos de médio e grande porte em Área de Preservação Permanente do distrito de Jaci Paraná, Rondônia. Revista Brasileira de Ciências da Amazônia. 2019; 8(2): 1-8.

21. Silva FG, Gondim TMS, Borges LHM, Oliveira MA. Medium and large-sized mammals in a remnant forest in the state of Rondônia, Brazil. Mammalogy Notes. 2021; 7(2): 259-259.

22. Silva-Diogo O, Goebel LGA, Sousa MRD, Gusmão AC, Costa TMD, Jesus ADS, Cavalcante T. Expansão da área de ocorrência do lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus* (Carnivora, Canidae) no bioma Amazônico. Oecologia Australis. 2020; 24(4): 937.

23. Gusmão AC, Evangelista-Vale JC, Pires-Oliveira JC, Barnett AA, Da Silva OD. New records and modelling the impacts of climate change on the black-tailed marmosets. PLOS ONE. 2021; 16(9): e0256270.

24. Pommer-Barbosa RAP, Oliveira MA. New records and range extension of *Euphractus sexcinctus* (Linnaeus, 1758) (Cingulata, Chlamyphoridae) in Rondônia state, Brazil. Check List. 2022; 18(2): 265-268.

25. Ferreira DSD, Oliveira MA, Goebel LGA, Andriolo A, Pommer-Barbosa RA, Mattos FDS, Barnett AA. Records of Crab-eating fox *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) (Carnivora, Canidae) in Rondônia, Brazil. Mammalia. 2023; 87(6): 577-582.

26. Gusmão AC, Messias MR, Carneiro JC, Schneider H, Alencar TB, Calouro AM. A new species of titi monkey, *Plecturocebus* Byrne et al. 2016 (Primates, Pitheciidae), from southwestern Amazonia, Brazil. Primate Conservation. 2019; 33: 1-15.

27. Saldanha J, Semedo TBF, Mendonça RFB, Lima-Silva LG, Messias MR, Sampaio I, Brandão MV, Rossi RV. Unveiling hidden diversity of *Oecomys* (Rodentia: Cricetidae) from Brazilian Central Amazonia: description of a new species and new lineages. Systematics and Biodiversity. 2023; 21(1): 1-15.

28. Santos PM, Bocchiglieri A, Chiarello AG, Paglia AP, Moreira A, de Souza AC et al. Neotropical xenarthrans: a data set of occurrence of xenarthran species in the Neotropics. Ecology. 2019; 100(2): e02663.

29. Nagy-Reis M, Oshima JEDF, Kanda CZ, Palmeira FBL, de Melo FR, Morato RG et al. Neotropical carnivores: a data set on carnivore distribution in the Neotropics. Ecology. 2020; 101(1): e02961.

30. Brazil. Reserva Biológica do Jaru. Ministério do Meio Ambiente. Brasília; 2010. 90 p.

31. Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, De Moraes G, Leonardo J, Sparovek G. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift. 2014; 22(6): 711-728.

32. Peres CA. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. Neotropical Primates. 1999; 7(1): 11-16.

33. Benchimol M, Peres CA. Predicting local extinctions of Amazonian vertebrates in forest islands created by a mega dam. Biological Conservation. 2015; 187: 61-72.

34. Abreu-Jr EF, Costa GC, Peres CA, Lima AP et al. Lista de mamíferos do Brasil 2023. Comitê de Taxonomia da Sociedade Brasileira de Mastozoologia (CT-SBMz); 2023. Available in: https://zenodo.org/records/10428436.

35. Byrne H, Rylands AB, Carneiro JC, Alfaro JWL, Bertuol F, Da Silva MN et al. Phylogenetic relationships of the New World titi monkeys (Callicebus): first appraisal of taxonomy based on molecular evidence. Frontiers in zoology. 2016; 13: 1-26.

36. Rylands AB, Heymann EW, Lynch Alfaro J, Buckner JC, Roos C, Matauschek C, Boubli JP, Sampaio RS, Mittermeier RA. Taxonomic review of the new world tamarins (primates: Callitrichidae). Zoological Journal of the Linnean Society. 2016; 177(4): 1003-1028.

37. Morales-Donoso JA, Vacari GQ, Bernegossi AM, Sandoval EDP, Peres PHF, Galindo DJ, de Thoisy B, Vozdova M, Kubickova S, Barbanti Duarte JM. Revalidation of *Passalites* Gloger, 1841 for the Amazon brown brocket deer *P. nemorivagus* (Cuvier, 1817) (Mammalia, Artiodactyla, Cervidae). ZooKeys. 2023; 1167: 241-264.

38. Teta P, Reyes-Amaya N. Uncovering species boundaries through qualitative and quantitative morphology in the genus *Dasyprocta* (Rodentia, Caviomorpha), with emphasis in *D. punctata* and *D. variegata*. Journal of Mammalogy. 2021; 102(6): 1548-1563.

39. Feijó A, Cordeiro-Estrela P. Taxonomic revision of the *Dasypus kappleri* complex, with revalidations of *Dasypus pastasae* (Thomas, 1901) and *Dasypus beniensis* Lönnberg, 1942 (Cingulata, Dasypodidae). *Zootaxa*. 2019; 4170(2): 271-297.

40. Aya-Cuero CA, Mosquera-Guerra F, Castillo C, Esquivel DA, Rojano C, Feijó A. Ecological aspects of *Dasypus pastasae* in the Colombian Altillanura, with comments on activity patterns and its identification via camera traps. Mastozoología Neotropical. 2021; 28(2).

41. IUCN - International Union for Conservation of Nature. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2025-1. [cited in 2025 Apr 28]. Available in: https://www.iucnredlist.org.

42. ICMBio. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE. 2025 [Accessed on 12 October 2025]. Available in: https://salve.icmbio.gov.br/.

43. Projeto MapBiomas. Coleção [7.1] da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil. [Accessed on 22 August 2023]. Available in: https://mapbiomas.org/.

44. PRIMAP - Banco de Dados Geográficos ICMBio/CPB. 2022. [Accessed on 22 August 2023]. Available in: https://www.icmbio.gov.br/portal/.

45. Rocha DG, Ferraz KMPMB, Gonçalves L, Tan CKW, Lemos FG, Ortiz C et al. Wild dogs at stake: deforestation threatens the only Amazon endemic canid, the short-eared dog (*Atelocynus microtis*). Royal Society Open Science. 2020; 7(4): 190717.

46. Mazzolli M, Hammer MLA. Qualidade de ambiente para a onça-pintada, puma e jaguatirica na Baía de Guaratuba, Estado do Paraná, utilizando os aplicativos Capture e Presence. Revista Biotemas. 2008; 21(2): 75-85.

47. Tirelli FP, Freitas TR, Michalski F, Percequillo AR, Eizirik E. Using reliable predator identification to investigate feeding habits of Neotropical carnivores (Mammalia, Carnivora) in a deforestation frontier of the Brazilian Amazon. *Mammalia*. 2019; 83(5): 415-427.

48. Martins R, Quadros J, Mazzolli M. Hábito alimentar e interferência antrópica na atividade de marcação territorial do *Puma concolor* e *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) e outros carnívoros na Estação Ecológica de Juréia-Itatins, São Paulo, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia. 2008; 25: 427-435.

49. Pires MM, Benchimol M, Cruz LR, Peres CA. Terrestrial food web complexity in Amazonian forests decays with habitat loss. Current Biology. 2023; 33(2): 389-396.

50. Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJ, Collen B. Defaunation in the Anthropocene. Science. 2014; 345(6195): 401-406.

51. Ceballos G, Ehrlich PR, Dirzo R. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. Proceedings of the National Academy of Sciences. 2017; 114(30): E6089-E6096.

52. Goebel LGA, Vitorino BD, Frota AVB, Santos-Filho M. Body mass determines the role of mammal species in a frugivore-large fruit interaction network in a Neotropical savanna. Journal of Tropical Ecology. 2023; 39: e12.

53. Bogoni JA, Peres CA, Ferraz KM. Medium-to large-bodied mammal surveys across the Neotropics are heavily biased against the most faunally intact assemblages. Mammal Review. 2022; 52(2): 221-235.

54. Reis YMS, Benchimol M. Effectiveness of community-based monitoring projects of terrestrial game fauna in the tropics: a global review. Perspectives in Ecology and Conservation. 2023; 21(2): 1-10.

55. Fragoso JM, Levi T, Oliveira LF, Luzar JB, Overman H, Read JM, Silvius KM. Line transect surveys underdetect terrestrial mammals: implications for the sustainability of subsistence hunting. *PLOS ONE*. 2016; 11(4): e0152659.

56. Ponce-Martins M, Lopes CKM, de Carvalho-Jr EAR, Castro FMR, de Paula MJ, Pezzuti JCB. Assessing the contribution of local experts in monitoring Neotropical vertebrates with camera traps, linear transects and track and sign surveys in the Amazon. Perspectives in Ecology and Conservation. 2022; 20(4): 1-9.

57. Mendes-Oliveira AC, Peres CA, Maués, PCRDA, Oliveira GL, Mineiro IG, de Maria SLS, Lima RC. Oil palm monoculture induces drastic erosion of an Amazonian forest mammal fauna. *PLOS ONE*. 2017; 12(11): e0187650.

58. Ripple WJ, Newsome TM, Wolf C, Dirzo R, Everatt KT, Galetti M et al. Collapse of the world's largest herbivores. Science advances. 2015; 1(4): e1400103.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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

Aplicação do protocolo avançado do Programa Monitora no monitoramento de plantas lenhosas em unidades de conservação do Cerrado

Matheus Santos Martins[1]*
https://orcid.org/0000-0003-1716-4354
* Contato principal

Washington Luis Oliveira[1]
https://orcid.org/0000-0002-4834-2910

Bruno Machado Teles Walter[1]
https://orcid.org/0000-0002-4196-9315

Luciano de Bem Bianchetti[1]
https://orcid.org/0009-0007-8278-5479

Marcelo Lima Reis[2]
https://orcid.org/0000-0002-8922-8030

Raffaella Gomes Nunes da Fonseca[3,4]
https://orcid.org/0009-0000-0348-5144

Marcelo Fragomeni Simon[1]
https://orcid.org/0000-0002-5732-1716

[1] Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Brasília/DF, Brasil. <matheus_martins28@hotmail.com, wluisoliveira@gmail.com, bruno.walter@embrapa.br, luciano.bianchetti@embrapa.br, marcelo.simon@embrapa.br>.

[2] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Coordenação de Monitoramento da Biodiversidade/COMOB, Brasília/DF, Brasil. <marcelomukira@gmail.com>.

[3] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, NGI Brasília - Contagem, Brasília/DF, Brasil. <raffaellagomesn@gmail.com>.

[4] Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, Brasília/DF, Brasil. <raffaellagomesn@gmail.com>.

Recebido em 02/02/2024 – Aceito em 22/04/2025

Como citar:

Martins MS, Oliveira WL, Walter BMT, Bianchetti LB, Reis ML, Fonseca RGN, Simon MF. Aplicação do protocolo avançado do Programa Monitora no monitoramento de plantas lenhosas em unidades de conservação do Cerrado. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(2): 114-137. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i2.2543

Palavras-chave: Dinâmica vegetacional; biomassa; diversidade; similaridade.

RESUMO – O bioma Cerrado é composto por um mosaico de vegetações influenciadas por diferentes condições ambientais e históricas. Aqui apresentamos os resultados de até nove anos de monitoramento das plantas lenhosas em cinco unidades de conservação (UCs): Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins/BA-TO, Parque Nacional de Brasília/DF, Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros/GO, Parque Nacional da Serra da Bodoquena/MS e Parque Nacional da Serra do Cipó/MG. Seguindo o protocolo do Programa Monitora, inventariamos sete unidades amostrais (quatro savanas e três florestas) em 2014, 2018 e 2023. Analisamos a similaridade florística entre áreas, bem como a dinâmica das vegetações e estimativas de biomassa. Houve baixa similaridade entre unidades amostrais localizadas em diferentes UCs, o que reflete a complexa heterogeneidade fisionômica e biogeográfica do Cerrado. As savanas apresentaram riqueza entre

41 e 59 espécies, diversidade entre 9,5 e 12,9 (alfa-Fisher) e biomassa entre 13,4 e 29,9 Mg/ha. Dentre as florestas, o Parque da Bodoquena (mata seca) apresentou os maiores valores de riqueza (61), diversidade (19,2) e biomassa (145,4), enquanto no Parque da Serra do Cipó (cerradão) a riqueza (27), diversidade (10,5) e biomassa (43,7) foram inferiores. Observou-se equilíbrio entre taxas de mortalidade e recrutamento, ou balanço favorável ao recrutamento, e manutenção ou incremento na biomassa. UCs submetidas a mais eventos de fogo apresentaram menores incrementos em número de indivíduos e biomassa. A continuidade e ampliação desse monitoramento auxiliará no desenvolvimento de estratégias para aprimorar o manejo e a avaliação da efetividade dessas UCs na conservação da diversidade vegetal do Cerrado.

Application of the advanced protocol of the Monitora Program for monitoring woody plants in Cerrado conservation units

Key-words: Vegetation dynamics; biomass; diversity; similarity.

ABSTRACT – The Cerrado biome is composed of a mosaic of vegetation types influenced by different environmental and historical factors. Here we present the results of up to nine years of monitoring woody plants in five Conservation Units (CUs): Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins/BA-TO, National Park of Brasília/DF, National Park of Chapada dos Veadeiros/GO, National Park of Serra da Bodoquena/MS and National Park of Serra do Cipó/MG. Following the Monitora Program protocol, we inventoried seven sampling units (four savannas and three forests) in 2014, 2018 and 2023. We analyzed floristic similarity between areas, as well as vegetation dynamics and biomass estimates. There was low similarity between sampling units located in different CUs, which reflects the complex physiognomic and biogeographic heterogeneity of the Cerrado. Savannas had richness between 41 and 59 species, diversity between 9.5 and 12.9 (alpha-Fisher) and biomass between 13.4 and 29.9 Mg/ha. Among forests, the Park of Bodoquena (dry forest) showed the highest values of richness (61), diversity (19.2) and biomass (145.4), while in the Park of Serra do Cipó (cerradão) richness (27), diversity (10.5) and biomass (43.7) were lower. There was a balance between mortality and recruitment rates, or a balance favoring recruitment, and maintenance or an increase in biomass. CUs subjected to more fire events showed smaller increases in the number of individuals and biomass. The continuity and expansion of this monitoring will help in the development of strategies to improve the management and evaluation of the effectiveness of these CUs in conserving Cerrado's plant diversity.

Aplicación del protocolo avanzado del Programa Monitora en lo monitoreo de plantas leñosas en unidades de conservación del Cerrado

Palabras clave: Dinámica vegetacional; biomasa; diversidad; semejanza.

RESUMEN – El bioma Cerrado está formado por un mosaico de vegetación influenciado por diferentes condiciones ambientales y históricas. Aquí presentamos los resultados de hasta nueve años de monitoreo de plantas leñosas en cinco Unidades de Conservación (UCs): Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins/BA-TO, Parque Nacional de Brasília/DF, Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros/GO, Parque Nacional da Serra da Bodoquena/MS y Parque Nacional da Serra do Cipó/MG. Siguiendo el protocolo del Programa Monitora, inventariamos siete unidades de muestreo (cuatro sabanas y tres bosques) en 2014, 2018 y 2023. Se analizó la similitud florística entre áreas, así como la dinámica de la vegetación y biomasa. Hubo baja similitud entre unidades de muestreo en diferentes UCs, reflejando la compleja heterogeneidad fisionómica y biogeográfica. Las sabanas presentaron riqueza entre 41-59 especies, diversidad entre 9,5-12,9 (alpha-Fisher) y biomasa entre 13,4-29,9 Mg/ha. Entre los

bosques, el Parque da Bodoquena (bosque seco) presentó los valores más altos de riqueza (61), diversidad (19,2) y biomasa (145,4), mientras que en el Parque da Serra do Cipó (cerradão) la riqueza (27), la diversidad (10,5) y la biomasa (43,7) fueron menores. Hubo un equilibrio entre las tasas de mortalidad y reclutamiento, o mayor reclutamiento, y mantenimiento o aumento de biomasa. UCs sometidas a más eventos de fuego mostraron menores incrementos en el número de individuos y biomasa. La continuidad y ampliación de este monitoreo ayudará en el desarrollo de estrategias para mejorar la gestión y evaluación de la efectividad de estas UCs en la conservación de la diversidad vegetal del Cerrado.

Introdução

O Cerrado, segundo maior bioma brasileiro, é reconhecido por abarcar uma biodiversidade peculiar e única, além de prover serviços ecológicos vitais como a produção de água para as principais bacias hidrográficas do país, bem como abrigar um rico conjunto de comunidades e povos tradicionais. Do ponto de vista dos ecossistemas e paisagens, o Cerrado possui elevada diversidade de formas e tipos de vegetação, reflexo de variações locais e regionais, de fatores como o clima, a origem geomorfológica, topografia, fertilidade e disponibilidade hídrica dos solos, e frequência de distúrbios como o fogo [1][2][3]. Apesar do predomínio das fisionomias abertas representadas por savanas e campos, a vegetação do bioma também contempla florestas úmidas ligadas aos cursos d'água, e florestas estacionais nos interflúvios, além de trechos de brejos e outras áreas úmidas, compondo, dessa forma, um mosaico de diferentes tipos de vegetação, cada qual com sua composição em espécies e estruturas próprias [1][4][5].

Em seus diferentes ambientes, o Cerrado possui rica flora lenhosa, que incorpora tanto elementos típicos e endêmicos do próprio Cerrado, quanto espécies compartilhadas com outros biomas, sobretudo com a Mata Atlântica e Amazônia [2][6][7], mas também com a Caatinga [8] e o Pantanal [9]. Em seus diversos ambientes, a flora lenhosa do Cerrado tem sido amplamente estudada e documentada quanto à composição em espécies e estrutura, distribuição geográfica, determinantes ambientais, e dinâmica da vegetação [10][11][12][13]. Além disso, o componente lenhoso tem sido utilizado como grupo-alvo para o direcionamento e priorização de esforços para conservação da biodiversidade, bem como para avaliação da efetividade das unidades de conservação (UCs) no Cerrado [14], embora o componente arbustivo-herbáceo seja igualmente importante e altamente diverso [15][16].

Um fator relevante que molda a vegetação do Cerrado é a ocorrência de fogo, um elemento natural [1][4][17] nas fitofisionomias savânicas e campestres, onde há elevado acúmulo de biomassa seca devido ao clima sazonal [18][19]. O fogo tem sido apontado como uma ameaça à vegetação e à biodiversidade, especialmente para os grupos de espécies e ambientes mais sensíveis a este elemento [20][21]. Por outro lado, estudos mais recentes têm revelado que a supressão total do fogo em áreas campestres e savânicas naturais pode levar a um adensamento de plantas lenhosas (*woody encroachment*), causando mudanças na composição em espécies e na estrutura da vegetação [22][23], com perda de biodiversidade [17][24][25]. O adensamento lenhoso favorece o estabelecimento e proliferação de espécies lenhosas menos tolerantes ao fogo, em detrimento de espécies herbáceas e arbustivas intolerantes ao sombreamento [26].

O entendimento dos processos dinâmicos (mudanças florísticas e estruturais, capacidade de regeneração, acúmulo ou perda de biomassa, entre outros) envolvendo comunidades vegetais, assim como a verificação da efetividade de conservação da biota nas UCs ao longo do tempo, podem ser efetuados por meio estudos de monitoramentos [27]. Tais estudos consistem basicamente na implantação de unidades amostrais permanentes, com uma medição inicial e medições periódicas da mesma área ou comunidade [28][29]. Dessa forma, programas de monitoramento que integram indicadores de biodiversidade e de variáveis ambientais são fontes de informações valiosas para a tomada de decisão e para a definição de ações voltadas à conservação dos ambientes e de seus recursos naturais [27][30][31].

Em 2011, visando o atendimento de sua missão institucional, o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) reformulou seu programa de monitoramento da biodiversidade, conhecido como "Programa Monitora", apresentando quatro objetivos principais. Esses objetivos compreendem a verificação da efetividade das UCs sobre a

CC BY NC ND

preservação da biodiversidade; o acompanhamento *in situ* das alterações na distribuição e ocorrência das espécies frente às mudanças climáticas e outros vetores de pressão e ameaça; o fornecimento de informações qualificadas e subsídios para avaliar o estado de conservação da flora e fauna brasileira; a implementação de estratégias de conservação de espécies ameaçadas e endêmicas; e o controle de espécies exóticas invasoras. Posteriormente, por volta de 2014, foi iniciada a implantação do Programa Monitora no Cerrado, tendo como um dos seus alvos a flora lenhosa, componente essencial da biota tanto em fitofisionomias savânicas, quanto florestais [32].

O monitoramento de espécies lenhosas no Cerrado, em longo prazo, tem potencial de gerar informações essenciais sobre diferentes aspectos, entre os quais: dinâmica da vegetação e flutuações populacionais das espécies, incluindo as raras ou ameaçadas; estimativas sobre variação da biomassa e estoques de carbono ao longo do tempo; registro e monitoramento de invasões biológicas; avaliações sobre os impactos de distúrbios, em particular o fogo; e análise dos efeitos das mudanças climáticas na vegetação. Além disso, este monitoramento contribui para o registro de espécies que estão sendo conservadas nas UCs, conhecimento este que é bastante precário para boa parte das UCs no Brasil [33]. De modo geral, o monitoramento da vegetação pode contribuir de forma decisiva para o manejo das UCs, gerando informações qualificadas que poderão maximizar a efetividade das estratégias de conservação da diversidade de espécies e de *habitat*.

Em 2021 vieram à público os resultados da implantação do protocolo básico de plantas lenhosas relativos ao período 2014-2018, para quatro UCs do Cerrado [32]. Neste estudo avançamos na análise desses dados, e apresentamos os resultados de até nove anos de monitoramento em cinco UCs, nas quais foi implementado o protocolo avançado do Programa Monitora, que inclui identificação taxonômica dos indivíduos amostrados. Foram objetivos do presente trabalho: (i) comparar a composição em espécies e a similaridade entre áreas (UCs); (ii) avaliar alterações na estrutura e dinâmica da vegetação ao longo dos anos de monitoramento, incluindo as taxas de mortalidade, recrutamento e variações de biomassa; e (iii) analisar variações na abundância das principais espécies em cada UC. Com base nos resultados e avaliações realizadas, no final do trabalho registramos algumas recomendações concernentes ao monitoramento de plantas lenhosas em UCs do Cerrado.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em unidades amostrais (UA) do Programa Monitora alocadas em cinco UCs no Cerrado, abrangendo diferentes condições latitudinais, topográficas, edáficas, climáticas e fitofisionômicas (Figura 1; Tabela 1). As cinco UCs amostradas foram: Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT), localizada na divisa dos estados de Tocantins e Bahia; Parque Nacional de Brasília (PNB), no Distrito Federal; Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV), em Goiás; Parque Nacional da Serra da Bodoquena (PNSB), no Mato Grosso do Sul; e Parque Nacional da Serra do Cipó (PNSC), em Minas Gerais. Além das diferenças climáticas, edáficas e fisionômicas, as unidades amostrais diferem entre si no histórico de fogo (Tabela 1), conforme se verifica por dados de cicatrizes de fogo disponíveis na plataforma Mapbiomas [34].

Na EESGT o relevo é plano e a vegetação predominante da amostragem foi classificada como cerrado sentido restrito (s.s.), onde há os subtipos ralo e típico [1], variando a cobertura arbórea de 20 a 60%, e contendo um estrato herbáceo denso. O solo é arenoso e há manchas do terreno com solo exposto. Nessa UC foram instaladas duas UAs, ambas localizadas no estado da Bahia, distantes 5 km entre si. Em ambas UAs havia evidências de fogo recente durante a amostragem de 2018. Pelas cicatrizes de fogo na plataforma Mapbiomas [34] verificamos que a UA nº 1 queimou dez vezes desde 1985, e a UA nº 2 queimou cinco (Tabela 1).

No PNB o relevo é predominantemente plano e a vegetação no local da UA é uniforme, tratando-se de um cerrado s.s. denso [1], com cobertura arbórea variando de 50 a 70% e cobertura herbácea de baixa a média densidade. O solo é um Latossolo vermelho profundo. Adjacente à UA, existem duas nascentes que comportam espécies características de matas de galeria [1]. De maneira geral, os troncos das árvores desta UA não apresentavam resquícios ou sinais de fogo, sendo que entre 1985 e 2022 foi registrada apenas uma ocorrência de fogo no local, exatamente em 1985 (Tabela 1) [34]. Este fato é comprovado pela presença de algumas espécies de epífitas nas árvores, plantas incomuns nessa fitofisionomia por serem sensíveis ao fogo frequente.

No PNCV a UA foi instalada em local com relevo plano a suave-ondulado, e a vegetação predominante é o cerrado s.s. típico [1], cuja cobertura arbóreo-

CC BY NC ND

arbustiva variou entre 40 a 70%, contendo pequenos trechos de cerrado ralo, com cobertura arbórea entre 20 e 50%. O solo é arenoso, apresentando cascalho de canga (laterita ferruginosa), com cobertura sub-arbustivo-herbácea heterogênea variando entre algumas das subunidades da UA. O estrato herbáceo é denso em toda a UA. De 1985 até 2022 foram registrados sete episódios de fogo no local [34] (Tabela 1). Na amostragem de 2023, verificou-se que parte da vegetação de duas subunidades da UA apresentava sinais de evento recente de fogo.

No PNSB o relevo é bastante ondulado com morros íngremes e pedras empilhadas, caracterizadas por conspícuos afloramentos de rocha calcária, onde a vegetação predominante é a mata seca decídua e semidecídua [1]. Nesse tipo de *habitat* o solo é bastante fértil, porém raso, não permitindo o acúmulo de água. Destaca-se que o clima no PNSB apresenta menor sazonalidade quando comparado às demais UCs. Nesta UC foram instaladas duas UAs distantes 60 km entre si. Na UA nº 1 a vegetação é uniforme de mata seca e encontra-se em bom estado de conservação. Já a vegetação na UA nº 2 é relativamente mais variada, com metade da área coberta por mata seca sobre afloramento calcário, e a outra metade situada em área sazonalmente inundável. Não houve registro de fogo entre 1985 e 2022 em nenhuma das UAs amostradas [34] (Tabela 1).

No PNSC a UA foi instalada em área de relevo levemente ondulado onde a vegetação predominante é classificada como cerradão [1]. Duas subunidades da UA interceptaram um pequeno vale de incisão intermitente (grota), contendo ali uma vegetação de maior porte e densidade do que a porção que fica fora da grota. O estrato herbáceo estava presente em toda a área, em alguns trechos mais ralo, próximo às grotas, e em outros com densidade média dividindo espaço com o estrato arbóreo-arbustivo regenerante. Entre 1985 e 2022 a área foi atingida por fogo apenas uma vez, em 2020 [34] (Tabela 1). Não obstante, foram verificadas árvores chamuscadas no levantamento de 2018, mostrando que algum evento de fogo pode não ter sido registrado pelos satélites de monitoramento.

CC BY NC ND

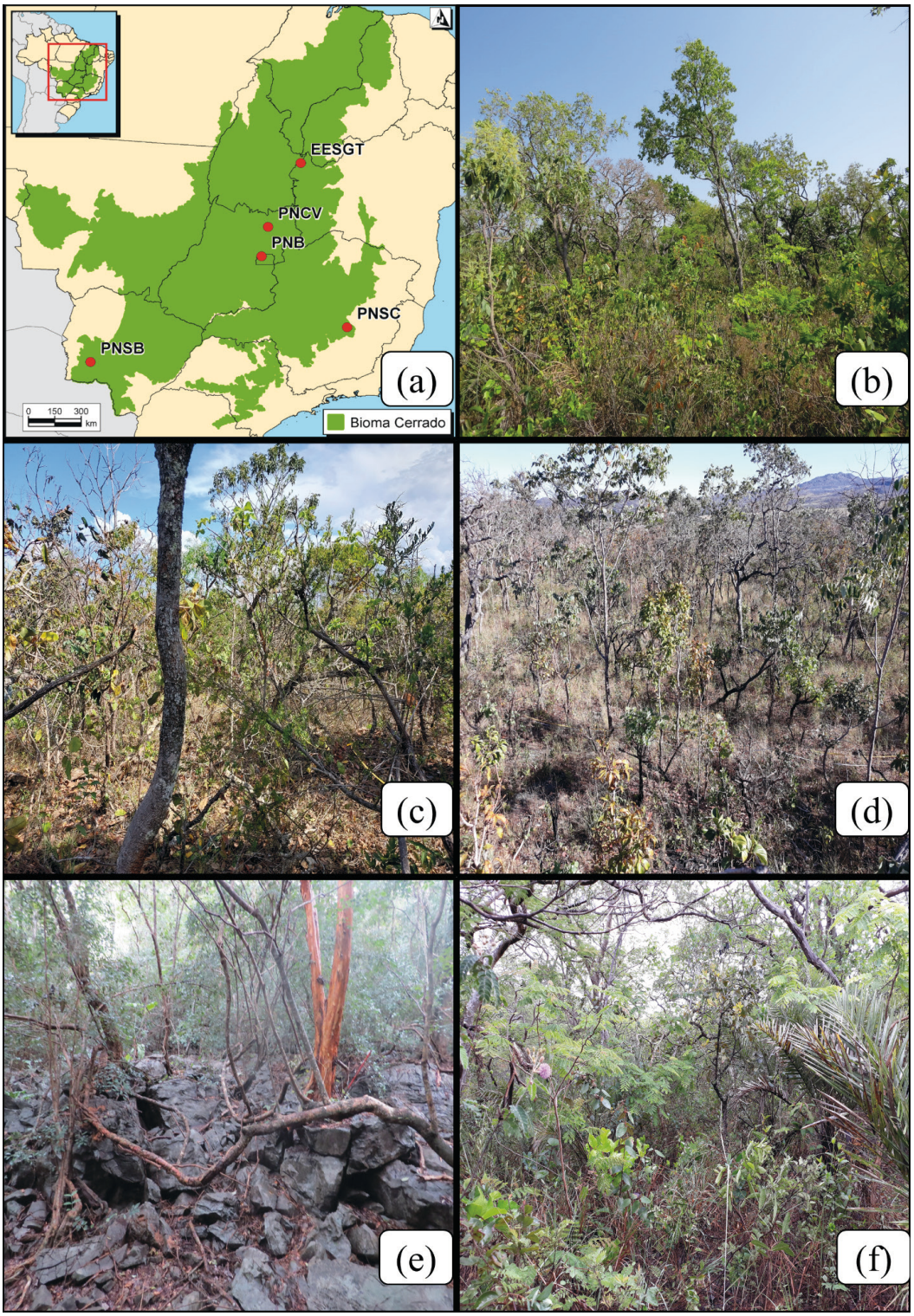


Figura 1 – A = Localização das UCs do Cerrado amostradas no Programa Monitora. Exemplos de vegetação amostrada em cada UC; B = EESGT (Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins); C = PNB (Parque Nacional de Brasília); D = PNCV (Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros); E = PNSB (Parque Nacional da Serra da Bodoquena); F = PNSC (Parque Nacional da Serra do Cipó).

CC BY NC ND

Tabela 1 – Parâmetros gerais das unidades amostrais (UAs) para plantas lenhosas do Programa Monitora localizadas em cinco unidades de conservação (UCs) do Cerrado, em diferentes unidades da federação (UFs): EESGT (Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins); PNB (Parque Nacional de Brasília); PNCV (Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros); PNSB (Parque Nacional da Serra da Bodoquena); PNSC (Parque Nacional da Serra do Cipó). Clima [35]: Cwa = subtropical com verão quente; Aw = tropical com inverno seco; Af = tropical sem estação seca. Prec.= precipitação anual média (mm). Solo (*sensu* [36]): LAd = Latossolo Amarelo Distrófico; LVd = Latossolo Vermelho Distrófico; RLd = Neossolos Litólicos Distróficos; MDo = Chernossolos Rêndzicos Órticos. CAS = circunferência à altura de solo (cm); CAP = circunferência à altura do peito (cm). Lat/Long = coordenada do centro da UA. Alt.= altitude do centro da UA. Histórico de fogo [34] = anos em que foram registradas queimadas no período 1985 a 2022. Freq. Fogo = número de registros de fogo no período 1985 a 2022.

UC	UF	Clima	Prec. (mm)	Solo	Critério de inclusão	Nº de UA	Datas de amostragem (mês/ano)	Lat/Long	Alt. (m)	Vegetação	Histórico de fogo	Freq. Fogo
EESGT	BA, TO	Aw	1370	LAd	CAS ≥ 15	2	03/2015; 04/2018	10°42'58"S 45°58'23"O	696	cerrado s.s.	1986; 1992; 1998; 2001; 2004; 2007; 2010; 2015; 2017; 2019	10
							01/2015; 04/2018	10°40'16"S 45°58'18"O	703	cerrado s.s.	1989; 1998; 2004; 2007; 2010	5
PNB	DF	Aw	1477	LVd	CAS ≥ 15	1	10/2014; 07/2018; 08/2023	15°36'32"S 47°58'12"O	1209	cerrado s.s.	1985	1
PNCV	GO	Aw	1675	RLd	CAS ≥ 15	1	09/2018; 09/2023	14°04'04"S 47°38'20"O	1202	cerrado s.s.	1988; 1993; 1995; 1998; 2000; 2003; 2010; 2023	8
PNSB	MS	Af/Aw	1684	MDo	CAP ≥ 31	2	08/2014; 10/2019; 11/2023	21°30'36"S 56°44'43"O	523	mata seca	-	0
							06/2015; 10/2019; 11/2023	20°58'13"S 56°42'42"O	683	mata seca/ vegetação inundável	-	0
PNSC	MG	Cwa	1500	RLd	CAP ≥ 31	1	05/2014; 09/2018	19°21'18"S 43°36'39"O	818	cerradão	2021	1

Amostragem da vegetação

A amostragem da vegetação foi feita utilizando-se UAs conhecidas como conglomerados, ou cruzes-de-malta [30], as quais são formadas por quatro subunidades (pás ou parcelas) de 20 x 50 m cada, distantes 50 m de um ponto central. Cada subunidade da UA foi disposta respeitando os quatro pontos cardeais, seguindo o protocolo metodológico de monitoramento de plantas lenhosas [27]. Esse mesmo protocolo tem sido utilizado no Inventário Florestal Nacional-Cerrado [37]. As UAs foram instaladas pela equipe do ICMBio em 2014, com a implantação do protocolo básico de monitoramento [32], o qual consiste na delimitação das unidades amostrais, marcação dos indivíduos arbóreos, arbustivos e palmeiras com placas metálicas numeradas, e a realização de medições dendrométricas (altura total e circunferência à 1,30 m de altura do solo/CAP, ou circunferência à 0,30 m de altura do solo/CAS) dos indivíduos lenhosos, sem que se procedesse a sua identificação botânica. Em 2018/2019 foi realizada a segunda medição dos indivíduos nas UAs, quando foi implantado o protocolo avançado de monitoramento, com a identificação taxonômica de todos os indivíduos amostrados.

Dois critérios mínimos para inclusão de indivíduos na amostragem foram utilizados. Nas unidades amostrais com vegetação savânica (EESGT, PNCV e PNB), onde predominam árvores de menor porte e arbustos, foi adotado o critério de CAS ≥ 15 cm. Já nas unidades amostrais de fisionomia florestal (PNSB e PNSC), onde ocorrem árvores de maior porte, foram amostrados todos os indivíduos com CAP ≥ 31 cm [27,30]. Para EESGT, PNCV e PNB, além do CAS, foi registrada a CAP para indivíduos com CAP ≥ 31 cm. As medições da circunferência do tronco foram feitas utilizando-se fita métrica, e a altura dos indivíduos estimada visualmente. Indivíduos que atingiram o critério mínimo de inclusão no intervalo entre levantamentos foram plaqueados e medidos, sendo estes considerados os recrutas. Indivíduos mortos entre levantamentos foram aqueles encontrados caídos e também os mortos ainda em pé, ou aqueles eventualmente não encontrados pela equipe de campo.

A implantação do protocolo avançado, bem como a realização da segunda e terceira medições, foram realizadas sob liderança da equipe da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia (Cenargen), com apoio do ICMBio. Na maioria dos levantamentos a equipe era formada por quatro pessoas trabalhando entre três a cinco dias a cada ciclo de medição. Coletas botânicas foram realizadas em todas as UAs, e os materiais coletados estão depositados no herbário CEN, do Cenargen em Brasília/DF. A amostragem da vegetação no PNCV foi realizada apenas parcialmente em 2014 e, portanto, a análise dessa UC considerou apenas os dados a partir da segunda medição em 2018. Não foi possível realizar a terceira medição em 2023 na EESGT e no PNSC, de modo que os resultados apresentados para essas duas UCs tratam apenas das medições realizadas em 2014 e 2018. O histórico das amostragens realizadas encontra-se na Tabela 1.

Ressalta-se que comparações entre as diferentes métricas apresentadas para cada UCs devem ser vistas com cautela, considerando diferenças na quantidade de UAs monitoradas, assim como o critério de inclusão adotado em cada uma delas (protocolo para savanas ou florestas), o que resulta em esforço amostral desigual entre UCs.

Riqueza em espécies e similaridade da flora entre UCs

Dados do inventário de 2018, ano para o qual há informações disponíveis para todas UCs, foram utilizados nas análises sobre estimativa de riqueza e comparações da composição em espécies entre UCs. A riqueza em espécies do inventário de 2018 foi estimada para cada UC usando técnicas combinadas de rarefação e extrapolação [38]. A curva do número de espécies em função do número de indivíduos amostrados foi elaborada usando o pacote 'iNEXT' [39][40], no ambiente estatístico R [41]. O intervalo de confiança de 95% foi obtido a partir de 1.000 interações de bootstrap [40], e a riqueza extrapolada para um total de 2.000 indivíduos. Nesta análise consideramos dados agregados de todas UAs presentes em cada UC.

Diferentes análises foram realizadas para explorar as variações na composição em espécies nas UCs amostradas. Elaboramos um diagrama de Venn para representar o número de espécies compartilhadas entre as UCs, bem como aquelas ocorrendo estritamente em cada UC, utilizando o pacote "VennDiagram" [42].

As dissimilaridades na abundância relativa entre combinações de pares de amostras (subunidades das UAs) foram calculadas utilizando o índice de Bray-Curtis, uma métrica amplamente utilizada para avaliar

a composição em comunidades biológicas [43]. Essa métrica foi escolhida devido à sua sensibilidade às variações na abundância relativa, proporcionando uma representação robusta das diferenças entre as amostras. A matriz de dissimilaridade resultante, representando a divergência entre todas as amostras, foi utilizada nas análises subsequentes. Uma análise de escalonamento multidimensional não-métrico ("non-metric multidimensional scaling" – NMDS) foi conduzida para visualizar a dissimilaridade entre as amostras em um espaço bidimensional, usando o pacote 'vegan' [44]. O método NMDS foi escolhido para preservar as relações de dissimilaridade original da matriz, proporcionando uma representação gráfica eficaz das diferenças entre as amostras. Além disso, um dendrograma de agrupamento aglomerativo e hierárquico foi construído utilizando o método UPGMA ("Average Linkage"), a partir da matriz de dissimilaridade [45]. O método UPGMA é apropriado para dados de abundância, sendo sensível às diferenças na composição da comunidade. Essa abordagem hierárquica permitiu a formação de grupos de amostras com composição em espécies mais semelhantes entre si. O dendrograma resultante foi interpretado em conjunto com a análise de NMDS, proporcionando verificações sobre a composição em espécies das amostras em diferentes escalas de dissimilaridade e a compreensão da variabilidade nas comunidades estudadas.

Dinâmica da vegetação

A análise da dinâmica da vegetação nas diferentes UCs considerou o número de indivíduos vivos, de indivíduos que morreram e de indivíduos recrutados em cada um dos levantamentos, assim como o tempo transcorrido entre levantamentos, conforme usualmente aplicado em estudos de monitoramento florestal [28].

A dinâmica da vegetação arbórea foi examinada a partir das taxas anuais médias de mortalidade e de recrutamento utilizando-se modelos exponenciais [46], os quais consideram mudanças no tamanho da comunidade por intervalo de tempo em proporção constante ao tamanho inicial da comunidade.

Os dados de mortalidade e recrutamento foram calculados na forma de taxas percentuais anualizadas (% ao ano), de modo que variações nos intervalos de tempo entre inventários não interferissem na comparação entre esses parâmetros. Algumas UAs foram medidas pela primeira vez em 2014 e outras em 2015 e, para a segunda medição, algumas foram medidas em 2018, enquanto outras em 2019 (Tabela 1). Porém, para padronizar a apresentação dos gráficos e tabelas nos resultados, levantamentos feitos 2015 e 2019 foram tratados como 2014 e 2018, respectivamente.

Também foram realizadas análises da variação da abundância das principais espécies presentes em cada UC, ao longo dos levantamentos e dinâmicas populacionais, considerando as espécies mais importantes segundo o índice de valor de importância [47]. Para isso, considerou-se a densidade de indivíduos (ind./ha) de cada espécie nos inventários e foram avaliadas as tendências gerais.

Estimativas de biomassa

A biomassa aérea individual (B) foi estimada segundo três equações volumétricas para cada tipo de fitofisionomia. Para as UCs com cobertura savânica de cerrado s.s. (EESGT, PNB e PNCV) foi usada a equação genérica para biomassa seca B = 0,49129 + 0,02912 * DAS^2 * H, onde DAS = diâmetro a 30 cm do solo, em cm e H = altura total em metros [48]. Para o cerradão (PNSC) foi usada a equação B = 231600 + 11600 * (DAP^3 * H * ρ)^0,71) / (231600 + (DAP^3 * H * ρ)^0,71), onde DAP = diâmetro a 1,30 m de altura do solo em cm, H = altura total em metros, ρ = densidade da madeira da espécie em g/cm^3 [49]. Para a mata seca (PNSB) foi usado o modelo global B = 0,0673 * (DAP^2 * H * ρ) 0,976 [50]. A densidade da madeira para cada espécie amostrada foi extraída de bases de dados disponíveis para árvores do Cerrado [51][52][53] árvores tropicais [54]. Para as espécies que não apresentavam informação sobre densidade da madeira nessas referências, foram utilizados os valores médios do respectivo do gênero, disponíveis em Chave et al. [54]. As estimativas de biomassa seca em Mg/ha para cada UC, nos diferentes levantamentos, são apresentadas na forma de média entre subunidades e erro padrão associado.

Resultados

As cinco UCs do Cerrado amostradas apresentaram grande variação nos diferentes parâmetros calculados, considerando os dados para o ano de 2018 (Tabela 2). A unidade amostral com maior abundância de indivíduos por hectare foi o PNB (3.093 ind/ha), seguido pelas unidades PNCV (2.375), EESGT (663), PNSB (554) e PNSC (308).

CC BY NC ND

A maior riqueza em espécies foi verificada no PNSB (61 espécies em 28 famílias botânicas), seguido por PNB (59 e 27), PNCV (44 e 21), EESGT (41 e 20) e PNSC (27 e 15). O índice de diversidade alpha-Fisher acompanhou apenas parcialmente a riqueza em espécies, com a maior diversidade no PNSB (19,2), seguida pelo PNB (12,9), PNSC (10,7), EESGT (10,4) e PNCV (9,5) (Tabela 2).

Tabela 2 – Estatísticas da composição em espécies e estrutura de plantas lenhosas em cinco UCs do Cerrado, baseada no levantamento de 2018. EESGT (Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins); PNB (Parque Nacional de Brasília); PNCV (Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros); PNSB (Parque Nacional da Serra da Bodoquena); PNSC (Parque Nacional da Serra do Cipó). CAS = circunferência à altura do solo; CAP = circunferência à altura do peito. Valores referentes à altura, CAP, CAS, densidade da madeira e biomassa individual são representados pelas médias por indivíduo, seguidas por desvio padrão.

Parâmetros	EESGT	PNB	PNCV	PNSB	PNSC
N. de indivíduos	530	1.237	950	443	123
Abundância (ind/ha)	663	3.093	2.375	554	308
Espécies	41	59	44	61	27
Gêneros	33	49	34	54	25
Famílias	20	27	21	28	15
Alpha-Fisher	10,4	12,9	9,5	19,2	10,7
Altura (m)	3,8±2,2	3,6±1,4	3,0±1,6	12,9±5,7	7,1±2,7
CAP (cm)	47,3±16,4	45,0±13,5	41,5±10,4	60,0±34,2	59,9±35,7
CAS (cm)	30,9±16,3	25,7±11,5	24,1±9,5	-	-
Densidade da madeira (g/cm^3)	0,65±0,11	0,63±0,08	0,67±0,12	0,60±0,15	0,61±0,12
Biomassa individual (Mg)	0,02±0,04	0,01±0,02	0,01±0,02	0,26±0,50	0,14±0,32
Biomassa por área (Mg/ha)	13,40	29,89	18,09	145,40	43,48

As unidades que visualmente mais se aproximaram da assíntota do gráfico de acumulação de espécies observadas (Figura 2a) foram PNCV e PNB, apesar das curvas extrapoladas indicarem que o esforço amostral ainda não foi suficiente para retratar a riqueza de todas as áreas. As amostragens realizadas na EESGT e no PNSB situaram-se no ponto de inflexão do gráfico e apresentaram intervalo de confiança para o estimador de riqueza *bootstrap* mais abrangente que PNCV e PNB. Já a amostragem do PNSC situou-se antes da inflexão gráfica, ficando no ponto de maior acúmulo de espécies, com o maior intervalo de confiança para o estimador de riqueza que as demais UCs, revelando insuficiência amostral para riqueza em espécies nessa UC (Figura 2a).

O compartilhamento de espécies foi baixo entre as unidades. Consequentemente, muitas espécies foram exclusivas de suas localidades (Figura 2b). PNSB, coberto predominantemente por mata seca, apresentou 97% de espécies exclusivas, seguido pela EESGT (46% – cerrado s.s.), PNB (44% – cerrado s.s.), PNCV (38% – cerrado s.s.) e pelo PNSC (33% – cerradão). Nenhuma espécie foi compartilhada por todas as UCs. O PNSB foi a UC que compartilhou menos espécies com as demais, compartilhando apenas uma espécie com a EESGT e uma espécie com o PNB. Por outro lado, PNB e PNCV compartilharam 10 espécies entre si, sendo as UCs com maior similaridade florística, ainda que esta seja baixa. Outros compartilhamentos, ainda menos

expressivos, foram verificados entre as UCs EESGT, PNB e PNSC (compartilhando de duas a seis espécies entre si). A lista contendo todas as espécies registradas em cada UC é apresentada no Apêndice 1.

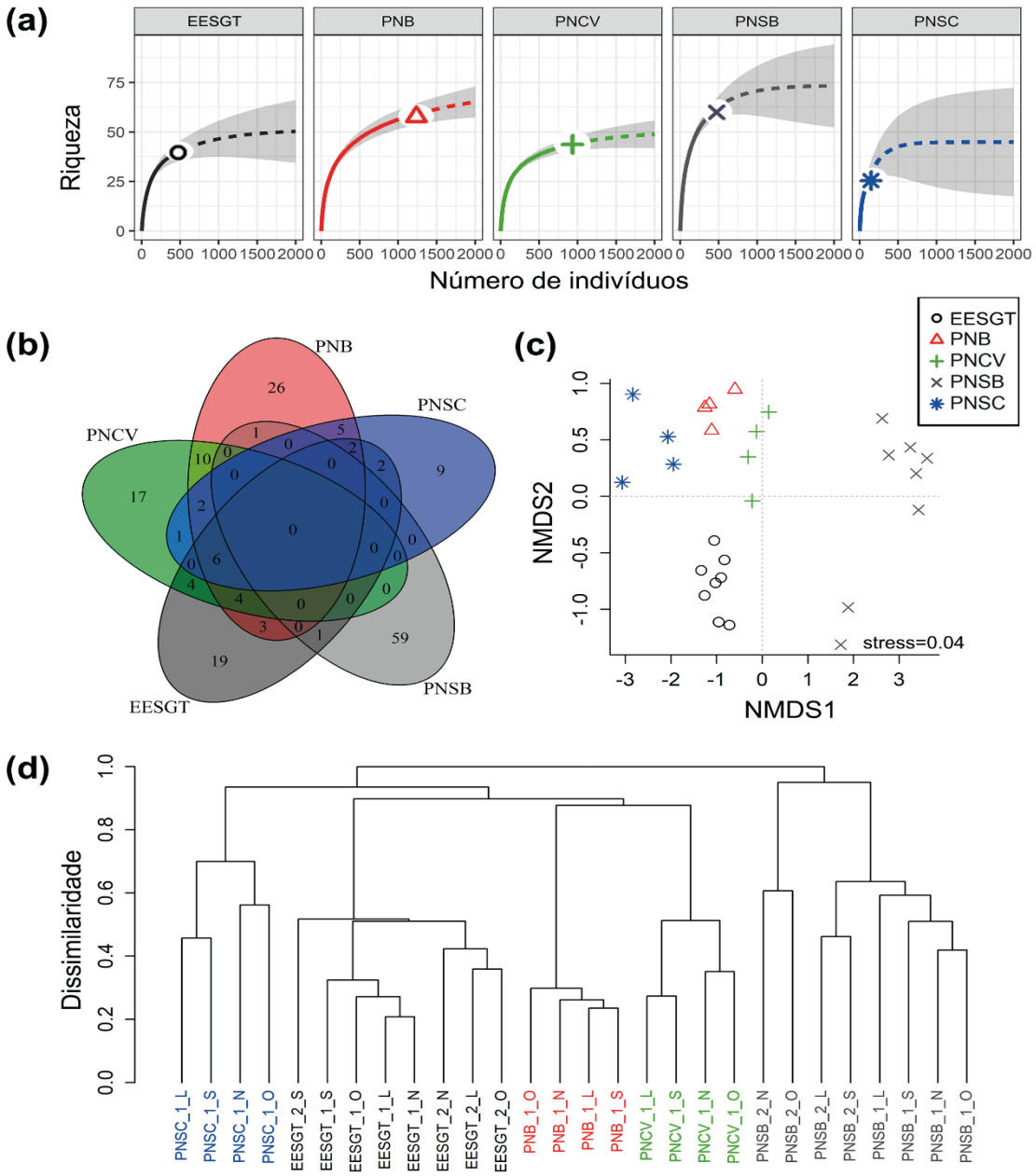


Figura 2 – Esforço amostral, riqueza e similaridade de espécies de plantas lenhosas entre cinco UCs do Cerrado do Programa Monitora. A = curva do número de espécies por quantidade de indivíduos amostrados (linhas sólidas) e extrapolação da curva baseada em 1.000 iterações pelo estimador *bootstrap* (linha tracejada); B = diagrama de Venn apresentando espécies exclusivas e compartilhadas entre as UCs; C = análise de ordenação NMDS mostrando a variação na composição em espécies entre UCs; D = dendrograma de dissimilaridade (UPGMA) na composição em espécies entre UCs. "(c)" e "(d)" calculadas com base na matriz de dissimilaridade (Bray-Curtis) da abundância relativa de espécies em cada subunidade. Notar que o esforço amostral variou entre UCs. EESGT (Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins); PNB (Parque Nacional de Brasília); PNCV (Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros); PNSB (Parque Nacional da Serra da Bodoquena); PNSC (Parque Nacional da Serra do Cipó).

CC BY NC ND

As diferenças e particularidades de cada área amostrada evidenciaram baixa similaridade entre as unidades, expressa na análise de ordenação NMDS (Figura 2c), bem como no dendrograma de dissimilaridade (Figura 2d). A variação estrutural capturada pelo primeiro eixo da ordenação (NMDS1) mostrou um gradiente florístico, cujos extremos são o PNSB e PNSC, respectivamente, cobertos pelas formações florestais de mata seca e cerradão. Nesse eixo do NMDS, os símbolos representando as subunidades do PNB, PNCV e EESGT ficaram mais próximos entre si, ocupando posição central no gradiente florístico, representando a vegetação de cerrado s.s. (Figura 2c). O segundo eixo (NMDS2) indicou a maior particularidade e diferenças estruturais nas subunidades da EESGT, cuja vegetação é a mais aberta das UCs comparadas. Esse eixo também destacou duas subunidades do PNSB, que ficaram totalmente isoladas, pois ocupam ambientes sujeitos a inundação (vegetação inundável), distintos dos demais ambientes nesta UC. Resultados similares podem ser verificados no dendrograma UPGMA (Figura 2d), onde as subunidades pertencentes a cada uma das UCs formaram grupos bem discriminados, com as UCs apresentando elevada dissimilaridade florística entre si, maiores que 80%.

A análise de dinâmica das vegetações demonstrou que três UCs (EESGT, PNB e PNSB) apresentaram tendência de aumento do número de indivíduos ao longo do tempo, ou seja, taxas de recrutamento maiores do que as taxas de mortalidade, enquanto PNCV e PNSC apresentaram tendência de estabilidade (Figura 3). As maiores taxas médias de mortalidade registradas, cerca de 3% ao ano, foram observadas na EESGT, PNB e PNCV. Já a maior taxa de recrutamento (4,5% ao ano) foi observada no PNB (2014-2018). Dentre as UCs onde houve três medições, o PNB apresentou tendência de redução nas taxas de mortalidade e recrutamento entre os intervalos de 2014-2018 e 2018-2023, enquanto que PNSB apresentou aumento nesses dois parâmetros entre os períodos.

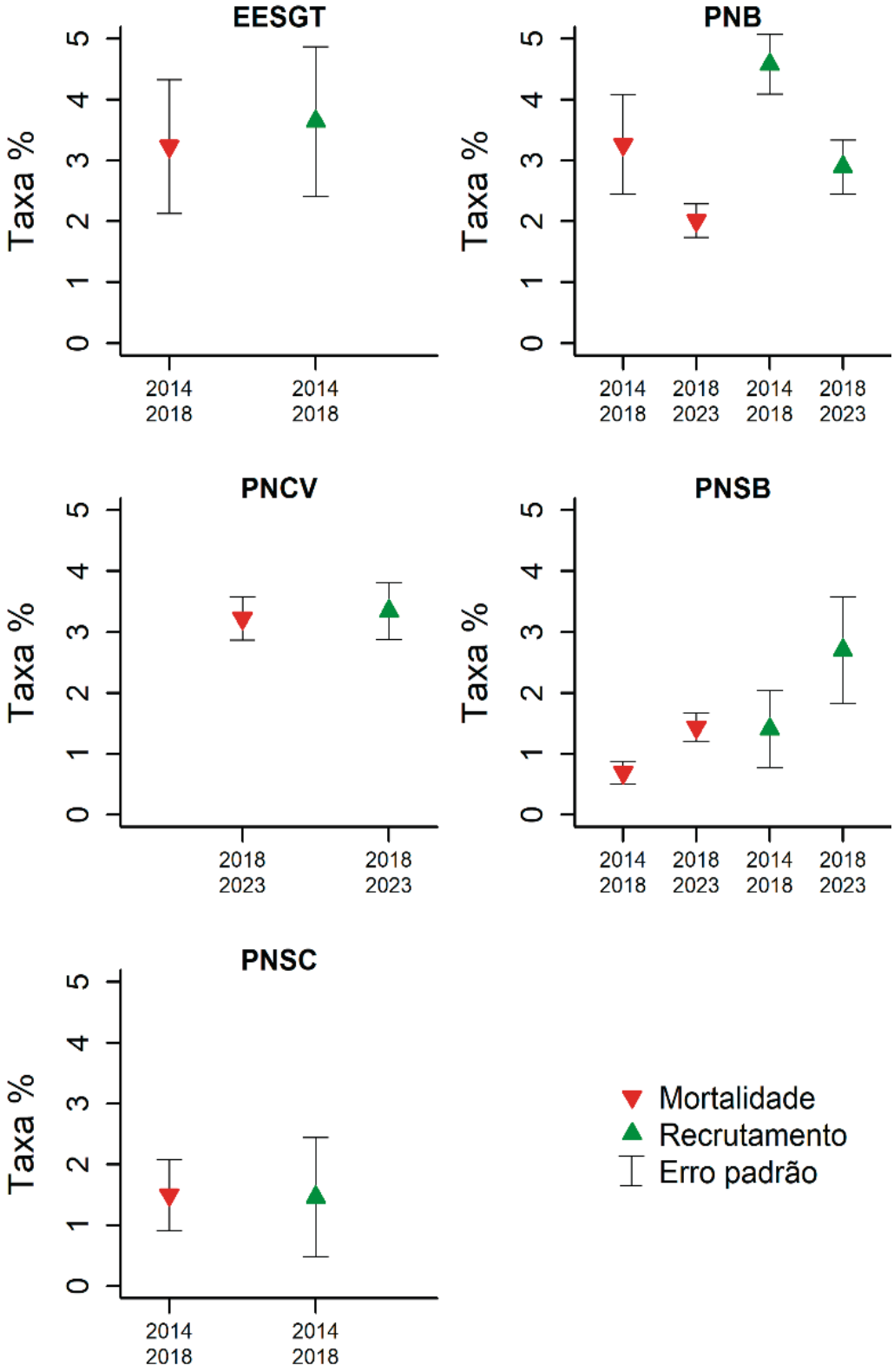


Figura 3 – Taxas anuais de mortalidade e recrutamento (média das subunidades e erro padrão) de plantas lenhosas para cada um dos períodos amostrados nas cinco UCs do Cerrado do Programa Monitora. EESGT (Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins); PNB (Parque Nacional de Brasília); PNCV (Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros); PNSB (Parque Nacional da Serra da Bodoquena); PNSC (Parque Nacional da Serra do Cipó).

Com relação à biomassa, o PNSB foi a UC que apresentou maiores valores para esse parâmetro em todos os anos de levantamento (cerca de 145 Mg/ha), sendo também a UC com maiores valores médios de CAP e altura (Tabela 2; Figura 4). O cerradão do PNSC, outra formação florestal, apresentou o segundo maior valor de biomassa, com cerca de 43 Mg/ha, assim como apresentou os segundos maiores valores de CAP e altura. Em sequência, vieram as UC cobertas por cerrado s.s. Em ordem decrescente, a maior biomassa ocorreu no PNB com cerca de 29 Mg/ha, seguido por PNCV com 18 Mg/ha e EESGT com 13 Mg/ha. Entre 2014 e 2018 o PNB teve incremento de biomassa, enquanto o PNSC uma pequena perda (Figura 4). Deve ser destacado que o critério de inclusão de indivíduos na amostra (CAP para florestas e CAS para savanas), interfere nesse conjunto de dados, de modo que essa comparação direta deve ser feita com parcimônia. Como esperado, os menores valores de biomassa foram registrados na EESGT, onde predomina o cerrado s.s. com menor densidade de indivíduos. PNCV, PNB e PNSB apresentaram tendência de incremento de biomassa ao longo do tempo, enquanto que EESGT e PNSC apresentaram estabilidade entre as duas medições realizadas nessas UCs (Figura 4).

Com relação à variação na abundância (número de indivíduos por hectare) das espécies mais importantes em cada UC, houve tendências bastante variadas na dinâmica das espécies. Na EESGT *Qualea parviflora*, *Salvertia convallariodora* e *Hirtella ciliata* apresentaram tendência de estabilidade na abundância de indivíduos. Por outro lado, *Vellozia squamata* e *Tachigali subvelutina* apresentaram tendência de aumento, com destaque para *T. subvelutina* (Figura 5). No PNB a espécie mais abundante, *Miconia albicans*, mostrou tendência de diminuição na abundância, registrando alta mortalidade entre 2014 e 2023. Dentre as demais espécies importantes, *Kielmeyera coriacea* apresentou tendência de diminuição na abundância, *Dalbergia miscolobium* e *Roupala montana* apresentaram tendência de aumento, e *Caryocar brasiliense* e *Miconia ferruginata* apresentaram estabilidade (Figura 5). No PNCV a espécie mais abundante foi *Callisthene mollissima*, a qual apresentou ligeira tendência de diminuição na abundância, mas ainda se mantendo como a espécie mais importante na comunidade. As demais espécies foram consideravelmente menos abundantes, e apresentaram tendência de manutenção no número de indivíduos, exceto *T. subvelutina*, que apresentou tendência de aumento (Figura 5). No PNSB todas as espécies mais importantes apresentaram tendência de incremento no número de indivíduos, com exceção de *Ceiba speciosa* que apresentou estabilidade (Figura 5). No PNSC *Pterodon emarginatus* e *Pouteria torta*, espécies mais abundantes na comunidade, mantiveram suas abundâncias entre 2014 e 2018. Já *Caryocar brasiliense* e *Annona crassiflora* aumentaram suas abundâncias no período, enquanto *Hymenaea stigonocarpa* apresentou tendência de diminuição (Figura 5).

CC BY NC ND

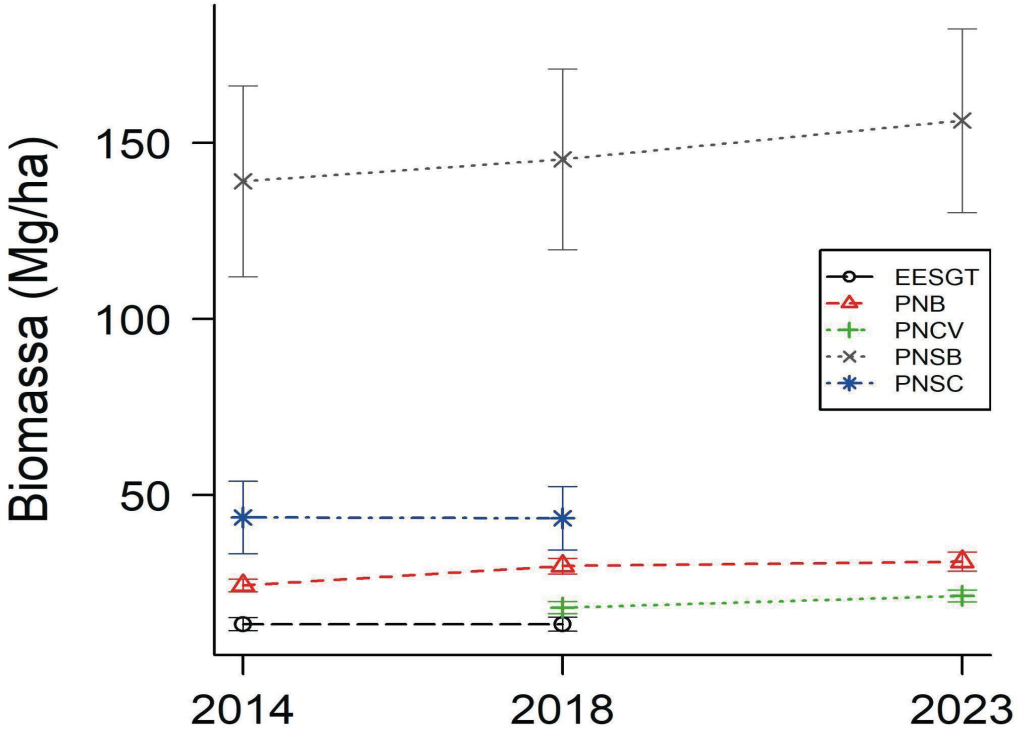


Figura 4 – Variação da biomassa aérea (média das subunidades e erro padrão) da vegetação lenhosa nas cinco UCs do Cerrado do Programa Monitora entre 2014 e 2023. EESGT (Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins); PNB (Parque Nacional de Brasília); PNCV (Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros); PNSB (Parque Nacional da Serra da Bodoquena); PNSC (Parque Nacional da Serra do Cipó).

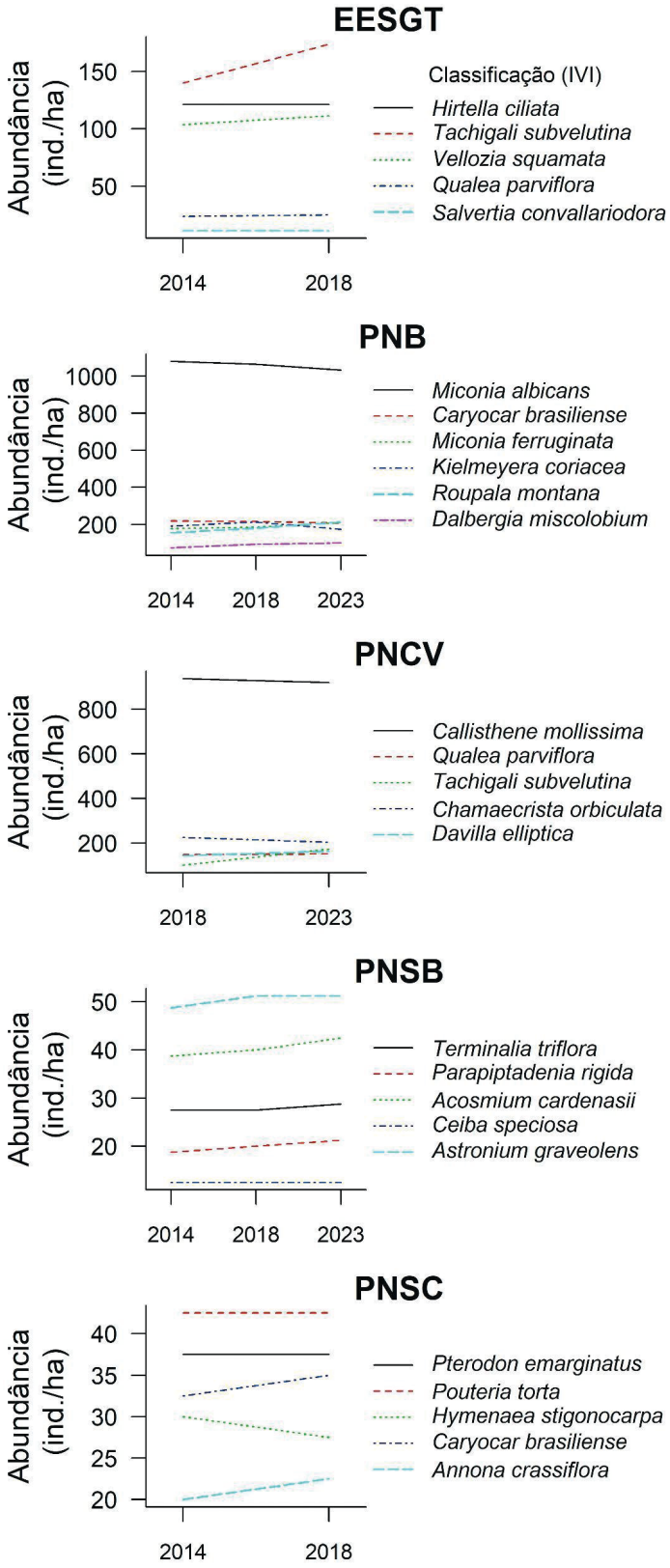


Figura 5 – Variação na abundância das principais espécies de plantas lenhosas (de acordo com o ranque do IVI) registradas nas cinco UCs do Cerrado do Programa Monitora. EESGT (Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins); PNB (Parque Nacional de Brasília); PNCV (Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros); PNSB (Parque Nacional da Serra da Bodoquena); PNSC (Parque Nacional da Serra do Cipó).

Discussão

Composição e similaridade

Este estudo abordou os resultados de nove anos de monitoramento da flora lenhosa em duas UCs do Cerrado (PNB e PNSB); o monitoramento de quatro anos em duas outras (EESGT e PNSC) e de cinco anos em uma delas (PNCV). Essas UCs estão localizadas em áreas do bioma bastante distintas e geograficamente distantes, o que se refletiu em diferenças na flora amostrada. A baixa similaridade calculada em UAs localizadas nas diferentes UCs releva comunidades de espécies lenhosas distintas, resultado da complexa heterogeneidade ambiental característica do bioma.

Considerando a proposta de ecorregiões do Cerrado, sugerida por Sano et al. [3], na qual o bioma é dividido em grandes macrorregiões com base em características climáticas, geomorfológicas, topográficas e edáficas, apenas PNB e PNCV se encontram na mesma ecorregião (Planalto Central). Essa semelhança em termos ambientais, provavelmente relacionada à menor distância geográfica entre elas (são as mais próximas dentre as cinco UCs amostradas – ver Figura 1), explicaria a maior similaridade na composição em espécies entre essas UCs. Por outro lado, as demais UCs estão localizadas em ecorregiões diferentes [3]: EESGT – Araguaia Tocantins; PNSB – Complexo Bodoquena; e PNSC – Alto São Francisco. Essas três UCs possuem condições ambientais, climáticas e edáficas distintas, além de histórias ecológicas e posições geográficas também diferentes (a latitude varia desde 15° até 21°S e a longitude de 45° a 56° W), o que influencia suas respectivas floras. Vale ressaltar ainda, que essas três unidades estão mais próximas de bordas do bioma, portanto, mais próximas das áreas de ecótono ou transição ecológica. Enquanto EESGT está próxima ao bioma Caatinga, PNSC está contíguo à Mata Atlântica, e PNSB está próximo dos biomas Pantanal e Chaco.

Nesse cenário, poucas espécies foram compartilhadas entre quatro ou mais UCs, dentre elas *Aspidosperma tomentosum, Hymenaea stigonocarpa, Kielmeyera coriacea, Leptolobium dasycarpum, Qualea parviflora* e *Tachigali subvelutina*, todas consideradas de ampla ocorrência e oligárquicas nas fisionomias savânicas do Cerrado [10]. Por outro lado, a baixa similaridade registrada nas amostras de cerrado s.s. nas diferentes UCs reflete a já conhecida existência de regionalismos florísticos no bioma, ou seja, diferentes conjuntos de espécies lenhosas dominam os ambientes savânicos nos distritos ou províncias biogeográficas identificados no Cerrado [2][10][14]. Como exemplo, espécies típicas da porção norte/nordeste do Cerrado como *Caryocar cuneatum, Hirtella ciliata*, *Mouriri elliptica* e *Vochysia gardneri* [2], foram registradas na EESGT, enquanto *Aspidosperma tomentosum, Dalbergia miscolobium, Eriotheca pubescens* e *Salacia crassifolia*, espécies indicadoras da porção central do Cerrado [14], ocorreram no PNB.

A singularidade da flora amostrada na mata seca do PNSB, UC que compartilhou apenas duas espécies com as demais UCs aqui investigadas, e mesmo com o PNSC (que é um cerradão), bem destaca a heterogeneidade florística que compõe as diferentes fitofisionomias presentes no Cerrado. A vegetação do PNSB está associada à formação geológica da Serra da Bodoquena [3], uma região caracterizada por afloramentos rochosos de calcário, solos com elevada concentração de nutrientes, porém, com capacidade reduzida de retenção de água. Essas condições edáficas contrastam com a baixa concentração de nutrientes e elevada acidez da maioria dos solos das áreas abertas do Cerrado, e até mesmo áreas de cerradão distrófico. No PNSB predominam espécies arbóreas, grande parte delas decíduas, típicas das matas secas ou florestas estacionais encontradas em diversos pontos do território brasileiro, que incluem elementos da Mata Atlântica, da Amazônia e também do Chaco (p.ex. [55]). Por óbvio, é baixa a ocorrência de espécies arbóreas típicas das savanas do bioma, como se verificou nas demais UCs.

Além de apresentar a flora mais singular, o PNSB destacou-se em termos de riqueza e diversidade em espécies, mesmo tendo sido apenas a quarta UC em número de indivíduos amostrados. Contribuiu para a elevada riqueza no PNSB a amostragem realizada em duas UAs, com condições ambientais heterogêneas. Em uma dessas UAs, parte da amostragem ocorreu em local sujeito à inundação sazonal, o que fez com que espécies típicas deste ambiente fossem incluídas na amostragem, elevando assim a riqueza total observada para essa UC.

O PNB destacou-se como o local de maior riqueza em espécies entre as UCs com cerrado s.s. Contribuíram para tal a alta densidade de indivíduos e a proximidade da UA com matas de galeria, de modo que foram amostradas algumas espécies típicas dessa formação florestal como: *Copaifera langsdorffii, Cybianthus gardneri, Miconia cuspidata* e *Ocotea minarum* [56]. Essas espécies arbóreas podem ter

se beneficiado da baixa frequência de fogo na área amostral, considerando que o último registro de fogo no PNB ocorreu em 1985. A ausência de fogo nesses mais de 30 anos deve ter contribuído para a colonização e proliferação dessas espécies de mata, avançando sobre o cerrado.

PNCV e EESGT, duas áreas de cerrado com menor densidade de plantas lenhosas do que aquela registrada no PNB, apresentaram valores de riqueza e diversidade semelhantes. Já o cerradão amostrado no PNSC foi a UC com a menor riqueza amostrada. Mais uma vez deve ser destacado que no PNSC foi adotado critério de inclusão para fisionomias florestais, o que representou uma amostragem apenas de indivíduos com maiores dimensões, o que certamente influenciou nos valores de riqueza obtidos. Por outro lado, o PNSC apresentou valores de diversidade de espécies superiores àquelas registradas na EESGT e PNCV, provavelmente em virtude do maior equilíbrio ou uniformidade na abundância das espécies encontradas naquela UC.

É importante notar que, para a maioria das UCs, a riqueza em espécies observada ficou distante da estimativa máxima de riqueza projetada na análise de rarefação. Dessa forma, seria necessário ampliar o esforço amostral, principalmente no PNSC, a fim de melhorar a representação da flora local, considerando a elevada riqueza em espécies lenhosas que podem ser encontradas nas fisionomias savânicas e florestais do Cerrado. De modo geral, a baixa similaridade florística entre áreas reforça a necessidade de uma rede de UCs com ampla representatividade geográfica, que contemple as variações locais da flora do bioma, a fim de maximizar a conservação da diversidade de espécies em suas diferentes províncias biogeográficas, ecorregiões ou fitofisionomias componentes.

Dinâmica da vegetação

Apesar das especificidades regionais, ambientais e florísticas, as comunidades amostradas apresentaram dinâmica similar. De modo geral, observou-se equilíbrio entre as taxas de mortalidade e recrutamento (EESGT, PNCV e PNSC), ou balanço favorável ao recrutamento (PNB e PNSB). A escala de variação das taxas anuais médias de mortalidade (0,8 – 3,2%) e recrutamento (1,0 – 4,5%) estão dentro dos valores registrados em outros trabalhos de monitoramento de fisionomias savânicas (p.ex. [13][57][58][59]) e florestais (p.ex. [13][60][61][62]) realizados no Cerrado.

As maiores taxas de mortalidade e recrutamento foram verificadas no PNB, sendo esta UC a que apresentou dinâmica mais acelerada, dentre as cinco amostradas. No primeiro intervalo (2014 - 2018) a dinâmica no PNB foi mais intensa, com taxas de mortalidade e de recrutamento elevadas, sendo a taxa de recrutamento relativamente superior à de mortalidade. No segundo intervalo (2018 - 2023), houve diminuição na velocidade das mudanças, com menores valores de recrutamento e mortalidade em relação ao primeiro intervalo. Porém, o recrutamento ainda foi superior à mortalidade, sugerindo pequena tendência de aumento da densidade arbórea naquela comunidade de cerrado, o qual pode ser tratado como cerrado denso. O PNSB também apresentou dinâmica acelerada nos dois períodos medidos, com taxas de recrutamento superando as de mortalidade, o que também sugere uma tendência de adensamento florestal.

A outra fisionomia florestal amostrada, o cerradão no PNSC, apresentou dinâmica menos acelerada, com as taxas de recrutamento e mortalidade mais baixas dentre todas UCs. Este resultado é condizente com comunidades onde predominam indivíduos de maior porte, as quais tendem a apresentar dinâmica mais equilibrada, com menores taxas de recrutamento e mortalidade [13][63]. Por outro lado, comunidades com predominância de indivíduos menores tendem a ter uma dinâmica mais acelerada. É importante ressaltar que os diferentes critérios mínimos de inclusão de indivíduos adotados (protocolos savânico e florestal) variaram dentre as UCs amostradas, de modo que comparações sobre as taxas de dinâmica devem ser feitas com restrições.

As variações na abundância das principais espécies em cada UC apresentaram dinâmica complexa, com padrões distintos (estabilidade, redução ou incremento) dependendo da espécie. Ressalta-se o elevado recrutamento de *Tachigali subvelutina*, presente entre as principais espécies na EESGT e no PNCV, e que também ocorre no PNB. O comportamento observado é típico desta espécie, a qual apresenta taxas de recrutamento e crescimento bastante elevadas, porém baixa longevidade dos indivíduos, conforme registrado na literatura (p.ex. [58]). A elevada dominância das espécies *Miconia albicans* e *Callisthene mollissima* registradas no PNB e no PNCV, respectivamente, com abundâncias muito superiores às demais espécies amostradas nestas UCs é notável. A dominância destas espécies pode estar relacionada a ciclos naturais de dinâmica

populacional, quando a reprodução, recrutamento e sobrevivência de indivíduos de determinadas espécies são beneficiados por condições ambientais favoráveis (p.ex. [64]).

Biomassa

De modo geral, os valores de biomassa registrados nas UCs, os quais variaram dependendo da fitofisionomia amostrada, são condizentes com estimativas disponíveis da literatura para cerrado s.s., cerradão e mata seca [48][65][66][67]. Destaca-se que a vegetação do PNSB possui estrutura distinta em relação às demais UCs, tratando-se de uma formação florestal de mata seca, onde há claramente maior estoque de biomassa do que nas savanas e no cerradão amostrados em outras UCs. As florestas estacionais têm sofrido prejuízos estruturais pela diminuição de indivíduos e perda de biomassa em algumas regiões do Brasil, os quais foram atribuídos, entre outros, à mortalidade de indivíduos por estresse hídrico frente às mudanças climáticas [63] [68]. Entretanto, o cenário verificado para o PNSB foi o oposto, com aumento no número de indivíduos arbóreos e da biomassa. Nesse sentido, devido ao comportamento dinâmico da vegetação no PNSB em nove anos, aparentemente a assembleia está continuando sua trajetória de acúmulo de biomassa, atuando como sumidouro de carbono, inclusive com indícios de ainda não ter atingido sua capacidade suporte para biomassa.

Já o PNSC apresentou tendência à manutenção da biomassa, o que possivelmente está relacionado ao ritmo mais lento de crescimento das espécies que compõem esta assembleia de cerradão. As demais UCs apresentaram estoques de biomassa inferiores ao encontrado no PNSB, variando do cerrado mais ralo encontrado na EESGT (13,40 Mg/ha) ao cerrado denso do PNB (29,89 Mg/ha). PNB e PNCV apresentaram um discreto incremento em biomassa durante o monitoramento, indicando que esses locais podem estar atuando como sumidouros de carbono.

Além da influência de distúrbios como o fogo (discutido na próxima seção), as variações em biomassa observadas podem estar sendo afetadas pelo aumento das concentrações de gás carbônico atmosférico, um fenômeno que, dentro de um limite de disponibilidade hídrica, tem sido apontado como possível catalisador de crescimento e adensamento lenhoso [69][70]. Nesse contexto de monitoramento de vegetação, é importante realizar futuras investigações frente às mudanças climáticas, avaliando o papel das fisionomias do Cerrado como potenciais fontes ou sumidouros de carbono, considerando as interações entre o aumento na concentração do carbono atmosférico e variações na disponibilidade hídrica.

É importante destacar que a aplicação do protocolo avançado para plantas lenhosas, que incluiu a identificação taxonômica dos indivíduos amostrados, permitiu um refinamento nas estimativas de biomassa com base em valores mais específicos para a densidade da madeira associada a cada espécie (ou gênero em alguns casos). Isso se aplica às fisionomias para as quais se utilizou fórmulas de estimativas de biomassa que consideram a densidade da madeira por espécie, como foi o caso da mata seca no PNSB e do cerradão no PNSC.

O efeito do fogo na composição, estrutura, biomassa e dinâmica da vegetação

O fogo possui grande importância na ecologia do Cerrado, sendo reconhecido como agente modelador da paisagem, onde pode atuar como filtro ambiental, modelando a paisagem na dependência da frequência de incidência, da intensidade e do intervalo entre queimadas, eliminando espécies mais típicas de ambientes florestais que possuem poucas ou nenhuma adaptação a este fator [23]. O fogo perturba principalmente indivíduos de menor porte (plântulas e juvenis), os quais ainda não se desenvolveram suficientemente para terem suas estratégias de proteção e resistência totalmente consolidadas [20] [64]. Formações savânicas submetidas a queimadas frequentes (anuais e bianuais) apresentam diminuição na cobertura e na composição em espécies lenhosas, diminuindo a velocidade de regeneração do estrato arbóreo [21][71][72]. Por outro lado, a exclusão do fogo em fisionomias savânicas e campestres leva a um adensamento do componente arbóreo, o que implica em prejuízos a riqueza do estrato arbustivo-herbáceo em virtude do sombreamento [22][25][26] [73][74].

Diferenças nos regimes de fogo registrados nos sítios amostrados neste estudo podem indicar, ainda que de forma preliminar, potenciais efeitos do regime de fogo nas fisionomias savânicas amostradas. Por exemplo, o PNB apresentou um constante aumento do número de indivíduos, com taxas de recrutamento arbóreo maiores do que as taxas de mortalidade, tendência de aumento de biomassa,

em que detectamos, inclusive, o recrutamento de espécies típicas de ambientes florestais; no caso, de matas de galeria. Esse panorama pode estar associado a um longo período de exclusão de fogo, considerando que o local onde a unidade amostral foi alocada queimou pela última vez há 39 anos, em 1985. A exclusão do fogo permite que a vegetação lenhosa mantenha sem impedimentos seu curso de crescimento (aumento da biomassa), possibilitando a ocupação por espécies menos tolerantes ao fogo e a manutenção do potencial regenerativo da vegetação florestal [20][23][26], permitindo o avanço da floresta sobre a savana [74]. Bons indícios deste cenário foram detectados pelo monitoramento na área do PNB, onde espécies de matas de galeria ocupam a UA. Se, por um lado, o incremento em biomassa associado ao adensamento lenhoso pode contribuir como sumidouro de carbono, por outro este processo promove a diminuição na densidade e a exclusão de espécies arbustivo-herbáceas autóctones, as quais apresentam alto valor para conservação, necessitando atenção no monitoramento e no manejo [23][73][75]. Outra questão relevante é que a exclusão do fogo em savanas por longos períodos resulta no acúmulo de combustível, elevando a possibilidade de incêndios de alta intensidade e de difícil controle [19][25][76][77].

Por outro lado, as outras duas UCs onde foram amostradas formações savânicas (EESGT e PNCV) apresentaram diversos registros de queimadas no período analisado. Porém, a estabilidade no número de indivíduos observados, com ganhos de recrutamento compensando a mortalidade, na riqueza de espécies, e na biomassa estimada, sugerem resiliência da vegetação ao regime de fogo. De fato, a recuperação da biomassa vegetal em áreas de savana após eventos de fogo, dependendo da frequência, tende a ser relativamente rápida, considerando a resiliência e a velocidade de crescimento dos diferentes estratos da vegetação [21][73].

Ressalta-se que o manejo do fogo em UCs do Cerrado tem recebido crescente atenção nos últimos anos (p.ex. [19][24][76][77], considerando a elevada inflamabilidade das fisionomias savânicas e campestres do bioma e seu efeito na biodiversidade. Portanto, o monitoramento de espécies lenhosas, em fisionomias savânicas e campestres sujeitas a eventos de fogo, constitui uma ferramenta de fundamental importância para subsidiar estratégias de gestão e manejo integrado do fogo em UCs.

Potencial de plantas lenhosas para monitoramento da biodiversidade em UCs do Cerrado e recomendações

Plantas lenhosas constituem um elemento chave em diversos ecossistemas, o que inclui as savanas e florestas do bioma Cerrado, compreendendo considerável riqueza em espécies, estratificação e grande parte da sua biomassa. O monitoramento de plantas lenhosas possui custo-benefício muito positivo para monitorar biodiversidade, considerando que com pequeno esforço amostral (quatro pessoas trabalhando por três a cinco dias a cada ciclo de medição) podem ser obtidos dados de centenas de indivíduos monitorados, pertencentes a dezenas de espécies. A partir do monitoramento das plantas lenhosas nas UCs são geradas informações sobre composição em espécies, dinâmica da vegetação, estoque e acúmulo de biomassa/carbono. Além disso, o monitoramento permite avaliar o efeito de eventos de fogo, ou de sua supressão, na composição em espécies e na estrutura da vegetação, bem como avaliar o impacto de invasões biológicas ou outros distúrbios nessas UCs.

Os resultados apresentados neste trabalho ressaltam o grande potencial dos dados de monitoramento gerados durante ciclos de medições (aqui variando entre quatro e nove anos), e com a aplicação do protocolo avançado do Programa Monitora (que preconiza a identificação taxonômica) para o manejo das UCs. A variabilidade de padrões referentes à composição em espécies, estrutura e dinâmica das vegetações, obtidos nas cinco UCs investigadas, ressalta a grande heterogeneidade encontrada nos ecossistemas do Cerrado. Com a experiência acumulada nesses períodos de até nove anos de monitoramento, as seguintes recomendações sobre o monitoramento de plantas lenhosas nessas UCs podem ser indicadas:

- ampliar a rede de monitoramento, incluindo maior número de unidades amostrais em UCs já contempladas, atingindo diferentes fisionomias, além de expandir o programa para outras UCs;
- integrar dados do Programa Monitora com redes nacionais e internacionais de monitoramento de vegetação, a fim de contribuir para um melhor entendimento dos padrões globais de composição e dinâmica da vegetação, principalmente em savanas;
- investir no treinamento de agentes locais para conduzir os monitoramentos conforme os

procedimentos estabelecidos no protocolo, considerando que o intervalo entre medições (quatro a cinco anos) pode dificultar a internalização destes procedimentos pelas equipes locais; e

- contar com parceria de grupo de especialistas, não só para a implementação do protocolo avançado, mas também para acompanhar o trabalho das equipes locais, e realizar análises aprofundadas dos dados.

Conclusão

Os resultados apresentados evidenciam as vantagens de se aplicar o protocolo avançado para plantas lenhosas do Programa Monitora no monitoramento de UCs no Cerrado. A identificação botânica das plantas monitoradas nas unidades amostrais trouxe considerável avanço tanto no conhecimento sobre a composição em espécies de cada uma dessas UCs, quanto sobre a dinâmica e as estimativas de biomassa de suas vegetações. Os resultados reforçam a baixa similaridade da flora lenhosa entre as UCs amostradas, variação já destacada por estudos fitossociológicos pelo bioma, o que reforça a importância de um planejamento regionalizado para adequada conservação da flora do Cerrado. Considerando que foi observado equilíbrio entre taxas de mortalidade e recrutamento, ou balanço favorável ao recrutamento, e que também foi verificada manutenção ou incremento no estoque da biomassa aérea durante o período monitorado, a qualidade ambiental de cada UC pôde ser reconhecida. UCs com mais eventos de fogo apresentaram incrementos menores no número de indivíduos e na biomassa, porém sem perdas florísticas. A continuidade desse monitoramento é vital para que se possa acompanhar a dinâmica dessas vegetações a longo prazo, avaliando os impactos de distúrbios na flora lenhosa e, com isso, aprimorando o necessário manejo dessas UCs do Cerrado.

Agradecimentos

Agradecemos aos técnicos da Embrapa Cenargen Aécio Amaral Santos, Ismael da Silva Gomes, Juarez Pereira do Amaral e Valdeci Ferreira Gomes (Dudu) pelo auxílio nas campanhas de campo. Sérgio E. Noronha pela produção dos mapas e à equipe do herbário CEN pelo apoio no depósito das amostras botânicas coletadas (autorização SISBIO 61941-1). Agradecemos o apoio logístico dos gestores do ICMBio das cinco UCs amostradas, bem como aos brigadistas, Fernando Alves de Souza, Reginaldo Oliveira Aguiar, Walter Barbosa Silva, Luiz Henrique Dornel Gil, Gustavo Cardoso e Amperisom Escobar Coene, os quais participaram das amostragens de campo. Por fim, agradecemos o apoio financeiro e logístico do ICMBio, Embrapa, PNUD e CNPq (Proc. 305570/2021-8).

Referências

1. Ribeiro JF, Walter BMT. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. Em: Sano SM, Almeida SP, Ribeiro JF, organizadores. Cerrado: ecologia e flora. Brasília: Embrapa; 2008. p. 152-212.

2. Françoso RD, Haidar RF, Machado RB. Tree species of South America central savanna: endemism, marginal areas and the relation with other biomes. Acta Bot Bras. 2016; 30(1): 78-86.

3. Sano EE, Rodrigues AA, Martins ES et al. Cerrado ecoregions: a spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. J Env Manage. 2019; 232: 818-828.

4. Oliveira-Filho AT, Ratter JA. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. Em: Oliveira PS, Marquis RJ, organizadores. The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna. New York: Columbia University Press; 2002. p. 91-120.

5. Bueno ML, Dexter KG, Pennington RT, Pontara V, Neves DM, Ratter JA et al. The environmental triangle of the Cerrado domain: ecological factors driving shifts in tree species composition between forests and savannas. J Ecol. 2018; 106(5): 2109-2120.

6. Oliveira-Filho AT, Ratter JA. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. Edinb Journ Bot. 1995; 52(2): 141-194.

7. Miranda PLS, Oliveira-Filho AT, Pennington RT, Neves DM, Baker TR, Dexter KG. Using tree species inventories to map biomes and assess their climatic overlaps in lowland tropical South America. Glob Ecol Biogeogr. 2018; 27(8): 899-912.

8. Castro AAJF, Martins FR. Cerrados do Brasil e do Nordeste: caracterização, área de ocupação e considerações sobre a sua fitodiversidade. Pesquisa em Foco São Luís. 1999; 7(9): 147-178.

9. Nunes da Cunha C, Junk WJ. A preliminary classification of habitats of the Pantanal of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, and its relation to national and international wetland classification systems. Em: The Pantanal: ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland. Junk WJ, Silva CJ, Nunes da Cunha C, Wantzen KM; 2010. p. 127-141.

10. Ratter JA, Bridgewater S, Ribeiro JF. Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. Edinb Journ Bot. 2003; 60: 57-109.

11. Felfili JM, Silva Júnior MC, Sevilha AC, Fagg CW, Walter BMT, Nogueira PE et al. Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. Plant Ecol. 2004; 175(1): 37–-46.

12. Scariot AO, Sevilha AC. Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais deciduais no Cerrado. Em: Scariot A, Sousa-Silva JC, Felfili JM (orgs.). Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação. Brasília: MMA; 2005.

13. Silva LS, Otoni TJO, Vieira AD. Variações temporais na estrutura em fitofisionomias de Cerrado e Floresta Estacional Semidecidual em Curvelo/MG. Ciênc Florest. 2020; 30(3): 730-742.

14. Françoso RD, Dexter KG, Machado RB et al. Delimiting floristic biogeographic districts in the Cerrado and assessing their conservation status. Biodivers Conserv. 2020; 29(5): 1477-1500.

15. Amaral AG, Munhoz CB, Walter BMT, Aguirre-Gutiérrez J, Raes N. Richness pattern and phytogeography of the Cerrado herb–shrub flora and implications for conservation. J Veg Sci. 2017; 28(4): 848-858.

16. Castilho-Silva AW, Pontara V, Bueno ML, Villa PM, Walter BMT, Meira-Neto JAA. The bulk of a plant hotspot: composition, species richness and conservation status of the Cerrado herbaceous-subshrub flora. Folia Geobot. 2024; 57: 1-11.

17. Durigan G. Zero-fire: not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil. Flora. 2020; 268: 151612.

18. Miranda HS, Sato MN, Nascimento-Neto R, Aires FS. Fires in the Cerrado, the Brazilian savanna. Em: Cochrane MA (org.). Tropical fire ecology: climate change, land use, and ecosystem dynamics. Chichester: Springer; 2009. p. 427-450.

19. Berlinck CN, Batista EK. Good fire, bad fire: It depends on who burns. Flora. 2020; 268: 151610.

20. Case TJ, Stever DM. Fire prevents woody encroachment only at higher-than-historical frequencies in a South African savanna. Ecology. 2016; 97(5): 1373-1383.

21. Gomes L, Miranda HS, Soares-Filho B, Rodrigues L, Oliveira U, Bustamante MMC. Responses of plant biomass in the Brazilian savanna to frequent fires. Front For Glob Change. 2020; 3(38): 507710.

22. Carvalho JC, Ribeiro JF, Oliveira-Filho AT. Estimativa do risco de incêndios florestais com base em fitofisionomias e fatores climáticos. Rev Árvore. 2016; 40(2): 267-276.

23. Durigan G, Ratter JA. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. J Appl Ecol. 2016; 53(8): 2044-2053.

24. Schmidt IB, Fonseca CB, Ferreira MC, Sato MN. Experiências internacionais de manejo integrado do fogo em áreas protegidas – recomendações para implementação de manejo integrado de fogo no Cerrado. Biodiversidade Bras. 2016; 6: 41-54.

25. Pivello VR, Vieira I, Christianini AV, Ribeiro DB, Menezes LS, Berlinck CN et al. Understanding Brazil's catastrophic fires: causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. Perspect Ecol Conserv. 2021; 19: 233-235.

26. Flake SW, Honda EA, Pilon NA, Hoffmann WA, Durigan G. Not all trees can make a forest: tree species composition and competition control forest encroachment in a tropical savanna. J Ecol. 2022; 110(2): 301-312.

27. ICMBio. Monitoramento da biodiversidade: roteiro metodológico de aplicação. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade; 2014. 40 p.

28. Felfili JM, Carvalho FA, Haidar RF. Manual para monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal. Brasília: Editora da UnB; 2005.

29. Swaine MD, Lieberman D, Putz FE. The dynamics of tree population in Tropical Forest: a review. J Trop Ecol. 1987; 3: 359-366.

30. Nobre RA, Kinouchi MR, Constantino PAL, Costa-Pereira R, Uehara-Prado M. Monitoramento da biodiversidade – roteiro metodológico de aplicação. Brasília: ICMBio; 2014. 40 p.

31. Oliveira LC, Didier K. O que precisamos saber para o sucesso de um bom monitoramento? Dicas baseadas nos padrões abertos de conservação. Biodiversidade Bras. 2015; 6(2): 147-160.

32. PNMB (Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade. Programa Monitora, Suprograma Terrestre, Componente Florestal, relatório 2014-2018. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade; 2021.

33. Oliveira U, Soares-Filho BS, Paglia AP et al. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. Sci Rep. 2017; 7(1): 1-9.

34. MapBiomas P. Collection 8 of the Annual Land Cover and Land Use Maps of Brazil [Internet]. 2023 [citado 15 de dezembro de 2023]. Disponível em: https://doi.org/10.58053/MapBiomas/VJIJCL,

35. Koppen WG, Geiger RM. Handbuch der klimatologie. Bull Am Geogr Soc. 1936; 43(12): 935.

36. Santos HG, Jacomine PKT, Anjos LHC (orgs.). Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 3º ed. Brasília, Brazil: Embrapa; 2013.

37. Kiataqui FK, Noronha SE, Simon MF. Contribution of the Brazilian National Forest Inventory to the knowledge of Cerrado woody flora. Biota Neotropica. 2022; 22(e20211306).

38. Gotelli NJ, Colwell RK. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecol Lett. 2001; 4: 379-391.

39. Hsieh TC, Ma KH, Chao A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers. Methods Ecol Evol. 2016; 7: 1451-1456.

40. Chao A. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. Ecol Monogr. 2014; 84: 45-67.

41. R DCT. R: A language and environment for statistical computing. Vol. 3. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2019.

42. Chen H. VennDiagram: Generate High-Resolution Venn and Euler Plots [Internet]. 2018. Disponível em: https://CRAN.R-project.org/package=VennDiagram

43. Legendre P, Legendre L. Numerical ecology. 3rd ed. Amsterdam: Elsevier; 2012.

44. Oksanen J. Vegan: ecological diversity [Internet]. 2019. Disponível em: http://CRAN.R-project.org/package=vegan

45. Borcard D, Gillet F, Legendre P. Numerical Ecology with R. New York: Springer; 2011.

46. Sheil D, May RM. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. J Ecol. 1996; 84: 91-100.

47. Mueller-Dombois D, Ellemberg H. Aims and methods of vegetation ecology. Ed), organizador. New York: John Wiley; 1974. 574 p.

48. Rezende AV, Vale A, Sanquetta CR, Figueiredo-Filho A, Felfili JM. Comparação de modelos matemáticos para estimativa do volume, biomassa e estoque de carbono da vegetação lenhosa de um cerrado *sensu stricto* em Brasília/DF. Sci For. 2006; 71: 65-76.

49. Martins MS, Miguel EP, Pinto JRR, Meira Junior MS, Souza FC, Souza HJ. Above-ground biomass accumulation in Cerradão managed by the mass ratio. N Z J For Sci. 2023; 53: 8.

50. Chave J et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. Glob Change Biol. 2014; 20: 3177-3190.

51. Oliveira GMV. Densidade da madeira em Minas Gerais: amostragem, espacialização e relação com variáveis ambientais [Dissertação de Mestrado.]. [Lavras/MG]: Universidade Federal de Lavras, Dept. Engenharia Florestal; 2014.

52. Vale AT, Brasil MAM, Leão AL. Quantificação e caracterização energética da madeira e casca de espécies do Cerrado. Ciênc Florest. 2002; 12: 71-80.

53. Souza YFD. Equações alométricas para estimativa de volume e biomassa em diferentes fitofisionomias do Cerrado [Metrado em Ciência Florestais]. [Brasília/DF]: Universidade de Brasília, Dep. de Eng. Florestal; 2020.

54. Chave J, Coomes D, Jansen S, Lewis SL, Swenson NG, Zanne AE. Towards a worldwide wood economics spectrum. Ecol Lett. 2009; 12(4): 351-366.

55. Baptista-Maria VR, Rodrigues RR, Damasceno-Junior G, Souza-Maria F, Souza VC. Composição florística de florestas estacionais ribeirinhas no Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. Acta Bot Bras. 2009; 23(2): 535-548.

56. Silva-Júnior MC, Felfili JM, Walter BMT. Análise da flora arbórea de matas de galeria do Distrito Federal: 21 levantamentos. Em: Ribeiro JF, Fonseca CEL, Sousa-Silva JC (orgs.). Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria. Planaltina: Embrapa Cerrados; 2001. p. 141-191.

57. Aquino FDG, Walter BMT, Ribeiro JF. Dinâmica de populações de espécies lenhosas de Cerrado, Balsas, Maranhão. Rev Árvore. 2007; 31(5): 793-803.

58. Roitman I, Felfili JM, Rezende AV. Tree dynamics of a fire-protected cerrado sensu stricto surrounded by forest plantations, over a 13-year period (1991 - 2004) in Bahia, Brazil. Plant Ecol. 2008; 197(2): 255-267.

59. Silva-Neto AJ, Mello JM, Fontes MAL, Santos RM, Batista APB, Scolforo JRS. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de cerrado *sensu stricto* em Minas Gerais, Brasil. Sci For. 2017; 45(113): 21-29. DOI: dx.doi.org/10.18671/scifor.v45n113.02

60. Oliveira AP, Felfili JM. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). Rev Bras Botânica. 2008; 31(4): 597-610.

61. Silva MR, Araújo GM. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. Acta Bot Bras. 2009; 23(1): 49-56.

62. Marimon BS, Marimon-Junior BH, Feldspausch TR et al. Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest-cerrado transition zone in southern Amazonia. Plant Ecol Divers. 2014; 7(1-2): 281-292.

63. Mews HA, Marimon BS, Pinto JRR, Silvério DV. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em floresta estacional semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. Acta Bot Bras. 2011; 25(4): 845-857.

64. Hoffmann WA. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. Ecology. 1999; 80(4): 1354-1369.

65. Morais VA, Scolforo JRS, Silva CA, Mello JM, Gomide LR, Oliveira AD. Biomass stocks in a fragment of Cerradão in Minas Gerais state, Brazil. Cerne. 2013; 19(2): 237-245.

66. Miguel EP, Rezende AV, Leal FA et al. Floristic, structural, and allometric equations to estimate arboreal volume and biomass in a cerradão site. Semin Agrar. 2017; 38(4): 1691-1702,.

67. Roquette JG. Distribuição da biomassa no Cerrado e a sua importância na armazenagem do Carbono. Ciênc Floresta St Maria. 2018; 28(3): 1350-1363.

68. Maia VA, Santos ABM, De Aguiar-Campos N, De Souza CR, De Oliveira MCF, Coelho PA et al. The carbon sink of tropical seasonal forests in southeastern Brazil can be under threat. Sci Adv. 18 de dezembro de 2020; 6(51): eabd4548.

69. Devine AP, McDonald RA, Quaife T et al. Determinants of woody encroachment and cover in African savannas. Oecologia. 2017; 183: 939-951.

70. Archer SR, Andersen EM, Predick KI, Schwinning S, Steidl RJ, Woods SR. Woody plant encroachment: causes and consequences. Em: Briske DD (org.). Rangeland Systems Processes, Management and Challenges. Springer International Publishing; 2017. p. 25-84.

71. Miranda HS, Neto WN, Neves BMC. Caracterização das queimadas de Cerrado. Em: Miranda HS (org.). Efeitos do regime de fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: Projeto Fogo IBAMA. 2010. p. 23-73.

72. Neri SCM, Bomfim B, Pereira RS, Santos PV, Tetto AF. Decadal fire effects on the structure, composition, diversity, and aboveground carbon stocks of a Neotropical savanna. Forests. 2023; 14(12): 2294.

73. Chiminazzo MA, Bombo AB, Charles-Dominique T, Fidelis A. To protect or to hide: why not both? An investigation of fire-related strategies in Cerrado woody species. Flora. 2023; 306: 152350.

74. Geiger EL, Gotsch SG, Damasco G, Haridasan M, Franco AC, Hoffman WA. Distinct roles of savanna and forest tree species in regeneration under fire suppression in a Brazilian savanna. J Veg Sci. 2011; 22: 312-321.

75. Bombo AB, Appezzato-da-Glória B, Fidelis A. Fire exclusion changes belowground bud bank and bud-bearing organ composition jeopardizing open savanna resilience. Oecologia. 2022; 199(1): 153-164.

76. Barradas ACS, Borges MA, Costa MM, Ribeiro KT. Paradigmas da gestão do fogo em áreas protegidas no mundo e o caso da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. Biodiversidade Bras. 2020; 10(2): 71-86.

77. Fidelis A. Is fire always the "bad guy"? Flora. 2020; 268: 151611.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edições Temáticas:
• Sustentabilidade da Araucária
• Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora
n.2, 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