



**Biodiversidade
Brasileira**
Revista Científica

ISSN 2236 2886

Ano 14 – Número 4 – 2024

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

Guilherme Giovanni

Editores ICMBio:

Christian Niel Berlinck
Luanne Helena Augusto Lima
Cezar Chiroso
Carla Natacha Marcolino Polaz
Lara Gomes Côrtes

Editores Fluxo Contínuo:

Onildo João Marini Filho
Fernanda Oliveto
Comitê Temático





v. 14 n. 4 (2024)

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

- 1-21 O fogo e a herpetofauna no Pantanal: observações durante e após os incêndios
- 22-36 Fire footprint in the Pantanal: evaluation of the impact in forest areas at the Ramsar Site, Taiamã Ecological Station
- 37-55 The effect of fire on the structure and composition of the plant community in paleo-levees, Pantanal, Brazil
- 56-68 Assessing Pantanal fauna through environmental DNA metabarcoding after the 2020 megafire
- 69-88 Manejo do fogo na pecuária pantaneira: Percepções e oportunidades para sua gestão sustentável no bioma
- 89-105 Análise da suscetibilidade de espécies da ictiofauna da região hidrográfica do rio Paraguai aos incêndios de 2020
- 106-137 Líquens do Miranda, Pantanal: uma investigação das espécies líquênicas dos capões
- 138-154 Renascimento Verde: uma solução para a restauração de florestas ripárias através do banco de sementes
- 155-168 Playing with fire: the vital influence of traditional knowledge on the socio biodiversity of the Pantanal
- 169-182 Risk and resilience: a review of functional traits influencing fire vulnerability in Pantanal mammals
- 183-201 A percepção de comunidades tradicionais pantaneiras a respeito dos impactos dos incêndios florestais de 2020
- 202-225 Diagnóstico do impacto de incêndios em macro habitat na RPPN SESC Pantanal sobre o ponto de vista de dados multiespectrais obtidos por RPAS/drone
-

Fluxo contínuo

- 1-9 Bat fauna in an ore extraction area in Central Brazil
- 10-28 Análise da distribuição espaço-temporal de tartarugas-marinhas em Arraial do Cabo, Rio de Janeiro

29-42	A seca de 2019: operações de resgate e realocação de peixes conduzidas na Floresta Nacional de Ipanema, Iperó, São Paulo, Brasil
43-55	O que os planos de manejo integrado do fogo informam sobre a gestão do fogo no Cerrado?
56-67	Áreas e sítios importantes para a conservação de morcegos – AICOMs e SICOMs como estratégias para a conservação
68-67	Áreas e sítios importantes para a conservação de morcegos – AICOMs e SICOMs como estratégias para a conservação



v. 14 n. 4 (2024)

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

Editores-chefes

Cecília Cronemberger de Faria

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Onildo João Marini Filho

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Editora-assistente

Fernanda Oliveto

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Conselho editorial

Cecília Cronemberger de Faria

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

Onildo João Marini Filho

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Restauração Ecológica (CBC), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), editor-chefe

Daniel Luis Zanella Kantek

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

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 Emílio Goeldi

Editores da Seção Temática Ecologia do Fogo e Conservação do Bioma Pantanal

Christian Niel Berlinck

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros (CENAP), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Luanne Helena Augusto Lima

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros (CENAP), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Cezar Chiroso

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

Carla Natacha Marcolino Polaz

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Aquática Continental (CEPTA), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Lara Gomes Côrtes

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios (RAN), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Comitê Temático

Conservação e manejo de unidades de conservação

Anderson Alves Santos

Instituto Federal Minas Gerais (IFMG) - campus Formiga

Daniel Medina Corrêa Santos

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Demétrio Luis Guadagnin

Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

Diógenes Félix da Silva Costa

Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

Fernanda Loffler Niemeyer Attademo

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Lucas Cunha Ximenes

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

Pollyanna Coêlho de Sousa

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Gestão e uso sustentável

Carlos Eduardo Silveira da Silva

Parque Científico e Tecnológico do Sul da Bahia (PCTsul)

Diego Maia Zacardi

Universidade Federal do Maranhão (UFMA)

Diesse Aparecida de Oliveira Sereia

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

Jairo Fernando Pereira Linhares

Pesquisador independente

Norah Costa Gamarra

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)



Paula Soares Pinheiro

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)

Matheus Gonçalves dos Reis

Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INAU)

Raone Beltrão-Mendes

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Ricardo Eduardo Vicente

Instituto Nacional de Pesquisa do Pantanal (INPP)

Welber Senteio Smith

Universidade Paulista (UNIP)

Yulie Shimano Feitoza

Instituto Nacional de Pesquisa do Pantanal (INPP)

Fiscalização e proteção**Daniela Teodoro Sampaio**

Instituto Bicho D'água: Conservação Socioambiental (IBD)

Rodrigo Cambará Printes

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Editores convidados**Daniel Kantek**

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Keila Rego Mendes

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Editor de layout e diagramação**Denys Márcio de Sousa**

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Isabella Henning Burmester Ramirez

Voluntária

Revisoras de textos em Língua Portuguesa**Fernanda Oliveto**

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Aline Soares Passos

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Estagiária da revista**Mariana Soares Aragão Miranda**

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Comunicação e divulgação**Bruna Rickes****Avaliadores da edição****Ana Luíza Destro**

Universidade Federal de Viçosa (UFV)

Carolina B. Batista

Universidade Federal de Goiás (UFG)

Christian Niel Berlinck

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros (CENAP), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Claudio Bellini

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Cristiane Russo

ACADEBIO, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Daniel Borini Alves

Universidade Estadual Vale do Acaraú (UVA)

Daniel Carvalho

Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ)

Eliane Cristina Moreno Pedri

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Erich Arnold Fischer

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS)

Erik Allan Pinheiro dos Santos

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Filipe Viegas de Arruda

Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM)

Fillipe Tamiozzo Pereira Torres

Universidade Federal de Viçosa (UFV)

Franciele Fath

Naturae Consultoria Ambiental

Gabriel Henrique Pires de Mello Ribeiro

Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)

Ginia Cezar Bontempo

Universidade Federal de Viçosa (UFV)

Hernani Fernandes Magalhães de Oliveira

Departamento de Fitopatologia da Universidade de Brasília (UnB) e Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná (UFPR)

Izabela Santos Mendes

Instituto Tecnológico Vale (ITV)

Júlia Lins Luz

Piper 3D

Larissa Cristina Dias Limirio

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Lucca Toschi

Universidade Estadual de Goiás (UEG)

Márcia Käffer

Universidade Estadual Paulista (UNESP)

Mario Luis Orsi

Universidade Estadual de Londrina (UEL)

Paula Leão Ferreira

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Priscilla Soares dos Santos

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq)

Rafael Moraes Chiaravalloti

University College London

Sandra Aparecida Santos

Embrapa Pantanal

Silvia Britto Barreto

Instituto Tecnológico Vale (ITV)

Thiago Borges Semedo Fernandes

Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ)



Editorial

Ecologia do Fogo e Conservação do Bioma Pantanal

Christian Niel Berlinck, Luanne Helena Augusto Lima, Cezar Chiroso, Carla Polaz, Lara Gomes Côrtes, Gerson Buss

A Revista Biodiversidade Brasileira tem uma posição relevante na divulgação de informações importantes para a gestão do fogo no Brasil ao publicar artigos científicos sobre ecologia do fogo. Já foram lançados cinco números temáticos distintos tratando deste tema, sendo este o sexto. Estes trabalhos acompanham as alterações nas estratégias de gestão do fogo, em especial a mudança de paradigma da sua exclusão para a implementação do Manejo Integrado do Fogo (MIF), respeitando as necessidades culturais do uso do fogo e sua função como fator ecológico, ou seja, aliando a sustentabilidade econômica com a conservação da sociobiodiversidade [1].

Em 2011, ano de lançamento da revista, em seu segundo número intitulado Manejo do Fogo em Áreas Protegidas (<https://revistaelectronica.icmbio.gov.br/index.php/BioBR/issue/view/15>). Já em 2016, outro número temático com o mesmo título disponibilizado em (<https://revistaelectronica.icmbio.gov.br/index.php/BioBR/issue/view/44>). No ano de 2019, em decorrência da 7ª Conferência Internacional sobre Incêndios Florestais (Wildfire) que ocorreu no Brasil, a revista publicou os anais do evento em português (<https://revistaelectronica.icmbio.gov.br/index.php/BioBR/issue/view/65>), e, em 2020, lançou os anais em inglês (<https://revistaelectronica.icmbio.gov.br/index.php/BioBR/issue/view/69>). Em 2021 publicou os artigos produzidos pelos principais palestrantes (<https://revistaelectronica.icmbio.gov.br/index.php/BioBR/issue/view/72>).

Este número temático, lançado em novembro de 2024, é o primeiro a tratar da gestão do fogo em um único bioma, o Pantanal, e em um momento de aprofundamento da crise climática. A publicação de conhecimentos novos tratando de um evento recente de grande impacto no bioma é fundamental para que o conhecimento científico possa subsidiar a implementação de estratégias de gestão para prevenir a ocorrência de incêndios em vegetação em escala de paisagem. Essas estratégias devem integrar os diversos tipos de interesses e interessados, indo desde a conservação e abrangendo setores como turismo, pesca, pecuária tradicional, atentando para os interesses e necessidades de povos e comunidades

tradicionais e indígenas. O triângulo do MIF tem a ecologia do fogo como base de sustentação para decidir as melhores estratégias e técnicas de manejo do fogo, desde sua importância como fator ecológico até sua exclusão, integrado com o respeito e ordenamento do uso do fogo com fins culturais e econômicos [2][3].

Durante o biênio 2019/2020, ocorreu uma das secas mais acentuadas que se teve notícia no Bioma Pantanal. Em 2020, a redução dos níveis de alagamento, as altas temperaturas e os ventos fortes, em associação com alterações no uso e ocupação histórica do solo, deixaram o combustível vegetal acumulado mais suscetível ao fogo. Diversas ignições provocadas pelo homem, associadas a algumas ignições por raios, e potencializadas pelas condições climáticas, geraram os incêndios mais severos e extensos de que já se teve registro no Pantanal [5]. Como resultado, aproximadamente 30% do bioma queimou com alta intensidade e severidade, com incêndios de subsolo, terrestres e aéreos, simultaneamente [5]. A fauna sofreu impactos diretos com queimaduras e mortalidade [6] e indiretos com a alteração drástica do ambiente [4] e, afetando tanto a diversidade quanto a abundância de espécies [7]. As comunidades tradicionais e povos indígenas pantaneiros também sofreram impactos socioeconômicos.

Órgãos públicos das três esferas de governo, movimentos da sociedade civil e ONGs se organizaram para combater os incêndios, mitigar os efeitos negativos sobre a sociobiodiversidade, monitorar e pesquisar para entender o ocorrido, seus efeitos, e planejar ações eficientes para que incêndios desta magnitude não se repitam. Como resultado desses esforços, o ICMBio implementou o projeto “Avaliação do Impacto do Fogo sobre a Biodiversidade do Pantanal”, que se articulou com outras iniciativas, destacando-se: O Projeto “RPANTANAL – Rede Pantanal de Pesquisa/PPBio: I – Desenvolvimento de instrumentos para compreensão, gestão e prevenção de incêndios catastróficos no Bioma Pantanal” apoiado pela FINEP/MCTI; o Projeto “Avaliação do

Impacto do Fogo sobre a Biodiversidade e o Solo, Contribuições para o Estabelecimento do Manejo Integrado do Fogo no Pantanal” apoiado pela SEMA-MT e FAPEMAT (Edital nº 012/2020); e o “Estudo de Longa Duração dos Efeitos do Fogo ao Longo do Gradiente de Inundação no Pantanal” apoiado pelo CNPq/MCTI/CONFAP-FAPS/PELD nº 21/2020.

Diversas pesquisas têm demonstrado o momento crucial para se pensar a conservação do Pantanal, Marengo et al. [8], por exemplo, demonstram que eventos climáticos extremos serão mais intensos e frequentes, como percebido no biênio 2019/2020 e também vivenciado neste ano de 2024 com a seca severa, os baixos níveis de inundação e as temperaturas elevadas. Isto demonstra ainda mais a necessidade de produção de conhecimentos científicos que auxiliem no entendimento dos efeitos do fogo sobre a sociobiodiversidade do Pantanal, e que orientem a implementação de ações de prevenção de incêndios em vegetação, bem como ações de mitigação dos efeitos negativos.

Hardesty et al. [9] classificaram o Pantanal com ambiente pirofítico, assim como o Cerrado e o Pampa. Assim, a problemática enfrentada pelo Bioma está mais relacionada à alteração do regime histórico do fogo, ou sejam, alteração da frequência de incêndios, época de ocorrência, ambiente afetado, e extensão da área atingida; do que com sua ocorrência [10]. Excluir o fogo de ambientes pirofíticos não é mais tido como solução uma vez que altera a paisagem e a ocorrência de espécies, além de aumentar o acúmulo de combustível disponível para queimas potencializando a ocorrência de incêndios [9].

Neste sentido, os artigos publicados no volume 14, número 4, intitulado **Ecologia do Fogo e Conservação do Bioma Pantanal** abordam questões que envolvem os efeitos do fogo sobre o

ambiente, biodiversidade e cultura. São tratadas questões sobre a importância histórica do fogo para manutenção cultural e econômica das comunidades pantaneiras, bem como esta relação é fundamental para manutenção do equilíbrio do Pantanal que conhecemos hoje, além é claro, do papel da sociedade no seu uso correto e não prejudicial para a sociedade e para o clima.

Outro ponto crucial tratado em alguns artigos, caracteriza o Pantanal como uma savana inundável, ou seja, um ambiente que evoluiu com a presença do fogo e que é fruto desta interação com os níveis inundação. Como consequência da interação destes dois drivers, fogo e água, a fauna e a flora apresentam adaptações à interação entre a ocupação humana há pelo menos 8.000 anos [11] e o regime histórico de fogo e inundação. Neste sentido são abordados efeitos diretos e indiretos, positivos e negativos, do fogo sobre macrohabitat do Pantanal, fitofisionomias, ictiofauna, répteis e mamíferos (arborícolas e terrestres), e como a restauração pode auxiliar na mitigação dos efeitos negativos.

Dentre as diversas metodologias de análises uma merece destaque por seu caráter inovador no Brasil, a utilização de técnicas de DNA Ambiental Metabarcoding para monitoramento de biodiversidade e suas interações com alterações ambientais, em levantamentos não invasivos e que permitem identificar espécies raras, de pequeno porte, crípticas e elusivas.

Por fim, esperamos que os artigos aqui publicados contribuam para tomada de decisão para conservação do Pantanal, integrando conservação ambiental com sustentabilidade cultural e econômica, e que ao mesmo tempo apresente questões e desperte curiosidade para induzir pesquisas continuadas e futuras.

Referências

1. Myers RL. 2006. Living with Fire: Sustaining Ecosystems & Livelihoods Through Integrated Fire Management. The Nature Conservancy, Global Fire Initiative
2. Berlinck CN, Lima LHA. 2021. Implementation of Integrated Fire Management in Brazilian Federal Protected Areas: Results and Perspectives. Biodiversidade Bras. 11(2): 1-11.
3. Silva CS, Fontoura SCC, Garda AB, Lima LHA, Berlinck CN. 2022. Fogo: da catástrofe à conservação ambiental. Revista Ciência Hoje. n.392
4. Berlinck CN, Lima LHA, Pereira AMM, Carvalo-Junior EAR, Paula RC, Tomas WM, Morato RG. 2021. The Pantanal is on fire and only a sustainable agenda can save the largest wetland in the world. Brazilian Journal of Biology, 82: e244200. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.244200>

5. Libonati R, DaCamara CC, Peres LF, de Carvalho LAS, Garcia LC. (2020). Rescue Brazil's burning Pantanal wetlands. *Nature*, 588(7837): 217-219. <https://doi.org/10.1038/d4158-6-020-03464-1>
6. Tomas WM, Berlinck CN, Chiaravalloti RM, Faggioni GP, Strüssmann C, Libonati R, Abrahão CR, Alvarenga GV, Bacellar AEF, Batista FRQ, Bornato TS, Camilo AR, Castedo J, Fernando AME, Freitas GO, Garcia CM, Gonçalves HS, Guilherme MBF, Layme VMG, Lustos, APG, Oliveira AC, Oliveira MR, Pereira AMM, Rodrigues JA, Semedo TBF, Souza RAD, Tortato FR, Viana DFP, Vicente-Silva L, Morato RG. 2021. Forest type modulates mammalian responses to megafires. *Scientific Reports*, 14: 13538. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-64460-3>
7. Magioli M, Lima LHA, Villela PMS, Sampaio R, Bonjorne L, Ribeiro RLA, Kantek DLZ, Miyazaki SS, Semdeo TBF, Libardi GS, Saranhol BH, Eriksson CE, Morato RG, Berlinck CN. 2024. Forest type modulates mammalian responses to megafires. *Scientific Report*, 14: 13538. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-64460-3>
8. Marengo JA, Alves LM, Torres RR. (2016). Regional climate change scenarios in the Brazilian Pantanal watershed. *Climate Research*, 68(2-3): 201-213. <https://doi.org/10.3354/cr01324>
9. Hardesty J, Myers R, Fulks W, 2005. Fire, ecosystems, and people: a preliminar assessment of fire as a global conservation issue. *George Wright Forum* 22, 78-87.
10. Pivello VR, Vieira I, Christianini AV, Ribeiro DB, da Silva Menezes L, Berlinck CN, Melo FPL, Marengo JA, Tornquist CG, Tomas WM, Overbeck GE, 2021. Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. *Perspect. Ecol. Conserv.* 19: 233-255. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>.
11. Power MJ, Whitney BS, Mayle FE, Neves DM, de Boer J, Maclean KS, 2016. Fire, climate and vegetation linkages in the Bolivian Chiquitano seasonally dry tropical forest. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 371, 20150165, <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0165>.

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

<http://www.icmbio.gov.br/revistaelectronica/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 fogo e a herpetofauna no Pantanal: observações durante e após os incêndios

Alejandro Valencia-Zuleta¹

 <https://orcid.org/0000-0003-2515-6709>

Aline Richter²

 <https://orcid.org/0000-0001-6385-153X>

Gabriela do Valle Alvarenga³

 <https://orcid.org/0000-0003-2633-1660>

Flavia Regina de Queiroz Batista²

 <https://orcid.org/0000-0002-0942-8420>

Leonardo Felipe Bairos Moreira⁴

 <https://orcid.org/0000-0002-2753-9933>

Bruna Arbo-Meneses²

 <https://orcid.org/0000-0002-8144-5786>

Ana Paula Gomes Lustosa²

 <https://orcid.org/0000-0002-0468-8637>

Christine Strüssmann⁵

 <https://orcid.org/0000-0001-9880-9489>

Carlos Roberto Abrahão²

 <https://orcid.org/0000-0002-5952-7929>

Lara Gomes Côrtes^{2,*}

 <https://orcid.org/0000-0001-9918-7589>

* Contato principal

¹ Universidade Federal de Goiás/UFG, Departamento de Ecologia, Laboratório de Herpetologia e Comportamento Animal, Goiânia/GO, Brasil. <alejandrovalencia08@gmail.com>.

² Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios/RAN, Goiânia/GO, Brasil. <aline.richter.bolsista@icmbio.gov.br, flavia.batista@icmbio.gov.br, brunameneses@gmail.com, ana-paula.lustosa@icmbio.gov.br, carlos.abrahao@icmbio.gov.br, lara.cortes@icmbio.gov.br>.

³ Universidade Federal de Mato Grosso/UFMT, Programa de pós-graduação em ecologia, Campus Cuiabá, Cuiabá/MT, Brasil. <gabidovallea@hotmail.com>.

⁴ Instituto Nacional de Pesquisa do Pantanal/INPP, Campus da UFMT, Boa Esperança, Cuiabá/MT, Brasil. <leonardobm@gmail.com>.

⁵ Universidade Federal de Mato Grosso/UFMT, Faculdade de Medicina Veterinária, Boa Esperança, Cuiabá/MT, Brasil. <chrstrussmann@gmail.com>.

Recebido em 08/03/2024 – Aceito em 13/08/2024

Como citar:

Valencia-Zuleta A, Richter A, Alvarenga GV, Batista FRQ, Moreira LFB, Arbo-Meneses B, Lustosa APG, Strüssmann C, Abrahão CR, Côrtes LG. O fogo e a herpetofauna no Pantanal: observações durante e após os incêndios. *Biodivers. Bras.* [Internet]. 2024; 14(4): 1-21. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2556

Palavras-chave: Áreas úmidas; anfíbios; répteis; emergências ambientais; monitoramento.

RESUMO – O Pantanal vem sofrendo diferentes ameaças ao longo dos anos, as quais têm alterado suas paisagens e prejudicado o pulso de inundação. Desde 2020, uma das maiores preocupações relativas à conservação de biodiversidade do bioma é a mudança do regime de fogo e os impactos dos grandes incêndios. O aumento na frequência e na intensidade de incêndios é uma das ameaças apontadas pela ciência como causa de declínio mundial das populações de anfíbios e répteis. O objetivo principal deste trabalho foi descrever os padrões observados na composição, distribuição e história natural das espécies de répteis e anfíbios amostrados durante e após os eventos de incêndio que vêm afetando o Pantanal desde 2020. Além disso, apontamos as dificuldades enfrentadas para estimar o impacto do fogo sobre a herpetofauna local e sugerimos aprimoramentos da metodologia utilizada. Os dados foram obtidos durante seis expedições, realizadas entre 2020 e 2023, em momentos hidrológicos distintos (seca e vazante) e em diferentes circunstâncias de amostragem: emergência e

monitoramento. Emergência compreende os registros feitos durante eventos de incêndio e consistiu na contagem de animais mortos; enquanto o monitoramento, aplicado em momentos sem fogo, consistiu na amostragem passiva e ativa de animais vivos. Para cada espécie registrada durante as amostragens buscamos na literatura informações complementares sobre a categoria de risco de extinção, *habitat* e hábitos. Considerando as expedições e as diferentes metodologias aplicadas, contabilizamos 1708 registros de 45 espécies nos municípios de Barão de Melgaço e Poconé. A riqueza e abundância de anfíbios e répteis responderam de formas diferentes em campanhas emergenciais e no monitoramento. Os anfíbios de grande porte com hábitos terrestres ou semifossoriais, assim como as serpentes aquáticas e semiaquáticas, foram os grupos com maior número de carcaças registradas após os incêndios. Durante o monitoramento, entretanto, avistamentos de serpentes aquáticas foram muito reduzidos. Nesse contexto, destacamos a importância de estudos de monitoramento de longo prazo com metodologias adequadas às condições hidrológicas, grupo taxonômico e ocorrência de incêndios. *Helicops boitata*, uma espécie de cobra d'água endêmica do Pantanal, foi registrada apenas durante a campanha de contagem de animais mortos nos incêndios de 2020, realizada na estação seca. A recorrência de grandes incêndios na região pode representar forte ameaça para essa e outras espécies com hábitos semelhantes. O monitoramento contínuo de áreas amostradas durante incêndios é de extrema importância para identificar espécies resilientes ou intolerantes ao fogo e fundamental para o desenvolvimento de medidas de conservação adequadas para cada grupo taxonômico.

Fire and herpetofauna in the Pantanal: observations during and post-fire events

Keywords: Wetlands; amphibians; reptiles; environmental emergencies; monitoring.

ABSTRACT – The Pantanal has faced different threats over the years, which have altered its landscapes and harmed the flood pulse. Since 2020, one of the foremost concerns regarding preserving the biome's biodiversity has been the change in the fire regime and the impacts of extensive fires. The increase in the frequency and intensity of fires is one of the threats identified by science as a cause of the global decline in amphibian and reptile populations. The main objective of this study was to describe the patterns observed in the composition, distribution, and natural history of reptile and amphibian species sampled during and post-fire incidents that have been affecting the Pantanal since 2020. Additionally, we point out the difficulties in estimating the impact of fire on the herpetofauna of the Pantanal and suggest improvements to the methodology used. Data were obtained during six expeditions carried out between 2020 and 2023, at different hydrological periods (dry and low water) and in different sampling circumstances: emergency and monitoring. Emergency refers to the records made during fire events and consists of counting dead animals, while monitoring, applied during free-fire periods, consists of passive and active sampling of live animals. For each species recorded during sampling, we sought complementary information in the literature regarding extinction risk category, habitat, and habits. Considering all the expeditions and the different methodologies, we documented 1708 records of 45 species in the municipalities of Barão de Melgaço and Poconé. The richness and abundance of amphibians and reptiles responded differently in emergency and monitoring campaigns. Large-bodied amphibians with terrestrial/semifossorial habits, as well as aquatic and semiaquatic snakes, were the groups with the highest number of deaths recorded after the fire. During monitoring, however, sightings of aquatic snakes were very low. In this context, we highlight the importance of long-term monitoring studies, with methodologies appropriate to the hydrological conditions, taxonomic group, and fire occurrence. *Helicops boitata*, a species of water snake endemic to the Pantanal, was recorded only during the campaign to count dead animals in the 2020 fires carried out during the dry season. The recurrence of large fires in the region may pose a serious threat to this and other

species with similar habits. Continuous monitoring of areas sampled during fires is extremely important to identify fire-resilient or intolerant species and is fundamental for the development of appropriate conservation measures for each taxonomic group.

El fuego y la herpetofauna del Pantanal: observaciones durante y después de los incendios

Palabras clave: humedales, anfibios, reptiles, emergencias ambientales, monitoreo.

RESUMEN – El Pantanal ha sufrido diferentes amenazas a lo largo de los años, las cuales han alterado sus paisajes y afectado el ciclo de inundaciones. Desde 2020, una de las mayores preocupaciones en términos de conservación de la biodiversidad de este bioma es el cambio en el régimen de incendios y los impactos de los grandes incendios. El aumento de la frecuencia e intensidad de los incendios se ha identificado como una de las amenazas que, según la ciencia, están contribuyendo al declive de las poblaciones de anfibios y reptiles. El objetivo principal de este estudio fue describir los patrones observados en la composición, distribución e historia natural de las especies de reptiles y anfibios del Pantanal, muestreados durante y después de los incendios ocurridos desde 2020. También, indicamos las dificultades encontradas al estimar el impacto del fuego en la herpetofauna del Pantanal y se proponen mejoras metodológicas para futuras investigaciones. Para obtener los datos, se utilizaron dos circunstancias de muestreo: emergencia y monitoreo. La emergencia comprendió recopilar informaciones durante eventos de incendio, consistiendo en el conteo de animales muertos, mientras que el monitoreo se realizó en periodos sin incendio, mediante muestreos pasivos y activos de animales vivos. Para cada especie registrada durante el muestreo, se recopilaron datos sobre la categoría de riesgo de extinción, hábitat y hábito. Considerando todas las expediciones y las diferentes metodologías, se documentaron 1708 registros de 45 especies en los municipios de Barão de Melgaço y Poconé. La riqueza y la abundancia de anfibios y reptiles respondieron de manera diferente a las campañas de emergencia y monitoreo. Los anfibios de gran tamaño con hábitos terrestres/semifosoriales, así como las serpientes acuáticas y semiacuáticas, fueron los grupos con mayor número de muertes registradas después del incendio. Durante el monitoreo, sin embargo, los avistamientos de serpientes acuáticas fueron muy reducidos. En este contexto, destacamos la importancia de estudios de monitoreo a largo plazo, con metodologías adecuadas a las condiciones hidrológicas, grupo taxonómico y ocurrencia de incendios. *Helicops boitata*, una especie de serpiente acuática endémica del Pantanal fue registrada únicamente durante la campaña de conteo de animales muertos en los incendios de 2020, realizada en la estación seca. La recurrencia de grandes incendios en la región puede representar una fuerte amenaza para esta y otras especies con hábitos similares. El monitoreo continuo de áreas muestreadas durante incendios es de extrema importancia para identificar especies resilientes o intolerantes al fuego y fundamental para el desarrollo de medidas de conservación adecuadas para cada grupo taxonómico.

Introdução

O Pantanal, a maior área úmida continental contínua do planeta, desempenha múltiplos serviços ecossistêmicos fundamentais para os ciclos hidrológicos e biogeoquímicos, incluindo: provisão; purificação e recarga hídrica; fontes e sumidouros de carbono, além de abrigar diversas espécies abundantes no bioma[1]. Embora seja

considerado um dos biomas brasileiros mais bem preservados, o Pantanal vem sofrendo diferentes ameaças ao longo dos anos, as quais têm alterado suas paisagens e prejudicado o pulso de inundação. Entre 1985 e 2022, a área destinada à agropecuária quase triplicou no Pantanal, chegando a mais de 2,2 milhões de hectares[2]. A hidrologia do Pantanal também está comprometida por um programa acelerado de construção de barragens na Bacia do

Alto Paraguai[3][4]. Essas mudanças na dinâmica do uso e cobertura do solo, associadas com as alterações climáticas, aceleram as mudanças no regime natural de fogo, tornando esses eventos mais frequentes e intensos[5], o que apresenta desafios ambientais e sociais urgentes.

Além disso, as mudanças climáticas têm alterado o regime de chuvas e causado o prolongamento de estações secas e o aumento das temperaturas máximas no Pantanal[6]. Nas últimas três décadas, os ambientes aquáticos da região sofreram uma redução notável[7]. Esse encolhimento, aliado a recorrentes ondas de calor, tem favorecido a propagação de incêndios. Os campos e savanas do Pantanal têm um histórico de incêndios sazonais, os quais originalmente se concentram na transição da estação seca para a chuvosa (i.e., incêndios sazonais provocados por raios). Contudo, ignições induzidas pelo homem (i.e., fogueiras, queima para limpeza de pastagens) podem acontecer ao longo de todo o ano, resultando em incêndios mais extremos dependendo das condições climáticas[8]. Considerando apenas o ano de 2020, a frequência de incêndios aumentou exponencialmente à medida que a acessibilidade humana expandiu, com 60 % dos focos de incêndio ocorrendo a 5 km de ferrovias, rios e rodovias [9]. A sinergia entre extremos climáticos, intensificação agrícola e outros estressores tem tornado os incêndios cada vez mais frequentes no bioma, o que representa forte ameaça para espécies sensíveis ao fogo[10]. Essas mudanças no regime de fogo são extremamente perigosas, sobretudo em ecossistemas com baixa resiliência ao fogo, como áreas úmidas em geral[11]. Tais alterações têm o potencial de prejudicar até mesmo espécies adaptadas e dependentes da presença regular do fogo[12][13].

Em 2020, grandes incêndios consumiram aproximadamente 40.000 km² do Pantanal brasileiro[14]. Esse foi o maior incêndio já registrado na história do bioma desde o início do monitoramento de focos de calor na região[15]. Um estudo utilizando a metodologia *distance sampling*[16], que permite estimar a densidade de animais ao longo de transectos, estimou que pelo menos dezessete milhões de vertebrados morreram afetados diretamente pelos incêndios naquele ano. Desses, cerca de 237 mil eram répteis, especialmente serpentes e lagartos, e cerca de dez milhões eram anfíbios[16]. Já um outro estudo, considerando a densidade conhecida das espécies no bioma, sugeriu que o número de vertebrados mortos direta ou indiretamente pelos incêndios em 2020 pode chegar aos 65 milhões[17].

No que diz respeito à herpetofauna, os mecanismos que levam ao declínio ou à sobrevivência das populações em decorrência das alterações ambientais causadas pelo fogo ainda são pouco compreendidos[10][18][19], especialmente na região neotropical. Em ecossistemas sujeitos a incêndios regulares, o fogo pode desempenhar um papel-chave na criação e manutenção da vegetação, na regeneração de *habitat* e no fornecimento de recursos para essas espécies[20]. No entanto, os incêndios podem variar em amplitude e intensidade[21]. Em grandes escalas e frequências, provocam a degeneração de *habitat* e grande mortalidade na fauna, afetando a sobrevivência e o comportamento das espécies[21][22]. Assim, alterações no regime de fogo podem ser ainda mais relevantes para anfíbios e répteis [12][18][23][24][25] – por conta da limitada capacidade de dispersão, estreita dependência e alta sensibilidade às perturbações do *habitat*[26].

Por esses motivos, agregar informações sobre mortalidade imediata em áreas recém queimadas, além dos registros de ocorrência das espécies é fundamental para compreender os impactos dos grandes incêndios sobre a herpetofauna e como as espécies estão distribuídas na planície. Contudo, também é um desafio complexo, pois demanda diferentes formas de estimar a diversidade em *habitat* e condições ambientais variadas. Este estudo teve como objetivo principal apresentar dados descritivos sobre i) número de espécimes de anfíbios e répteis mortos em áreas recém queimadas durante as campanhas emergenciais; ii) riqueza de espécies, abundância, *habitat*, hábitos e distribuição das espécies de répteis e anfíbios registrados nas campanhas entre os anos de 2020 e 2023; e, por fim, iii) dificuldades encontradas para obtenção dos dados, apresentando sugestões para o desenvolvimento de metodologias adequadas aos momentos hidrológicos distintos (seca e cheia) e em diferentes circunstâncias (presença ou ausência de fogo). Desta forma, buscamos contribuir com informações iniciais para o desenvolvimento de estratégias que permitam melhorar a compreensão do impacto do fogo sobre as espécies de répteis e anfíbios do Pantanal, em especial as espécies ameaçadas.

Material e Métodos

Área de estudo

O Pantanal é uma grande planície aluvial com cerca de 179 mil km², situada na depressão da Bacia do Alto Paraguai. Sua abrangência se estende aos

territórios do Paraguai (4%), da Bolívia (18%) e cerca de 150 mil km² no Brasil (78%) – nos estados de Mato Grosso do Sul e Mato Grosso[27]. A região apresenta um pulso de inundação sazonal monomodal com variabilidade anual e plurianual[28], tendo períodos de seca (maio a setembro) e de chuvas (outubro a abril) bem definidos. A planície apresenta defasagem entre o início das chuvas e a cheia, boa parte devido à baixa declividade do local[29]. Essa defasagem corresponde ao período de enchente, enquanto o período de transição do final da cheia para a seca é conhecido como vazante[30].

A planície do Pantanal compreende um mosaico de vegetações associadas às áreas permanentemente aquáticas, áreas invadidas pela água apenas durante as cheias e áreas permanentemente terrestres (levemente elevadas), como os capões e as cordilheiras[31]. As áreas sujeitas à inundação sazonal variam quanto à cobertura vegetal, desde formações completamente desprovidas de cobertura, passando por campos limpos naturais (cobertos com

plantas herbáceas), áreas mistas com agrupamento de plantas herbáceas, arbustivas e árvores (e.g., campos de murundus, campo tomado por invasoras, como o canjical, pombeiral, algodão etc.), florestas monoespecíficas (e.g., cambarazal, carvoeiro) até florestas poliespecíficas com diferentes tolerâncias ao tempo de inundação[32].

Características da vegetação, bem como aspectos relacionados aos padrões de inundação, ao relevo, a processos de sedimentação e tipos de solos, entre outros, têm sido usadas para delimitar diferentes sub-regiões do Pantanal (e.g., [29][33]). O presente estudo foi realizado na porção setentrional da planície alagável do Pantanal brasileiro, nas imediações dos municípios de Poconé e de Barão de Melgaço (Figura 1). Paisagens e *habitat* característicos do Pantanal foram descritos e figurados, entre outros, em trabalhos como os de Campos Filho[34] e Costa e colaboradores[35], para áreas no município de Poconé, e por Cordeiro[36], para áreas alagáveis localizadas no município de Barão de Melgaço.

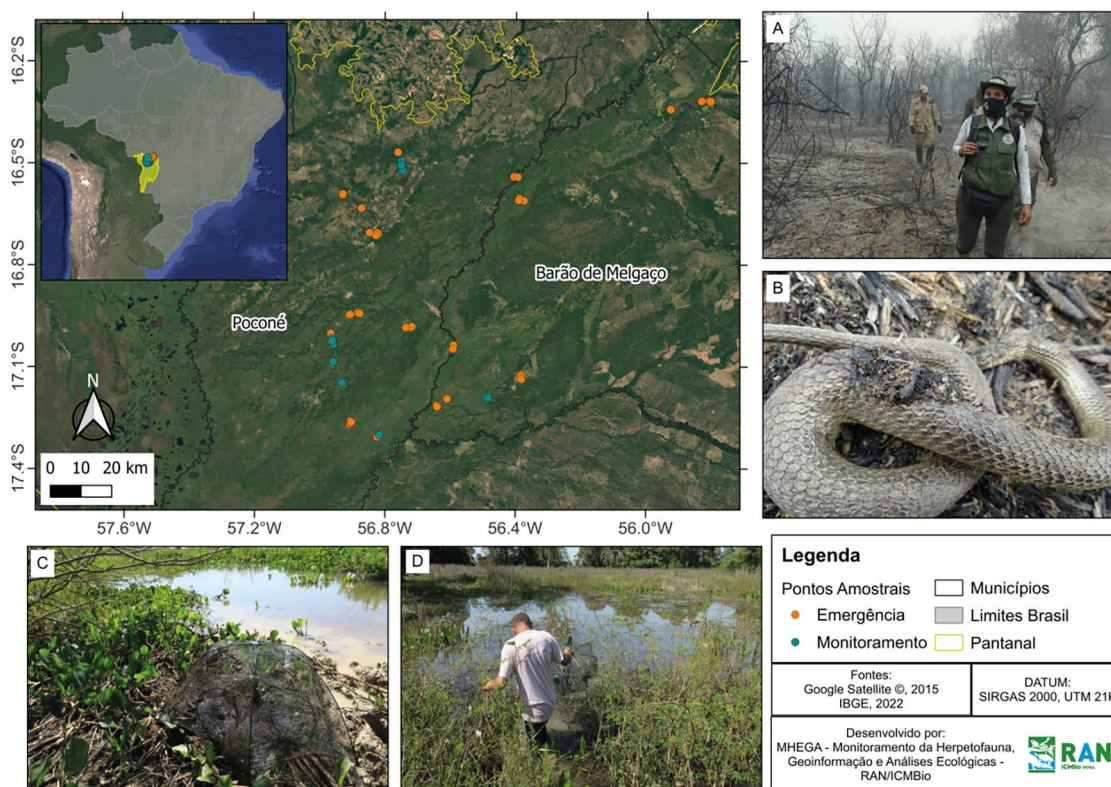


Figura 1 – Mapa da área de estudo indicando os pontos amostrados durante campanhas em circunstâncias de emergência e de monitoramento da fauna de anfíbios e répteis afetados por incêndios no Pantanal, municípios de Poconé e Barão de Melgaço, Mato Grosso, entre 2020 e 2023. (a) amostragens na emergência; (b) espécime de serpente queimada pelo fogo; (C-D) ilustram o uso de armadilhas de covo, um dos protocolos utilizados no monitoramento.

Amostragem da herpetofauna

Após o grande incêndio ocorrido em 2020[14], o Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios (RAN) passou a coletar informações sobre a herpetofauna do Pantanal em duas circunstâncias distintas.

EMERGÊNCIA: amostragens do impacto direto do fogo foram realizadas durante a temporada de incêndios, em áreas com intervalo de até 72 horas da passagem do fogo. Essas áreas foram localizadas a partir de informações de focos de calor nos meses de junho a novembro obtidas por meio do satélite NPP-375, acessadas no banco de dados do Programa de Queimadas do INPE[37]. Para contabilizar os animais mortos nos incêndios, realizamos buscas a pé em transectos de até dois km de extensão e largura variável, utilizando a metodologia *distance sampling*[16][38]. Os transectos foram conduzidos por duas pessoas, uma responsável pela linearidade do trajeto, e outra por contabilizar e medir a distância perpendicular do animal morto até a linha do transecto (Figura 1A, B). Duas campanhas foram realizadas: a primeira entre os meses de setembro e outubro de 2020 e a segunda em agosto e setembro de 2021 (Tabela 1).

MONITORAMENTO: Na ausência de incêndios foram utilizadas duas abordagens para o monito-

ramento de ambientes terrestres e aquáticos. No ambiente aquático, utilizamos armadilhas tipo covão, que consiste em um método passivo para a captura de espécies de hábitos aquáticos e semiaquáticos. Os covos foram construídos em tela plástica, medindo cerca de 90 x 90 x 35 cm, com seis entradas, cada entrada com cerca de 5 cm de abertura de cada boca da armadilha (Figura 1C, D). No interior de cada armadilha, um cilindro de espuma (15 cm de comprimento x 3 cm raio) foi colocado para evitar a submersão total. As armadilhas foram distribuídas em oito pontos de amostragem, sendo quatro pontos de amostragem em áreas que foram queimadas nos anos de 2020 e 2021 e quatro pontos de em áreas não queimadas. Em cada ponto amostral foram instaladas cinco armadilhas de covão, distantes entre si por 500 m. Uma distância de 700 m foi mantida entre os pontos de amostragem de um mesmo tratamento (queimado ou não queimado). As armadilhas foram checadas e inspecionadas diariamente, sendo registrados todos os espécimes de répteis e anfíbios capturados. No ambiente terrestre, dois observadores utilizaram o método de busca ativa[39] por duas horas no período matutino e por duas horas no período noturno. O monitoramento usando essas metodologias foi realizado em quatro expedições (Tabela 1).

Tabela 1 – Expedições realizadas no Pantanal entre 2020 e 2023 para o registro de anfíbios e répteis durante circunstâncias de emergência ou monitoramento.

Estação	Data	Amostragem	Método de amostragem
Seca	Setembro/2020 e outubro/2020	Emergência	Transectos em áreas recém queimadas para contagem de animais mortos
Vazante	Maio/2021	Monitoramento	Busca ativa e armadilhas de covão para amostragem de animais vivos
Seca	Agosto/2021 e setembro/2021	Emergência	Transectos em áreas recém queimadas para contagem de animais mortos
Vazante	Junho/2022	Monitoramento	Busca ativa e armadilhas de covão para amostragem de animais vivos
Seca	Setembro/2022	Monitoramento	Busca ativa para amostragem de animais vivos
Vazante	Abril/2023	Monitoramento	Busca ativa e armadilhas de covão para amostragem de animais vivos

Para cada espécime encontrado foram registradas informações sobre localização (coordenadas geográficas e município), data, estação, método de amostragem, circunstâncias (emergência ou monitoramento), condição do espécime (vivo

ou morto), tipo de *habitat* e hábito. Também foi registrado se o local queimou ou não, e o tempo decorrido desde o incêndio. Registros ocasionais, realizados fora dos períodos e locais específicos de amostragem, complementam a lista de espécies

apresentada, mas não foram incluídos nas análises de dados. Essas informações estão descritas no Material Suplementar 1. Todos os espécimes foram identificados até o menor nível taxonômico possível. Alguns exemplares não puderam ser identificados no nível de espécie, devido à carbonização da carcaça. A nomenclatura das espécies seguiu as listas de anfíbios[40] e répteis[41] do Brasil.

Levantamento de dados secundários

Para cada espécie registrada durante as amostragens, foram levantados dados sobre a categoria de risco de extinção, o *habitat* e hábitos (Material Suplementar 2). A categoria de risco de extinção de cada espécie foi consultada no Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade (SALVE)[42]. Informações sobre *habitat* e hábito das espécies foram compiladas a partir de artigos científicos e dados inéditos informados por especialistas, posteriormente validados pela equipe de herpetólogos do RAN. O *habitat* de cada espécie foi posteriormente categorizado segundo a classificação de uso e cobertura do solo do MapBiomass[2]: floresta natural, savana, campos, rupícola, alagados ou pântanos, rio e lago, outra formação natural não florestal, floresta plantada, pastagem, lavoura temporária, lavoura perene, infraestrutura urbana, mosaico de agricultura e pastagem. Subsequentemente, essas classes foram reagrupadas em três categorias: (i) *habitat* nativos (N), quando a espécie ocorre em florestas naturais, savanas, campos, ambientes rupícolas e outras formações naturais não florestais; (ii) *habitat* rurais (R), quando ocorre em mosaicos de agricultura, lavouras perenes e temporárias, e pastagens; e (iii) *habitat* urbanos (U), quando ocorre entre a infraestrutura urbana. Já o hábito foi categorizado como: arborícola (AR), aquático (AQ), fossorial (FO), terrestre (TE), semiarborícola (SA), semiaquático (SQ) e semifossorial (SF).

Para cada ponto amostrado, o tempo da ocorrência dos incêndios foi classificado em três categorias, com base nas informações obtidas pelo satélite NPP-375, acessadas no banco de dados do Programa de Queimadas do INPE[37]. A categoria “atual” abrange áreas afetadas pelo fogo até 72 horas antes das amostragens, realizadas durante as campanhas emergenciais. A categoria “recente” inclui locais amostrados onde o fogo passou há pelos menos um ano. Por fim, a categoria “muito antigo” refere-se a áreas amostradas onde a passagem de fogo ocorreu há mais de vinte anos.

Análise de dados

Foi realizada uma análise descritiva dos dados obtidos, visando identificar as diferenças mais relevantes entre os registros realizados em circunstâncias distintas (emergência e monitoramento), bem como compreender a variação nos dados ao longo do tempo de amostragem. Além disso, realizou-se uma busca por pontos amostrais que se repetiram ao longo das coletas, com base em suas coordenadas geográficas, com o intuito de identificar possíveis locais adequados para a instalação de pontos de monitoramento fixo. Apenas dois pontos apresentaram repetição, sendo, então, escolhidos como base para a construção de um *buffer* de dez quilômetros ao redor de seus centroides. Esse *buffer* foi empregado para filtrar exclusivamente os pontos localizados dentro de sua área, assumindo a similaridade espacial das amostragens nesta região. Os dados filtrados foram utilizados para análise de autocorrelação espacial da ocorrência das espécies dentro de cada *buffer*, utilizando o teste de Mantel[43]. A significância do teste foi obtida através de 9.999 permutações. Para o cálculo da matriz de dissimilaridade das espécies, usamos o índice de Jaccard e os dados foram explorados no ambiente R[44]. Para as análises descritivas foram utilizados os pacotes *s*[45], *tidyverse*[46] e *ggplot2*[47] e, para o teste de Mantel, os pacotes *vegan*[48] e *geosphere*[49].

Resultados e Discussão

Ao longo do estudo foram realizados 1.707 registros de interesse, de 45 espécies, nos municípios de Barão de Melgaço e Poconé (Tabela 2). Também foram feitos quinze registros ocasionais, de quatro espécies (Tabela 2). *Cercosaura parkeri* foi registrada apenas de modo ocasional. Um lagarto, um anuro e duas serpentes não puderam ser identificados no nível de espécie (Tabela 2) devido à carbonização das carcaças. Sete indivíduos de anfíbios e cinco indivíduos de lagartos foram encontrados vivos (Tabela 2), em áreas recém queimadas, durante as campanhas de emergência.

Neste estudo, os répteis foram o grupo com maior número espécies (28, 62% da riqueza) e de registros (1.034, 61% do total de registros), em comparação com os anfíbios (dezessete espécies, 669 registros). Esse padrão segue o esperado com a riqueza da herpetofauna no Pantanal, onde se registra uma maior diversidade de répteis em

relação aos anfíbios[30][50][51], mas contrasta com a abundância registrada no bioma, onde anfíbios costumam ser mais abundantes do que os répteis[30]. No entanto, esse menor número de anfíbios registrados foi provavelmente um efeito direto do

fogo durante a emergência, sendo esse grupo mais facilmente consumido pelo fogo. Consideramos também os efeitos metodológicos e da temporalidade para a amostragem durante o monitoramento, que podem ter reduzido a capacidade de detecção de indivíduos.

Tabela 2 – Espécies de anfíbios e répteis registradas entre 2020 e 2023 durante amostragens de emergência e de monitoramento em áreas do Pantanal com e sem histórico recente de fogo nos municípios de Poconé e Barão de Melgaço, estado de Mato Grosso. Para cada espécie é indicado o número de registros de animais vivos e mortos em diferentes circunstâncias de amostragem: emergência (E), monitoramento (M) ou encontros ocasionais (EO); o método de amostragem: busca ativa (BA) e armadilhas de covo (AC); o hábito da espécie: aquático (AQ), arborícola (AR), fossorial (FO), semiaquático (SQ), semiarborícola (SA), semifossorial (SF) e terrestre (TE); e a categoria de risco de extinção do SALVE: menos preocupante (LC) e não avaliado (NA). O “*” indica a quantidade de registros de animais vivos, encontrados durante as campanhas de emergência.

	E	M	EO	Método	Hábito	Categoria
AMPHIBIA						
ANURA						
Indeterminado	1			BA	-	-
Bufonidae						
<i>Rhinella diptycha</i>	4	15		BA	TE	LC
Hylidae						
<i>Boana geographica</i>		2		BA	AR	LC
<i>Boana raniceps</i>		21		BA	AR	LC
<i>Lysapsus limellum</i>		6		BA	SQ	LC
<i>Osteocephalus taurinus</i>		6		BA	AR	LC
<i>Pseudis platensis</i>		28		BA	SQ	NA
<i>Scinax acuminatus</i>		3		BA	AR	LC
<i>Scinax nasicus</i>		15		BA	AR	LC
<i>Trachycephalus typhonius</i>		8		BA	AR	LC
Leptodactylidae						
<i>Leptodactylus elenae</i>		1		BA	SF, TE	LC
<i>Leptodactylus fuscus</i>		227		BA	SF, TE	LC
<i>Leptodactylus luctator</i>	6			BA	SF, TE	NA
<i>Leptodactylus macrosternum</i>	23	268		BA	SF, TE	LC
<i>Physalaemus albonotatus</i>		26		BA	TE	LC
<i>Pseudopaludicola motorzinho</i>		2		BA	SQ, TE	LC
Microhylidae						
<i>Chiasmocleis albopunctata</i>		1		BA	FO	LC

Phyllomedusidae				BA		
<i>Pithecopus azureus</i>	7*			BA	AR	LC
REPTILIA						
CROCODYLIA						
Alligatoridae						
<i>Caiman yacare</i>	7	548		BA	SQ	LC
SQUAMATA						
SAURIA						
Indeterminado	1			BA	-	-
Anolidae						
<i>Norops meridionalis</i>	3*			BA	SA	LC
Diploglossidae						
<i>Ophiodes</i> sp.	1			BA	FO	NA
Gymnophthalmidae						
<i>Cercosaura parkeri</i>			2		SF, TE	LC
Iguanidae						
<i>Iguana iguana</i>	2	5		BA	AR	LC
Polychrotidae						
<i>Polychrus acutirostris</i>	1			BA	AR	LC
Scincidae						
<i>Copeoglossum nigropunctatum</i>	1	3		BA	SF	LC
<i>Maniola guaporicola</i>	3 (1*)			BA	SF	LC
Teiidae						
<i>Ameiva ameiva</i>	3	213		BA	TE	LC
<i>Dracaena paraguayensis</i>	2	1		BA	SQ	LC
<i>Salvator merianae</i>	1	6		BA	TE	LC
<i>Tupinambis matipu</i>	2 (1*)	52	8	BA	TE	LC
Tropiduridae						
<i>Tropidurus torquatus</i>		21		BA	AR	LC
SERPENTES						
Indeterminado	2			BA	-	-
Boidae						
<i>Eunectes notaeus</i>	16	2		AC, BA	SQ	LC

Colubridae						
<i>Chironius laurenti</i>	1	1		BA	SA	LC
<i>Chironius quadricarinatus</i>		2	1	BA	AR	LC
<i>Leptophis marginatus</i>	1	1		BA	AR	LC
Dipsadidae						
<i>Dryophylax chaquensis</i>	2			BA	SA	LC
<i>Helicops boitata</i>	6			BA	SQ	LC
<i>Helicops leopardinus</i>	61	11	4	AC, BA	AQ	LC
<i>Hydrodynastes gigas</i>	3			BA	SQ	LC
<i>Hydrops caesurus</i>	1	1		BA	AQ	LC
<i>Philodryas olfersii</i>		2		BA	SA	LC
<i>Pseudoboa nira</i>	3	1		AC, BA	TE	LC
<i>Pseudoeryx plicatilis</i>	30	1		AC, BA	SQ	LC
Typhlopidae						
<i>Amerotyphlops brongersmianus</i>	1			BA	FO	LC
Viperidae						
<i>Bothrops mattogrossensis</i>	1			BA	TE	LC
TESTUDINES						
Chelidae						
<i>Acanthochelys macrocephala</i>	1	2		BA	SQ, TE	LC
Testudinidae						
<i>Chelonoidis carbonarius</i>	2	6		BA	TE	LC
Número de espécies	29	34	4			
Número de registros	199	1508	15			

A ordem Anura apresentou o maior número de espécies registradas, totalizando dezessete, seguida pela subordem Serpentes, com catorze espécies, e pela subordem Sauria, com onze espécies (Figura 2a). Por outro lado, as ordens Testudinata e Crocodylia apresentaram a menor diversidade, com apenas duas e uma espécie registrada, respectivamente (Figura 2). Entre os anfíbios, um total de cinco famílias foram registradas (Figura 2b), sendo que

Hylidae (oito espécies) e Leptodactylidae (seis espécies) apresentaram o maior número de espécies – um padrão comum ao longo de levantamentos no Pantanal[52][50][53][54][55][30]. Já entre os répteis, quinze famílias foram registradas (Figura 2b), sendo Dipsadidae (oito espécies) a mais representativa, o que também é um padrão esperado, uma vez que é um dos grupos mais diversos no Pantanal[50][30].

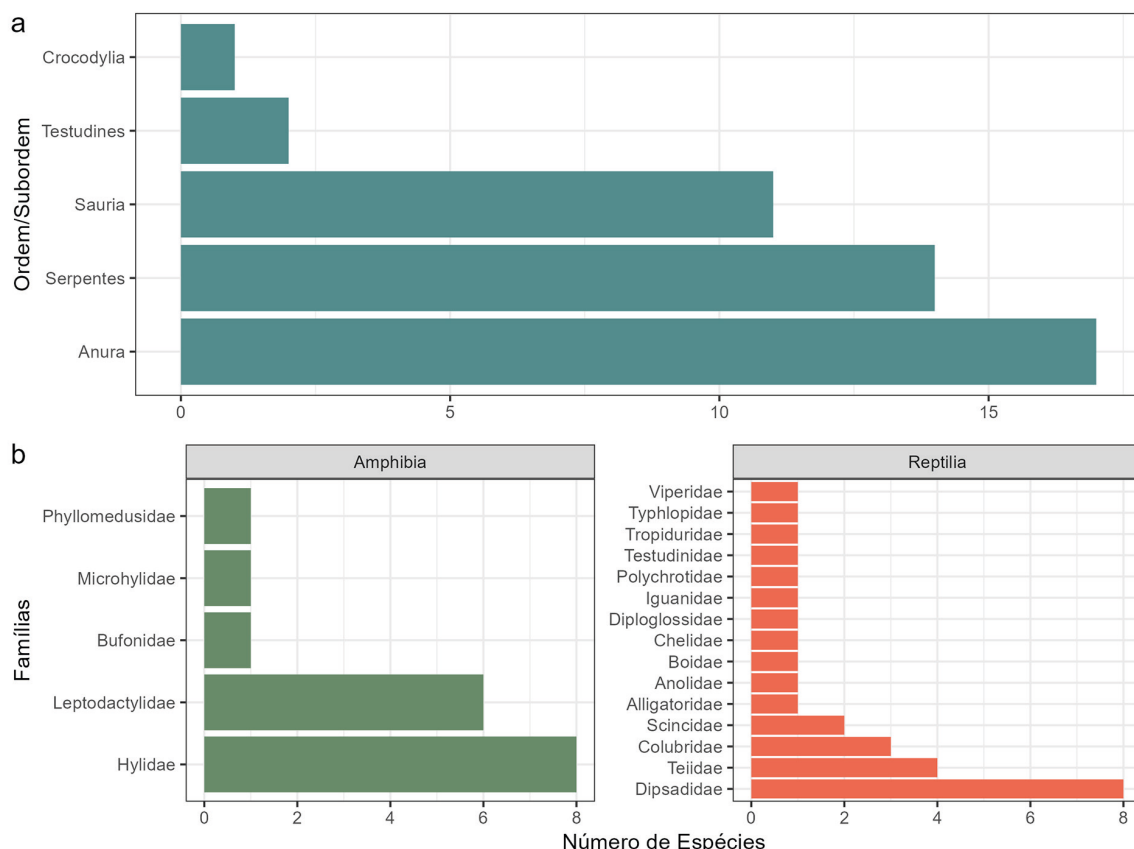


Figura 2 – Distribuição do número de espécies por ordem/subordem (a) e por família de anfíbios e répteis (b) registrados durante as amostragens de emergência e monitoramento realizadas no Pantanal entre 2020 e 2023.

Em relação às amostragens, foram observadas diferenças na composição dos grupos e na frequência dos registros, bem como nos *habitat* e hábitos das espécies encontradas tanto no monitoramento quanto na emergência (Figura 3-5). Durante a emergência, os registros de serpentes foram mais frequentes, enquanto anuros, crocodilianos, lagartos e quelônios foram mais comuns durante o monitoramento (Figura 3a).

Durante a emergência, houve menor número de famílias (três, 60%) e de espécies (quatro, 23,5%) entre os anfíbios, comparado ao monitoramento (cinco famílias, 83%; quinze espécies, 88%) (Figura 3b-c). Os indivíduos das espécies *Rhinella diptycha* (Bufonidae), *Leptodactylus luctator* e *L. macrosternum* (Leptodactylidae) foram encontrados exclusivamente mortos durante a emergência, enquanto *Pithecopus azureus* (Phyllomedusidae) foi a única espécie com indivíduos sobreviventes na área queimada (Figura 3b-c). Destaca-se que as espécies com indivíduos mortos são de grande porte, podendo atingir comprimentos superiores a 100 mm[56][57], o que provavelmente facilitou sua observação durante a emergência. Durante os incêndios, a detecção de

anfíbios mortos é dificultada devido ao seu pequeno tamanho corporal e à possibilidade de estarem em locais de difícil acesso, como buracos, fendas ou mesmo cobertos pelas cinzas[16], bem como devido à possível predação. Embora indivíduos de *P. azureus* tenham sido encontrados vivos durante as amostragens emergenciais, é desconhecido se sobreviveram ou morreram, pois não houve acompanhamento dos indivíduos.

Em contraste, durante o monitoramento, houve maior riqueza e abundância de anfíbios na área de estudo (Figura 3b-c). Esse padrão era esperado, pois as amostragens não foram limitadas aos locais com passagem do fogo, como na emergência, e foram realizadas em locais próximos a corpos de água, onde as condições climáticas e os *habitat* são mais favoráveis para a atividade e reprodução dos anfíbios[30][52]. Essas características temporais e espaciais facilitaram a detecção visual e acústica dos anfíbios durante o monitoramento, principalmente aqueles com reprodução contínua e prolongada[30][58]. Embora o número de espécies tenha sido maior nessa circunstância, duas das espécies registradas na

região foram exceções: *L. luctator* e *P. azureus*, que, encontradas na emergência, não foram registradas durante o monitoramento. A ausência dessas espécies pode ser atribuída a questões associadas à metodologia implementada, período de amostragem, assim como de identificação taxonômica. Por exemplo, *L. luctator* pode ter sido confundida com *L. macrosternum*, uma espécie irmã[56], resultando em erro ou dificuldade na identificação. Por outro lado, *P. azureus*, que exibe uma coloração verde e tem tamanho corporal pequeno[55], pode dificultar sua detecção no meio da vegetação, especialmente por não estar em período reprodutivo durante as amostragens do monitoramento[58].

Entre os répteis, amostragens feitas durante a emergência registraram um maior número de famílias (14, 93%) e espécies (25, 89%) para a área de estudo quando comparado com o monitoramento (dez famílias, 67%; dezenove espécies, 68%) (Figura 3b, d). Na emergência houve nove espécies registradas exclusivamente, cinco serpentes: *Amerotyphlops brongersmianus*, *Bothrops matrogrossensis*, *Dryophylax chaquensis*, *Helicops boitata* e *Hydrodynastes gigas*, todas com indivíduos mortos; e quatro lagartos: *Ophiodes* sp. e *Polychrus acutirostris*, com indivíduos mortos, e *Norops meridionalis* e *Manciola guaporicola* com indivíduos mortos e vivos (Tabela 2). Já no monitoramento, três espécies foram encontradas exclusivamente, sendo duas serpentes, *Chironius quadricarinatus* e *Philodryas olfersii*, e um lagarto, *Tropidurus torquatus*. A diferença entre ambas as amostragens pode ser explicada pelas características intrínsecas do fogo na emergência,

que afetou predominantemente espécies aquáticas/semiaquáticas, terrestres e fossoriais (Tabela 2) – em alguns casos de difícil detecção durante amostragens convencionais, como a busca ativa aqui implementada. Embora alguns répteis possam apresentar abundância no Pantanal[59][30], uma grande parte das espécies pode exibir baixa densidade e/ou ocupar micro *habitat* de difícil amostragem requerendo o uso de diferentes técnicas de levantamento e/ou esforço grande de tempo para inventariar completamente uma área[60].

Dentre os répteis encontrados na emergência, as serpentes abrangeram o maior número de espécies (doze espécies, 70%) e de registros de indivíduos mortos (127 registros, 77%), sendo *Helicops leopardinus* (n=61), *Pseudoeryx plicatilis* (n=30) e *Eunectes notaeus* (n=16) as espécies com o maior número (Tabela 2). Embora a riqueza e abundância na região e no bioma possam explicar, em parte, o número de espécies e registros de serpentes[51][59], os *habitat* onde foram localizados os incêndios, o formato do corpo, o tamanho corporal e a coloração pode, também, ter influenciado a maior detecção das serpentes. Em contraste com as serpentes, indivíduos vivos de três espécies de lagartos, *Manciola guaporicola*, *Norops meridionalis* e *Tupinambis mantipu*, foram registrados durante a emergência, o que poderia sugerir, apesar da baixa abundância observada, que os incêndios podem favorecer alguns répteis, aumentando a incidência da radiação solar devido a modificação da estrutura vegetal e consequentemente a qualidade de *habitat*[61].

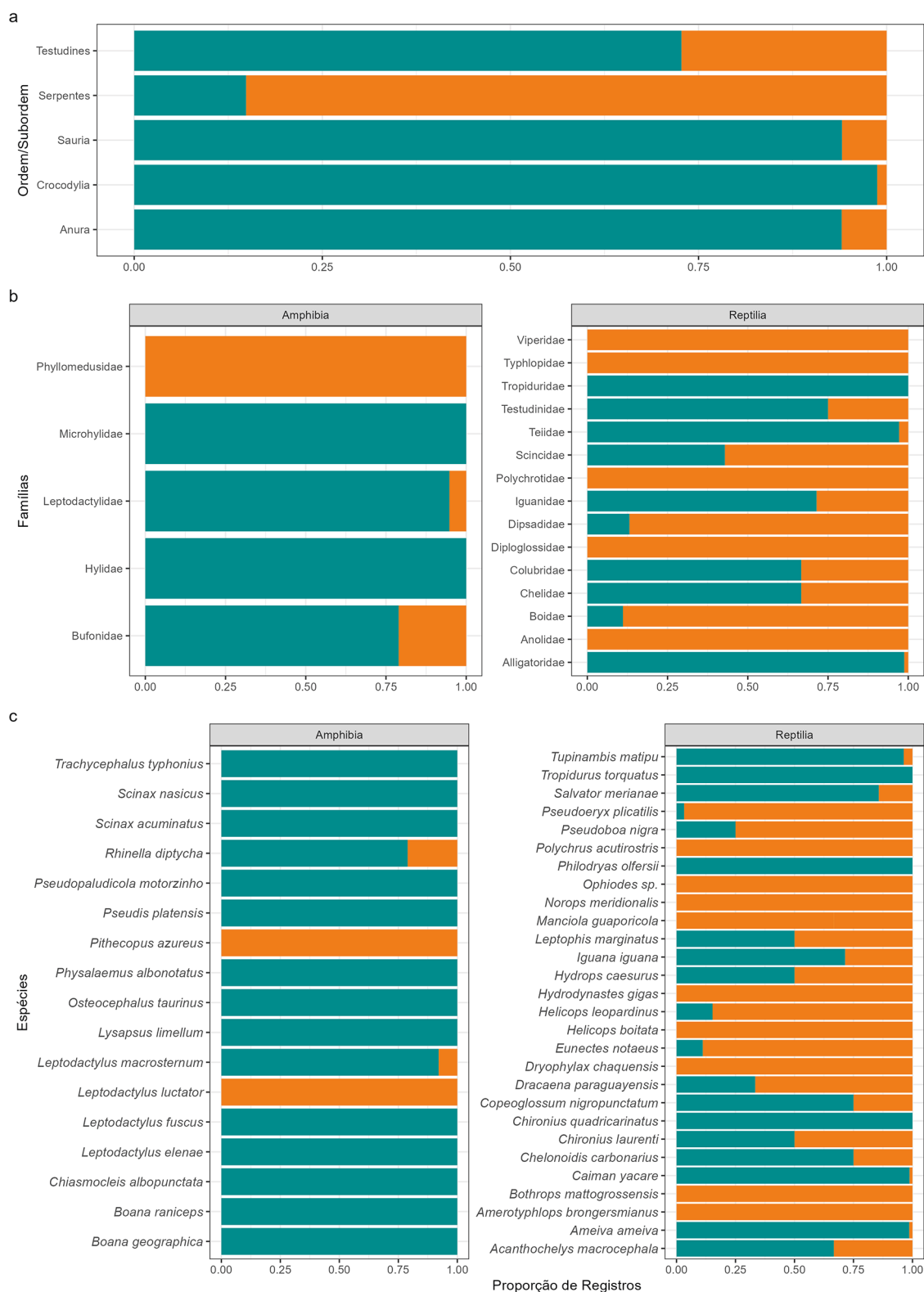


Figura 3 – Distribuição da proporção dos registros de ocorrência para ordens/subordens (a), famílias (b) e espécies de anfíbios e répteis (c) amostrados entre as campanhas de monitoramento e emergência no Pantanal entre 2020 e 2023.

Em relação aos tipos de *habitat* utilizados pelas espécies, podemos observar que durante as emergências foram encontrados proporcionalmente mais indivíduos que usam exclusivamente *habitat* nativos (Figura 4). Tal resultado pode indicar que incêndios de grandes proporções tendem a afetar de

uma forma mais severa organismos que dependem estritamente de *habitat* nativos, corroborando com trabalhos que sugerem uma vulnerabilidade aumentada para espécies com menor plasticidade de *habitat*[62].

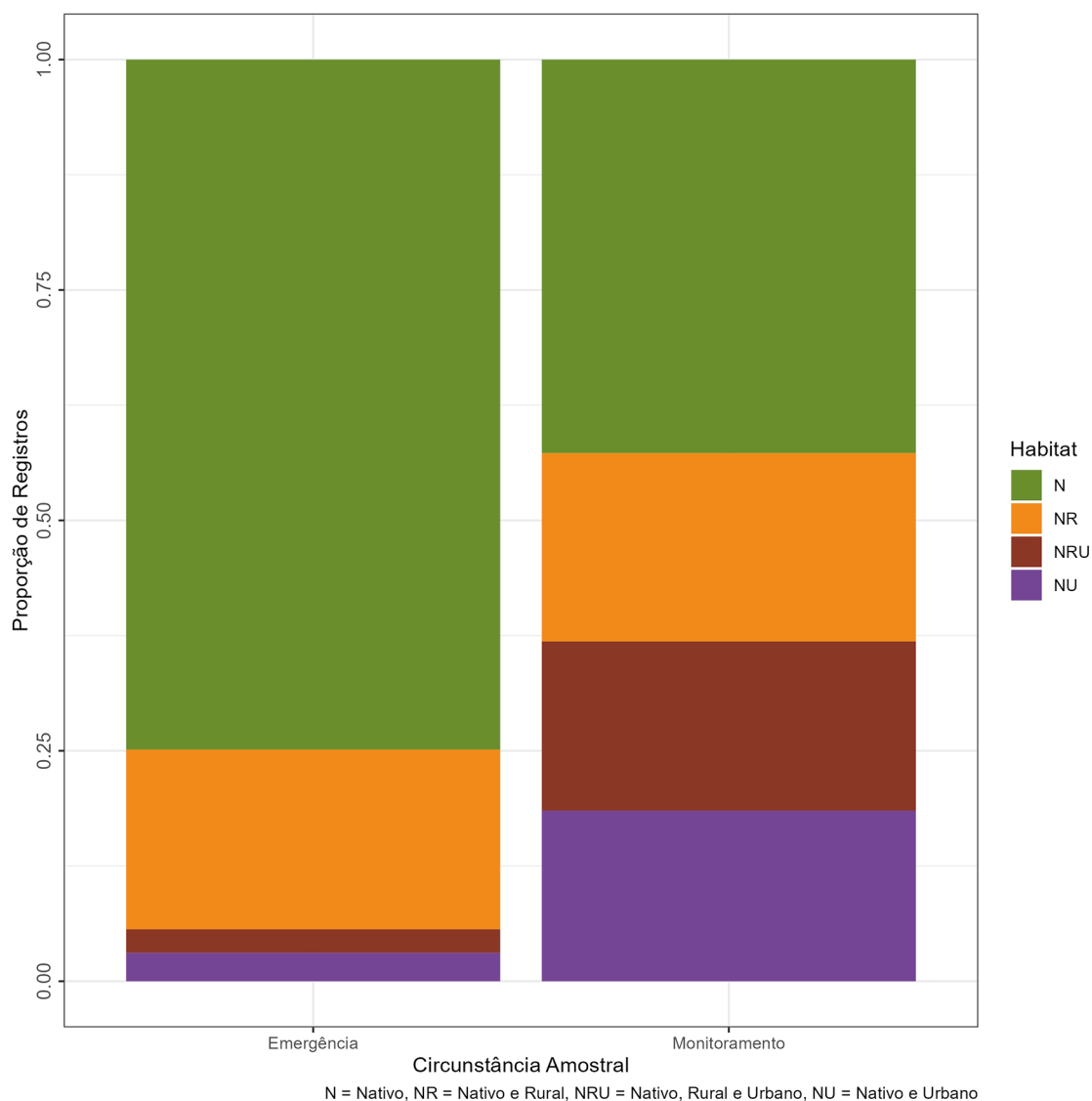


Figura 4 – Proporção dos registros de ocorrência da herpetofauna por tipo de *habitat* ocupado entre as circunstâncias de amostragem (emergência e monitoramento) no Pantanal. As classes de *habitat* nativo (N), rural (R) e urbano (U) são baseadas nos mapas de uso e cobertura de solo do Mapbiomas. Os *habitat* nativos compreendem: alagados ou pântanos, savana, campos, outra formação natural não florestal, rupícola, floresta natural, rio e lago. Os *habitat* rurais compreendem: mosaico de agricultura e pastagem, lavoura temporária e pastagem, e *habitat* urbano compreende a infraestrutura urbana.

Quando avaliados os hábitos das espécies registradas fica evidente que há uma variação no hábito ecológico de acordo com o tipo de amostragens, evidenciando a dinâmica de substituição das espécies

ao longo da emergência e do monitoramento. Durante a emergência, foram mais observados para os anfíbios organismos semifossoriais/terrestres e arborícolas, enquanto os répteis foram na maioria

aquático ou semiaquático (Figura 5). Entretanto, no monitoramento, há uma redução nos encontros de anfíbios arborícolas e répteis aquáticos (Figura 5).

Além disso, destaca-se a maior proporção de répteis aquáticos e fossoriais encontrados mortos na emergência, indicando que as espécies com este tipo de *habitat* são vulneráveis à passagem do fogo (Figura 5). Esses resultados contradizem hipóteses de que espécies fossoriais poderiam se enterrar rapidamente, bem como proposições de que espécies que utilizam recursos hídricos teriam vulnerabilidade reduzida ao fogo[62], trazendo maior complexidade ao se avaliar os impactos do fogo sobre a herpetofauna deste bioma. A alta mortalidade desses grupos no Pantanal sugere uma maior vulnerabilidade provavelmente associada à perda ou baixos níveis dos corpos de água e à combustão latente que afeta

os horizontes superficiais do solo[63][64]. A presença do fogo neste tipo de paisagem, cujas condições climáticas extremas registradas em 2020 favoreceram a ocorrência de fogo subterrâneo nos campos inundáveis, um importante refúgio durante o período de seca, afetou áreas que não tinham contato com o fogo e atingiu espécies provavelmente sensíveis e intolerantes ao fogo[10][15]. Neste contexto em que incêndios de grandes proporções podem se tornar mais frequentes, sabe-se que as mudanças no regime de fogo são extremamente críticas para a sobrevivência de alguns grupos taxonômicos, ameaçando mais de mil espécies de animais à extinção no mundo todo[25]. Isso torna urgente o aumento do conhecimento acerca do efeito do fogo sobre a fauna para que seja possível o desenvolvimento de manejos adequados para conservação dessas espécies.

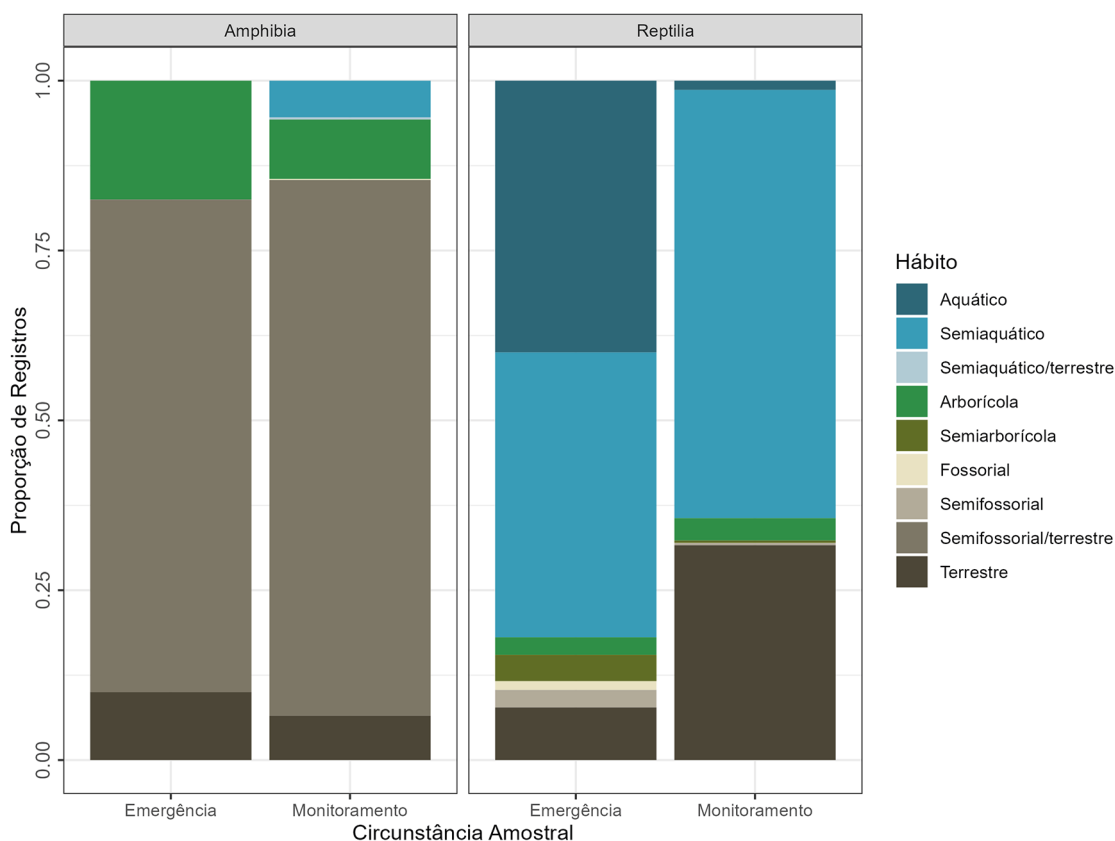


Figura 5 – Proporção dos registros por tipo de hábito ecológico para as espécies de répteis e anfíbios documentadas nas diferentes circunstâncias de amostragem no Pantanal.

Durante as emergências, foram registrados 102 indivíduos de répteis e anfíbios em 2020 (22 em Barão de Melgaço e oitenta em Poconé) e 93 indivíduos em 2021 (nove em Barão de Melgaço e 84

em Poconé). Já no monitoramento, foram registradas respectivamente 222, 490 e 796 indivíduos para os anos de 2021, 2022 e 2023, sendo que apenas nove registros são para Barão de Melgaço em 2023 e os

demais são referentes ao município de Poconé. Além disso, 1.041 registros de monitoramentos foram feitos em locais onde os incêndios eram muito antigos e 467 em locais de incêndio recente. Considerando os municípios, Poconé teve mais registros e espécies de répteis e anfíbios (1.663 indivíduos e 45 espécies)

do que Barão de Melgaço (quarenta indivíduos e dez espécies), mas foram realizadas somente três campanhas nesse último município. A Figura 6 mostra a distribuição espacial dos pontos amostrais, evidenciando sua distribuição temporal e por tempo de passagem do fogo.

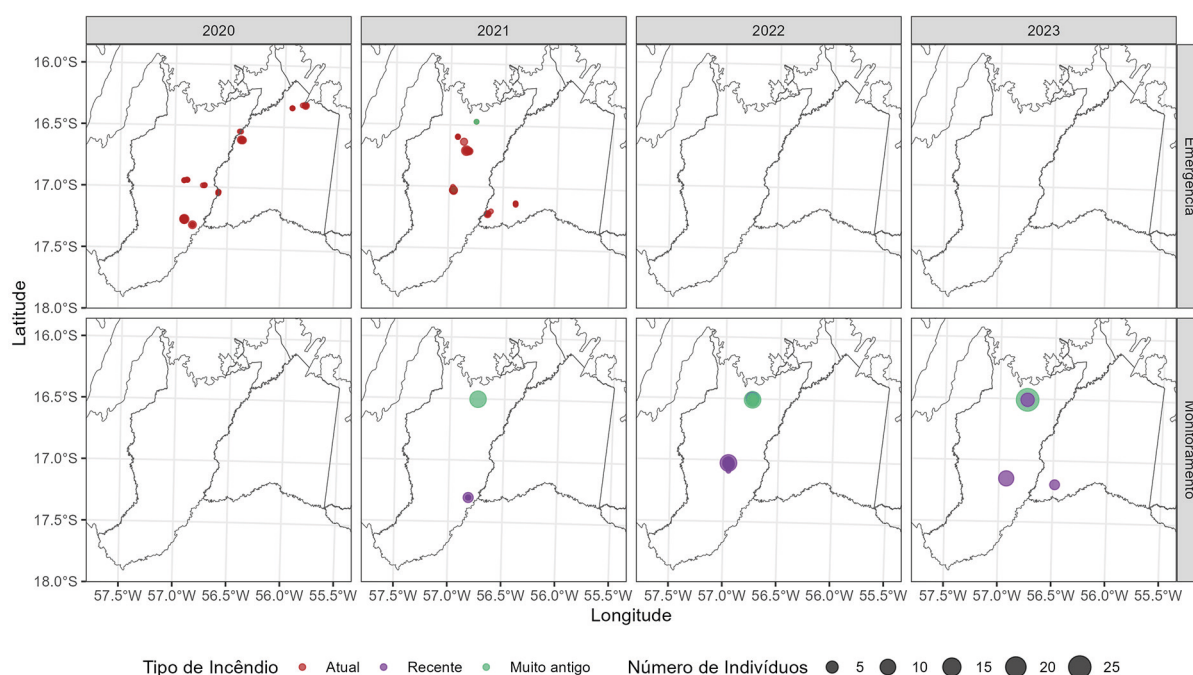


Figura 6 – Classificação dos pontos de amostragem nos municípios de Poconé e Barão de Melgaço, estado de Mato Grosso, ao longo dos anos de acordo com o tempo de passagem do fogo (atual, recente, muito antigo) e separados entre as circunstâncias de amostragem. O tamanho das bolhas indica o número de registros de ocorrência total (transformado pela raiz quadrada) por local amostrado.

Considerando o *buffer* de 10 km ao redor dos dois locais de amostragem que mais se repetiram ao longo dos anos, foram retidos 73 dos 260 pontos de amostragem, que estão localizados somente no município de Poconé (Figura 7). Desse novo subconjunto de pontos, o *pool* de espécies caiu para

39 espécies, porém ainda representam 87% dos registros totais. O *buffer* B1, localizado mais ao norte, reteve apenas dez pontos de amostragem, porém concentrou trinta espécies e 1.116 registros (66% do total), enquanto o *buffer* B2, localizado mais ao sul, reteve 63 pontos amostrais, mas apenas 21 espécies e 268 registros (16% do total) da herpetofauna.

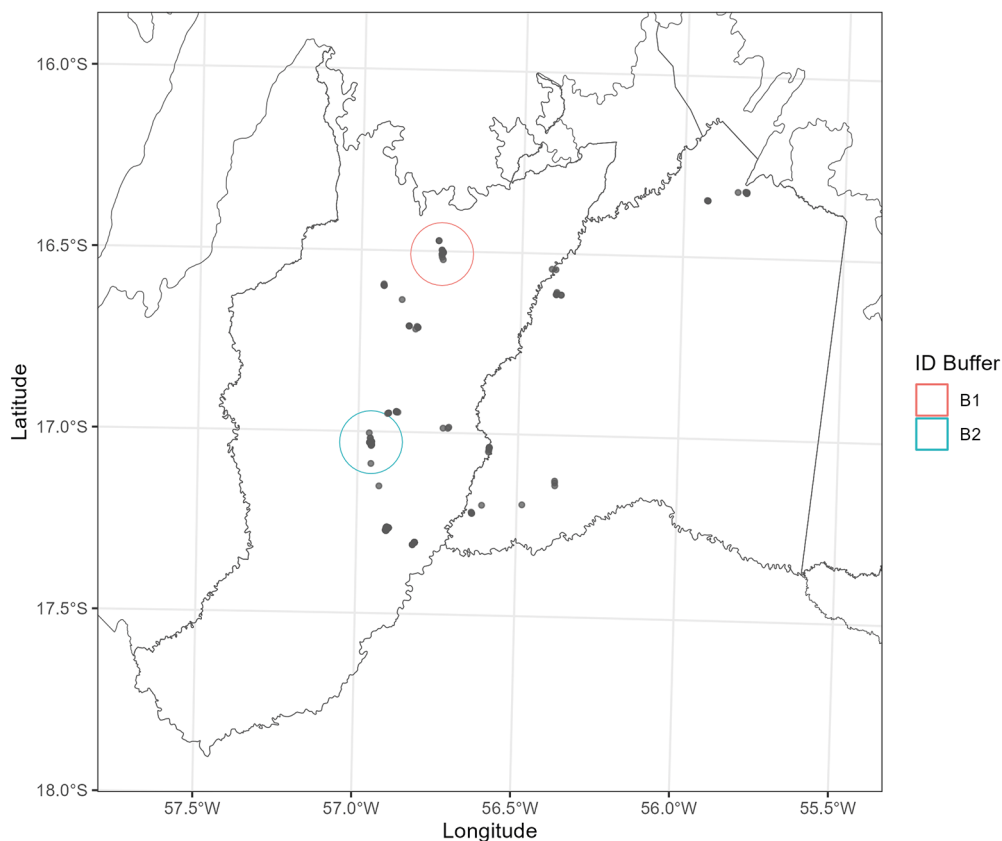


Figura 7 – Inserção dos pontos amostrais na área dos *buffers* de 10 km. Os municípios indicados são Poconé (esquerda) e Barão de Melgaço (direita), ambos do estado do Mato Grosso.

O teste de Mantel indicou que há uma autocorrelação entre os pontos amostrais e, assim, a similaridade na composição de espécies tende a diminuir conforme se aumenta a distância geográfica[43]. No entanto, os pontos filtrados no *buffer* B1 apresentaram uma menor autocorrelação entre si do que os pontos do *buffer* B2, alcançando uma significância limiar ($B1_{Mantel} = 0.411$, $p = 0.049$; $B2_{Mantel} = 0.165$, $p = 0.001$) (Material Suplementar 3). Essa menor autocorrelação em B1 deve-se ao maior distanciamento entre os pontos, com uma distância mediana de aproximadamente 1.400 m, enquanto para B2 a distância mediana foi de 535 m. Considerando que as amostragens em B2 concentram mais pontos de coleta na emergência, essa autocorrelação já era esperada, pois os transectos são definidos conforme a linha de fogo se move pela paisagem. Já no monitoramento, é possível estabelecer transectos com distância predefinida, mantendo a independência amostral entre os pontos. Caso as campanhas de monitoramento continuem, recomenda-se a

continuidade em locais já amostrados que respeitam uma distância mínima de 1,5 a 2 km, como utilizado em outros estudos com anfíbios e répteis no entorno do Pantanal[65]. Além disso, é recomendável complementar com a seleção de outros locais de forma aleatória dentro do *buffer*, abrangendo diferentes fitofisionomias da região e buscando um monitoramento mais representativo e heterogêneo.

O Pantanal, com suas planícies de inundação e forte sazonalidade, traz inúmeros desafios para a amostragem da herpetofauna, impondo metodologias mais adequadas conforme as estações do ano. No período de cheia, o acesso pode ser complicado, a busca ativa se torna mais complexa e a utilização de armadilha pitfall é limitada a áreas mais elevadas. Durante a seca, a prioridade são as emergências ambientais, com protocolo já bem definido por meio de transectos com busca ativa, mas que possuem sucesso reduzido em áreas alagadas. Adicionalmente, a detecção de carcaças de animais pequenos é reduzida nas buscas ativas no pós-fogo. Assim, se por

um lado a utilização de metodologias diferentes traz um levantamento mais amplo da herpetofauna de uma determinada região, por outro lado, esses dados podem não permitir uma comparação direta das metodologias, devido principalmente as diferenças no esforço amostral. Deste modo, faz-se necessário a definição ainda mais robusta de protocolos específicos para emergências ambientais e monitoramento, possibilitando comparações futuras.

Ressalta-se ainda que as regiões indicadas para continuidade de campanhas de monitoramento estão dentro da área de distribuição potencial de *Helicops boitata* (Material Suplementar 4). *Helicops boitata* é uma serpente aquática, endêmica do bioma, que ocupa exclusivamente campos inundáveis e que devido ao aumento de eventos de incêndios de grande extensão e à sua distribuição restrita, estará ameaçada de extinção em uma nova avaliação. *H. boitata* foi registrada somente na metodologia de emergência durante a contagem de animais mortos em 2020, não sendo mais observada nas campanhas de monitoramento posteriores. Entretanto, a espécie é semiaquática, possui hábitos noturnos e pode se enterrar, dificultando também a obtenção de avistamentos. Assim, há necessidade de projetos específicos para amostragem dessa espécie, permitindo a obtenção de estimativas populacionais e dados mais robustos sobre o estado de conservação dela. Por exemplo, a busca desse grupo em estudos de DNA ambiental poderá auxiliar a reduzir problemas de detecção. Outra possibilidade são projetos de ciência cidadã com a participação da comunidade local para o aprimoramento das armadilhas de covo utilizadas no monitoramento, uma vez que é sabido que a pesca de isca realizada na região comumente amostra serpentes aquáticas.

Conclusão

Implementar diversas metodologias, como amostragens em circunstâncias emergenciais e de monitoramento, é essencial para conhecer os efeitos do fogo nos ambientes naturais. Ressaltamos também a importância das pesquisas para se conhecer as espécies de anfíbios e répteis que ocorrem nas áreas que são acometidas por esses eventos, informação que poderá ajudar a estabelecer o impacto do fogo nas comunidades. Compreender as respostas das populações às diferentes pressões ambientais é de extrema importância para conservação das espécies em um bioma de grande complexidade como o Pantanal. Destacamos que anfíbios e répteis

responderam de maneira diferente em campanhas em circunstâncias emergenciais e de monitoramento, em parte por características intrínsecas do fogo, assim como limitações metodológicas no levantamento de espécies no monitoramento. Espécies mais acometidas pelos incêndios nas emergências apresentaram grande porte e hábitos terrestres/semifossoriais para os anfíbios, enquanto nos répteis, as serpentes aquáticas e semiaquáticas representaram o grupo com maior número de registros. Nesse contexto, um monitoramento direcionado para esses grupos deve ser conduzido, especialmente com a espécie *Helicops boitata*, para detectar possíveis efeitos do fogo em suas populações.

Neste trabalho, fizemos algumas análises visando mostrar importantes resultados alcançados, bem como a introdução de uma discussão de aprimoramento metodológico que é essencial para a continuidade do projeto de mensuração dos impactos do fogo sobre a herpetofauna do Pantanal. Esperamos que os dados apresentados possam contribuir para a elaboração de estratégias de conservação mais assertivas para a conservação da biodiversidade deste bioma.

Agradecimentos

AVZ recebeu o apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) durante o período como bolsista do RAN (processo: 50532/2023-0) e atualmente recebe apoio do Programa de Apoio à Fixação de Jovens Doutores em Brasil pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás (FAPEG) em parceria com CNPq (processo: 150812/2023-0). AR recebe apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (processo: 351723/2023-4). GVA agradece à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de doutorado (processo: 88887.609466/2021-00). Os autores gostariam de agradecer também aos técnicos ambientais Jose Geraldo Silva e Deusdede Inocêncio pelo auxílio prestado durante as expedições de coleta, a Coordenação de Pesquisa e Gestão da Informação sobre Biodiversidade (COPEG/ICMBio) pelos recursos disponibilizados e gestão do projeto “Impactos do fogo sobre a biodiversidade do Pantanal”, e a Luiz Vicente da Silva Campos Filho (Pouso Alegre Lodge), ONG Panthera Brasil, Gloria e Tutu pelo apoio logístico durante as amostragens.

Referências

1. Junk WJ. Current state of knowledge regarding South America wetlands and their future under global climate change. *Aquat Sci.* 2013; 75: 113-31.
2. Mapbiomas Project. Collection 8 of the Annual Land Cover and Land Use Maps of Brazil (1985-2022) [Internet]. 2023 [citado 7 de março de 2024]. Recuperado de: <https://brasil.mapbiomas.org>
3. Ely P, Fantin-Cruz I, Tritico HM, Girard P, Kaplan D. Dam-induced hydrologic alterations in the rivers feeding the Pantanal. *Front Environ Sci.* 2020; 8: 1-17.
4. Peluso LM, Mateus L, Penha J, Bailly D, Cassemiro F, Suárez Y, et al. Climate change negative effects on the Neotropical fishery resources may be exacerbated by hydroelectric dams. *Sci Total Environ.* 2022; 828: 154485.
5. Duane A, Castellnou M, Brotons L. Towards a comprehensive look at global drivers of novel extreme wildfire events. *Clim Change.* 2021; 165: 43.
6. Calim Costa M, Marengo JA, Alves LM, Cunha AP. Multiscale analysis of drought, heatwaves, and compound events in the Brazilian Pantanal in 2019-2021. *Theor Appl Climatol.* 2023; 155: 661-77.
7. Smaniotto NP, Moreira LFB, Semedo TBF, Carvalho F, Quintela FM, Nunes A V et al. When drought matters: Changes within and outside Protected Areas from the Pantanal ecoregion. *Wetlands.* 2024; 44: 45.
8. Hantson S, Andela N, Goulden ML, Randerson JT. Human-ignited fires result in more extreme fire behavior and ecosystem impacts. *Nat Commun.* 2022; 13: 1-8.
9. Magalhães Neto N, Evangelista H. Human activity behind the unprecedented 2020 wildfire in Brazilian wetlands (Pantanal). *Front Environ Sci.* 2022; 10: 888578.
10. Moreira LFB, Smaniotto NP, Ceron K, Santana DJ, Ferreira VL, Strüssmann C et al. Ashes still smoking: the influence of fire and land cover on Pantanal ecoregion amphibians. *Amphibia-Reptilia.* 2023; 45: 11-20.
11. Bowman DMJS, Balch JK, Artaxo P, Bond WJ, Carlson JM, Cochrane MA et al. Fire in the earth system. *Science* (80-). 2009; 324: 481-484.
12. Tingley R, Macdonald SL, Mitchell NJ, Woinarski JCZ, Meiri S, Bowles P et al. Geographic and taxonomic patterns of extinction risk in Australian squamates. *Biol Conserv.* 2019; 238: 108203.
13. Kramer A, Jones GM, Whitmore SA, Keane JJ, Atuo FA, Dotters BP et al. California spotted owl habitat selection in a fire-managed landscape suggests conservation benefit of restoring historical fire regimes. *For Ecol Manage.* 2021; 479: 118576.
14. Libonati R, DaCamara CC, Peres LF, Sander de Carvalho LA, Garcia LC. Rescue Brazil's burning Pantanal wetlands. *Nature.* 2020; 588: 217-9.
15. Garcia LC, Szabo JK, Roque F de O, Pereira A de MM, da Cunha CN, Damasceno-Júnior GA et al. Record-breaking wildfires in the world's largest continuous tropical wetland: Integrative fire management is urgently needed for both biodiversity and humans. *J Environ Manage.* 2021; 293: 112870.
16. Tomas WM, Berlinck CN, Chiaravalloti RM, Faggioni GP, Strüssmann C, Libonati R et al. Distance sampling surveys reveal 17 million vertebrates directly killed by the 2020's wildfires in the Pantanal, Brazil. *Sci Rep.* 2021; 11: 1-8.
17. Berlinck CN, Lima LHA, Pereira AMM, Carvalho EAR, Paula RC, Thomas WM et al. The pantanal is on fire and only a sustainable agenda can save the largest wetland in the world. *Brazilian J Biol.* 2022; 82: 2-3.
18. dos Anjos AG, Solé M, Benchimol M. Fire effects on anurans: What we know so far? *For Ecol Manage.* 2021; 495: 119338.
19. Santos JL, Sitters H, Keith DA, Geary WL, Tingley R, Kelly LT. A demographic framework for understanding fire-driven reptile declines in the "land of the lizards". *Glob Ecol Biogeogr.* 2022; 31: 2105-19.
20. Drummond L de O, Moura FR, Pires MRS. Impact of fire on anurans of rupestrian grasslands (Campos rupestres): A case study in the serra do espinhaço, Brazil. *Salamandra.* 2018; 54: 1-10.
21. Arruda F V., Izzo TJ, Teresa FB, Camarota F. Different burning intensities affect cavity utilization patterns by arboreal ants in a tropical savanna canopy. *Ecol Indic.* 2020; 116: 106493.
22. Garcês A, Pires I. The hell of wildfires: The impact on wildlife and its conservation and the role of the veterinarian. *Conservation.* 2023; 3: 96-108.
23. Böhm M, Collen B, Baillie JEM, Bowles P, Chanson J, Cox N et al. The conservation status of the world's reptiles. *Biol Conserv.* 2013; 157: 372-85.
24. Geyle HM, Tingley R, Amey AP, Cogger H, Couper PJ, Cowan M, et al. Reptiles on the brink: identifying the Australian terrestrial snake and lizard species most at risk of extinction. *Pacific Conserv Biol.* 2021; 27: 3.
25. Kelly LT, Giljohann KM, Duane A, Aquilué N, Archibald S, Batllori E et al. Fire and biodiversity in the Anthropocene. *Science* (80-). 2020; 370: 1-17.
26. Russell KR, Lear DH Van, Guynn DC. Prescribed fire effects on herpetofauna: review and management implications. *Wildl Soc Bull.* 1999; 27: 374-84.

27. Tomas WM, Roque F de O, Morato RG, Medici PE, Chiaravalloti RM, Tortato FR et al. Sustainability Agenda for the Pantanal Wetland: Perspectives on a Collaborative Interface for Science, Policy, and Decision-Making. *Trop Conserv Sci.* 2019; 12: 1-30.
28. Assine ML, Merino ER, Do Nascimento Pupim F, de Azevedo Macedo H, dos Santos MGM. The Quaternary alluvial systems tract of the Pantanal Basin. *Brazilian J Geol.* 2015; 45: 475-89.
29. Hamilton SK, Sippel SJ, Melack JM. Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. *Arch fur Hydrobiol.* 1996; 137: 1-23.
30. Strüssmann C, Prado CPA, Ferreira VL, Ribeiro RAK. Diversity, ecology, management and conservation of amphibians and reptiles of the Brazilian Pantanal: a review. In: Junk WJ, Da Silva CJ, Nunes da Cunha C, Wantzen KM, organizadores. *Pantanal Ecol Biodivers Sustain Manag a large Neotrop Seas Wetl.* Sofia, Moscow: Pensoft Publishers; 2011. p. 127-41.
31. da Cunha CN, Junk WJ. Composição florística de capões e cordilheiras: localização das espécies lenhosas quanto ao gradiente de inundação no Pantanal de Poconé, MT – Brasil. In: Dantas M, Catto JB, Resende EK de (orgs.). *An do II Simpósio sobre Recur Nat e Sócio-economicos do Pantanal Manejo e Conserv.* Corumbá - MS: EMBRAPA; 1999. p. 387-405.
32. Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE. The flood pulse concept in River-Floodplain systems. In: Dodge DP (org.). *Proc Int Large River Symp. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106; 1989. p. 110-27.
33. da Silva J dos SV, de Moura Abdon M. Delimitação do Pantanal Brasileiro e suas sub-regiões. *Pesqui Agropecu Bras.* 1998; 33: 1703-1711.
34. Campos Filho LVS. *Tradição e Ruptura: Cultura e ambientes pantaneiros.* Cuiabá, MT: Entrelinhas; 2002.
35. Costa CP da, Cunha CN da, Costa SC. Caracterização da flora e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo de um cerrado no Pantanal de Poconé/MT. *Biota Neotrop.* 2010; 10: 61-73.
36. Cordeiro JLP. Estrutura e heterogeneidade da paisagem de uma unidade de conservação no nordeste do pantanal (RPPN SESC Pantanal), Mato Grosso, Brasil: efeitos sobre a distribuição e densidade de antas (*Tapirus terrestris*) e de cervos-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*). Universidade Federal do Rio Grande do Sul; 2004.
37. INPE. Banco de dados de queimadas do INPE [Internet]. Programa Queimadas do INPE. 2024 [citado 7 de março de 2024]. Recuperado de: <https://terrabrasilis.dpi.inpe.br/queimadas/bdqueimadas/>
38. Burnham KP, Anderson DR, Laake JL. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *J R Stat Soc Ser A.* 1981; 144: 369.
39. Martins M, Oliveira ME. Natural history of snakes in forest of the Manaus region, Central Amazonia, Brazil. *Herpetol Nat Hist.* 1998; 6: 78-150.
40. Segalla M V, Berneck B, Canedo C, Caramaschi U, Gonçalves Cruz CA, Garcia PC et al. List of Brazilian Amphibians. *Herpetol Bras.* 2021; 10: 121.
41. Guedes TB, Entiauspe-Neto OM, Costa HC. Lista de répteis do Brasil: atualização de 2022. *Herpetol Bras.* 2023; 12: 56-161.
42. ICMBio. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE [Internet]. ICMBio. 2024 [citado 7 de março de 2024]. Recuperado de: <https://salve.icmbio.gov.br/>
43. Legendre P, Legendre L. Numerical ecology. 3rd ed. Amsterdam: Elsevier; 2012.
44. R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing [Internet]. Vienna, Austria; 2023. Recuperado de: <https://www.r-project.org/>
45. Pebesma E. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *R J.* 2018; 10: 439.
46. Wickham H, Averick M, Bryan J, Chang W, McGowan L, François R et al. Welcome to the Tidyverse. *J Open Source Softw.* 2019; 4: 1686.
47. Wickham H. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis [Internet]. New York: Springer-Verlag; 2016. Recuperado de: <https://ggplot2.tidyverse.org>
48. Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P et al. vegan: community ecology package [Internet]. R package; 2022. Recuperado de: <https://cran.r-project.org/package=vegan>
49. Hijmans R. geosphere: spherical trigonometry [Internet]. R package; 2022. Recuperado de: <https://cran.r-project.org/package=geosphere>
50. Strüssmann C, Ribeiro RAK, Ferreira VL, Béda A de F. Herpetofauna do Pantanal brasileiro. In: Nascimento L, Oliveira M, organizadores. *Herpetol no Bras II. Belo Horizonte: Sociedade Brasileira de Herpetologia;* 2007. p. 66-84.
51. Ferreira VL, Terra J de S, Piatti L, Delatorre M, Strüssmann C, Béda AF et al. Répteis do Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia – Ser Zool.* 2017; 107: 1-13.
52. Pansonato A, Mott T, Strüssmann C. Anuran amphibians' diversity in a northwestern area of the Brazilian Pantanal. *Biota Neotrop.* 2011; 11: 77-86.

53. Silva-Alves VD, Neves MO, Seba M de FR, Dos Santos Filho M, da Silva DJ. Amphibian Diversity: Where everything starts to flood, Cáceres Municipality, North Pantanal, Central-West Brazil. *Pap Avulsos Zool.* 2023; 63: 0-4.
54. Souza FL, Martins FI, Raizer J. *Habitat* heterogeneity and anuran community of an agroecosystem in the Pantanal of Brazil. *Phyllomedusa.* 2014; 13: 41-50.
55. Uetanabaro M, Prado CP de A, Rodrigues D de J, Gordo M, Campos Z. Guia de campo dos anuros do Pantanal e planaltos de entorno. 1a ed. Ed. UFMS. Campo Grande/MS - Cuiabá/MT: Editora UFMS - Editora UFMT; 2008.
56. Magalhães FM, Lyra ML, Carvalho TR, Baldo D, Bruschetti F, Burella P et al. Taxonomic review of South American Butter frogs: Phylogeny, biogeographic patterns, and species delimitation in the *Leptodactylus latrans* species group (Anura: Leptodactylidae). *Herpetol Monogr.* 2020; 34: 1-48.
57. Vaz-Silva W, Maciel NM, Nomura F, Morais AR de, Batista VG, Santos DL et al. Guia de identificação das espécies de anfíbios (Anura e Gymnophiona) do estado de Goiás e do Distrito Federal, Brasil Central. *Zoologia: Curitiba: Sociedade Brasileira de Zoologia;* 2020.
58. Prado CP d. A, Uetanabaro M, Haddad CFB. Breeding activity patterns, reproductive modes, and habitat use by anurans (Amphibia) in a seasonal environment in the Pantanal, Brazil. *Amphibia-Reptilia.* 2005; 26: 211-21.
59. Strüssmann C, Sazima I. The snake assemblage of the Pantanal at Pocone, Western Brazil: Faunal composition and ecological summary. *Stud Neotrop Fauna Environ.* 1993; 28: 157-68.
60. Oda FH, Ávila RW, Drummond LDO, Santos DL, Gambale PG, Guerra V, et al. Reptile surveys reveal high species richness in areas recovering from mining activity in the Brazilian Cerrado. *Biologia (Bratisl).* 2017; 72: 1194-210.
61. Keyser PD, Sausville DJ, Ford WM, Schwab DJ, Brose, Patrick H. Prescribed fire impacts to amphibians and reptiles in shelterwood-harvested oak-dominated forests. *Va J Sci.* 2004 55: 159-68.
62. Batista EKL, Figueira JEC, Solar RRC, de Azevedo CS, Beirão MV, Berlinck CN et al. In case of fire, escape or die: A trait-based approach for identifying animal species threatened by fire. *Fire.* 2023; 6: 1-21.
63. Lovich JE, Quillman M, Zitt B, Schroeder A, Green DE, Yackulic C et al. The effects of drought and fire in the extirpation of an abundant semi-aquatic turtle from a lacustrine environment in the southwestern USA. *Knowl Manag Aquat Ecosyst.* 2017; 418: 18.
64. Jordaan PR, Steyl JCA, Hanekom CC, Combrink X. Fire-associated reptile mortality in Tembe Elephant Park, South Africa. *Fire Ecol.* 2020; 16: 4-9.
65. Uetanabaro M, Souza FL, Landgref-Filho P, Beda AF, Brandão RA. Anfíbios e répteis do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Biota Neotrop.* 2007; 7: 279-89.

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

<http://www.icmbio.gov.br/revistaelectronica/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





Fire footprint in the Pantanal: evaluation of the impact in forest areas at the Ramsar Site, Taiamã Ecological Station

Andressa Ketllen dos Santos Souza¹

 <https://orcid.org/0000-0001-7281-399X>

Joari Costa de Arruda¹

 <https://orcid.org/0000-0001-8813-983X>

Nilo Leal Sander¹

 <https://orcid.org/0000-0001-9856-6819>

Carolina Joana da Silva Nogueira¹

 <https://orcid.org/0000-0003-3875-7319>

Wilkinson Lopes Lázaro¹

 <https://orcid.org/0000-0002-6499-6631>

Selma Samiko Miyazaki²

 <https://orcid.org/0000-0002-9815-1709>

Daniel Luis Zanella Kantek^{2*}

 <https://orcid.org/0000-0001-9558-1503>

* Contato principal

¹ Universidade do Estado do Mato Grosso/UNEMAT, Brasil. <andressaketllen2@gmail.com, arrudajcbio@gmail.com, nilosander@gmail.com, carolina.silva@unemat.br, wilkinsonlopes@gmail.com>.

² Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Brasil. <selma.sm@icmbio.gov.br, daniel.kantek@icmbio.gov.br>.

Recebido em 29/02/2024 – Aceito em 23/07/2024

Como citar:

Souza AKS, Arruda JC, Sander NL, Nogueira CJS, Lázaro WL, Miyazaki SS, Kantek DLZ. Fire footprint in the Pantanal: evaluation of the impact in forest areas at the Ramsar Site, Taiamã Ecological Station. Biodivers. Bras. [Internet]. 2024; 14(4): 22-36. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2553

Keywords: Floristics; conservation unit; vegetative regeneration.

ABSTRACT – Fires are important factors in the disturbance of forest ecosystems, with a strong impact on the biotic and abiotic conditions of the environment. In recent decades, there has been a substantial increase in the occurrence of these events worldwide, resulting in an imbalance in ecosystem recovery. In this sense, the present work aimed to evaluate the impact of wildfires on polyspecific forest plots located at the Taiamã Ecological Station, which is a federal conservation unit located in the Pantanal biome. To this end, the circumference at breast and total height ≥ 3 m of each individual were measured, in two permanent plots of 1 hectare each, with the identification of all arboreal individuals by scientific names. The first sampling was carried out in 2019, with one of the plots (A) being affected by a fire in 2011 and the other (B) not. The second sampling took place two months after a fire that affected both plots in 2020. The findings unambiguously demonstrate that the occurrence of wildfire in the sampling sites significantly diminished their abundance and diversity, resulting in a shift in the



composition of the plots. Total richness in 2019 was more than double that obtained after the 2020 fire, and there was a loss of almost 80% of trees in this period, which indicates that wildfires have a profound impact on the vegetation at the Station region. Obtaining data on the impacts of large fires in forest environments is essential for effective management of fires in the Pantanal biome.

Pegada do fogo no Pantanal: avaliação do impacto em áreas florestais no Sítio Ramsar, Estação Ecológica de Taiaimã

Palavras-chave: Florística; unidade de conservação; regeneração vegetativa.

RESUMO – Os incêndios são fatores importantes de perturbação aos ecossistemas florestais, com forte impacto sobre as condições bióticas e abióticas do ambiente. Nas últimas décadas houve um aumento substancial nas ocorrências desses eventos em todo o mundo, resultando em um desequilíbrio em relação à recuperação dos ecossistemas. Nesse sentido, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o impacto de incêndios florestais em parcelas de floresta poliespecífica localizadas na Estação Ecológica de Taiaimã, uma unidade de conservação federal localizada no bioma Pantanal. Para tal, foram aferidas a circunferência na altura do peito (CAP) e altura total ≥ 3 m de cada indivíduo, em duas parcelas permanentes de 1 hectare cada, com a identificação de todos os indivíduos arbóreos. A primeira amostragem ocorreu em 2019, sendo que uma das parcelas (A) foi atingida por um incêndio em 2011, e a outra (B) não. A segunda amostragem ocorreu em 2020, após um incêndio que afetou as duas parcelas neste mesmo ano. Os resultados indicam claramente que a passagem do fogo nos sítios de amostragem diminuiu substancialmente sua abundância e a diversidade, e que houve alteração na composição das parcelas. A obtenção de dados dos impactos dos grandes incêndios em ambientes florestais é essencial para uma gestão eficaz dos incêndios no bioma Pantanal.

Huella del fuego en el Pantanal: evaluación del impacto en las áreas forestales del Sítio Ramsar, Estación Ecológica de Taiaimã

Palabras clave: Florística; unidad de conservación; regeneración vegetativa.

RESUMEN – Los incendios son factores importantes en la perturbación de los ecosistemas forestales, con un fuerte impacto en las condiciones bióticas y abióticas del medio ambiente. En las últimas décadas ha habido un aumento sustancial en la ocurrencia de estos eventos en todo el mundo, resultando en un desequilibrio en relación a la recuperación de los ecosistemas. En este sentido, el presente trabajo tuvo como objetivo evaluar el impacto de los incendios forestales en parcelas de bosque poliespecífico ubicadas en la Estación Ecológica de Taiaimã, una unidad de conservación federal ubicada en el bioma del Pantanal. Para ello se midió la circunferencia a la altura del pecho y la altura total ≥ 3 m de cada individuo, en dos parcelas permanentes de 1 hectárea cada una, con la identificación de todos los individuos arbóreos. El primer muestreo se realizó en 2019, estando una de las parcelas (A) afectada por un incendio en 2011 y la otra (B) no. El segundo muestreo se realizó en 2020, tras un incendio que afectó a ambas parcelas ese mismo año. Los resultados indican claramente que el paso del fuego en los sitios de muestreo redujo sustancialmente su abundancia y diversidad, y que hubo un cambio en la composición de las parcelas. La obtención de datos sobre los impactos de los grandes incendios en ambientes forestales es fundamental para una gestión eficaz de Incendios en el bioma Pantanal.

Introduction

Fires play a crucial role as disturbance agents in forest ecosystems and can cause significant impacts on both biotic and abiotic components. As a natural disturbance element, fire is an essential component for the functioning of many ecosystems. However, over the past few decades, there has been a substantial increase in fire occurrences worldwide, resulting in an imbalance between fire events and ecosystem recovery. This imbalance leads to landscape fragmentation and degradation[1].

Furthermore, the occurrence of fires poses a continuous threat to the objectives of Conservation Units (CU), which are specially protected areas primarily designated for maintaining biodiversity in remaining natural habitats[2][3].

The environmental impacts resulting from forest fires in conservation areas vary in magnitude according to the environmental and climatic conditions present in the ecosystem. These conditions determine the extent of significant losses in biodiversity and natural resource quality, landscape alteration, CO₂ emissions, disruption of biological processes, and other effects[4][5].

Given the importance of conservation units in protecting, conserving, and preserving ecosystems and their biodiversity, it is crucial to systematically and holistically identify the environmental impacts caused by fire across different contexts[6]. Therefore, continued research is essential to assist in the development of regional public policies.

The Taiaimã Ecological Station (TES) is a federal conservation unit and a Ramsar site located in the Pantanal biome, where the primary threat to arboreal vegetation cover is wildfire[7]. Consequently, an annual wildfire prevention and combat brigade is hired during the second semester (dry season). In instances of severe wildfires, many trees in the TES burn and die. The replacement of these trees is slow due to the characteristic water stress in the region. This stress affects the area in such a way that only regions with higher altimetric data support arboreal vegetation. However, even these regions become flooded during the peak of the Paraguay River's flood[7].

This fact is concerning and deserves attention because wildfires during the dry season result in more significant changes in the structure and floristic composition of vegetation than those occurring during the rainy season[8].

In the second half of the year 2020, the area burned by fires in the Pantanal was significantly larger than in previous years. Since 2019, the Pantanal has faced a prolonged drought, worsened in 2020. Annual precipitation in the Brazilian Pantanal hit a record low, 26% below the 1982-2020 average. This dry environment, combined with available combustible material, has increased the risk of fires[9]. Specifically, the Mato Grosso state portion of this biome experienced 42% of its area being affected by fire[9]. Additionally, 34% of the TES was directly impacted by these fires (Figure 2). Studying the impacts caused by forest fires in conservation areas is crucial for assessing the potential for forest regeneration and, more importantly, quantifying the effects on biodiversity and its ecological functions[10].

In this sense, the data obtained in this study can be useful to compose analyzes of wildfire occurrence in the Pantanal, as well as assist in the development of future integrated fire management plans in the TES region. Therefore, the present study aimed to assess the impacts of wildfires that occurred in 2011 and 2020 at the TES, exploring the hypothesis of the changes caused by fires on the tree structure of the community, as well as its diversity and species composition.

Material and Methods

Sampling area

The TES is a federal protected area (16°48'S-16°58'S, 57°24'W-57°40'W) between the Paraguay and Bracinho rivers and is in the northern Pantanal, Cáceres municipality, Mato Grosso state of Brazil, and comprehends 115.55 km². The Pantanal is one of the largest freshwater wetlands in the world[11][12][13], harbouring a great diversity of aquatic environments influenced by the the flooding pulse[14][15]. This protected area is mainly composed of floodplains, and its interior contains a great variety of aquatic environments, such as permanent, temporary lagoons, meander lagoons and 'corixos' (natural connections between rivers and lagoons that have great importance to water bodies in the Pantanal) (Figure 1). The TES has high levels of biodiversity, high rates of fishing productivity and the occurrence of populations of vulnerable or endangered species[16].

It is classified as an Alluvial Semideciduous Seasonal Forest, located in the Pantanal depression with macrohabitats consisting of floating swamps

(batume) that occupies 48% of the island, flooded fields with 24%, monospecific forest with 16%, polyspecific forests with 8% of the area and lakes with an occupancy of 4% [17]. The Station was declared a Ramsar site in 2018. To the southeast of TES, is located the Sararé Island, which is part of a proposal for the creation of a new protected area[18].

In the 1980s and 1990s, the area of water bodies within the TES was greater than 2000 hectares, which is much larger than recent values of 774 ha in 2011 and 677 ha in 2020 [19].

Between 1985 and 2022, only two fires occurred within the TES. The first in 2011, with the burning of approx. 2000 ha, and another in 2020, which affected approx. 2600 ha [19].

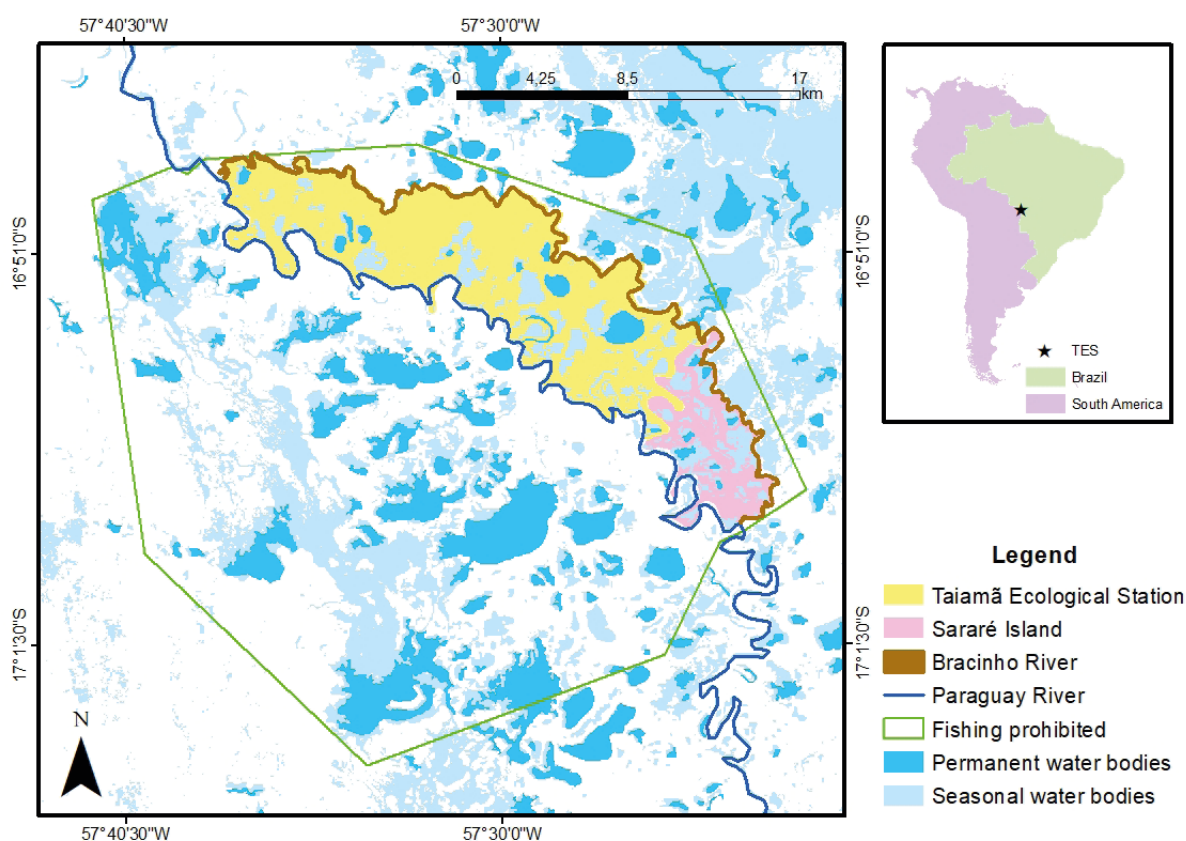


Figure 1 – Region of the Taiaimã Ecological Station (TES), delimited by the Paraguai River and one of its branches; note that the region is an area with many water bodies.

Data set

In 2019, two plots of one hectare each were defined in the polyspecific forest macrohabitat, one of which was burned during 2011 and the other was not (Figure 2). All individuals in each plot were numbered, georeferenced, identified and height and

circumference measured at chest height (1.30 meters from the ground). In December 2020, new surveys were carried out on the same plots with the aim of identifying the effect of the fires (2011 and 2020) on the structure and composition of the tree community. The two sampling areas are in similar topologies and are characterized as riparian forest[17].

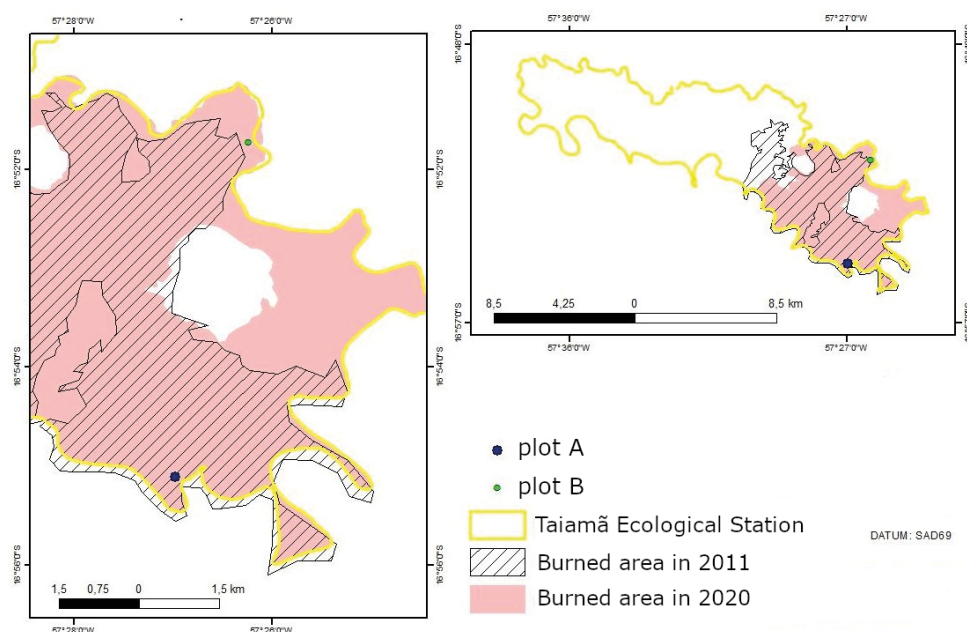


Figure 2 – Map of the Taiaimã Ecological Station with sampling sites A and B, which burned, respectively, in 2011 and 2020 and only in 2011.

The installed plots followed the methodology used by the DARP-Pantanal project[20], which is adapted to the PPBio (Biodiversity Research Program) style RAPELD (Rapid Assessments and Long-Term Research) [21], containing a 250 m x 40 m plot, subdivided into 5 plots of 50 m x 40 m, installed perpendicularly along the river, with circumference measurement when > 10 cm and total height ≥ 3 m. The measurements were made using a measure tape and the height was estimated visually.

Data analysis

Phytosociology data were assessed using the following parameters: absolute density, relative density, absolute frequency, relative frequency, absolute dominance, relative dominance, and importance value index (IVI). The last is an indicator of the ecological relevance of species to the environment. Species with higher IVI values can be seen as those that have been more successful in exploiting natural resources in the environment[22]. Floristic diversity analysis was evaluated using species richness, Fisher alpha index[23] and the Chao 1 non-metric estimator method[24]. To understand changes in composition

between 2019 plots we performed a non-metric multidimensional scaling (NMDS) analysis based on the “zero-adjusted” Bray-Curtis measure[25]. To compare species similarity between communities from 2020, we performed similarity analyzes (ANOSIM) [26]. All analyzes were performed in the R interface, using the Vegan and ggplot2 packages.

To facilitate understanding when reading the text, plots A and B are described with the state of burning or not burning and the year of sampling. Example: burnedA19 means: plot A was burned in 2011 fire and sampling was in 2019.

Results

The diversity of tree communities obtained by the non-metric Chao 1 estimator method in the burnedA19 and non-burnedB19 plots were 26,75 and 38,00 species, with a total of 672 and 1083 individuals, respectively. The total richness obtained by the same method in the burnedA20 plot was 16 species, in a total of 170 individuals. The burnedB20 plot has 192 specimens, and the total richness observed was 19 (Figures 3 and 4).

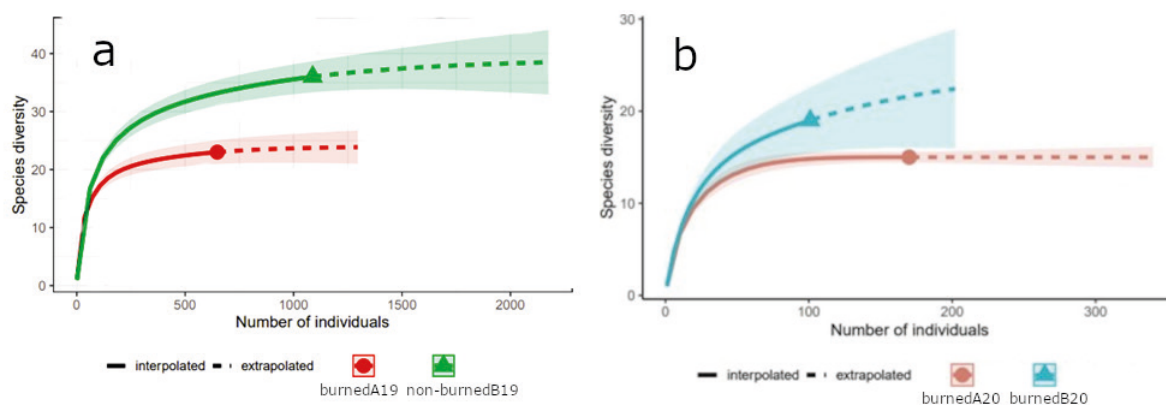


Figure 3 – Rarefaction curve of species from sample plots A (a) and B (b) at the Taiamã Ecological Station, in the years 2019 (a) and 2020 (b).

The diversity values obtained by Fisher's method for plot A were 5.38 (2019) and 4.33 (2020). In plot B, the values were 7.16 (2019) and 5.24

(2020). And the results for portion A + B were 9.35 (2019) and 6.75 (2020). In all cases there was a drop in values.



Figure 4 – Species diversity indices (Chao 1 and Fisher) in forest plots at the Taiamã Ecological Station, in the years 2019 and 2020.

Sampling in 2019 for the two plots led to the identification of 49 species of tree plants, distributed in 48 genera and 25 botanical families, highlighting the considerable number of species for the families Fabaceae, Salicaceae, Rubiaceae, Lauraceae, Myrtaceae, Nyctaginaceae and Malpighiaceae. The December 2020 sampling provided records of 27 species, distributed into 24 genera and 12 botanical

families for the same plots analyzed in 2019, with emphasis on the number of representatives of the Fabaceae, Salicaceae, Rubiaceae, Lauraceae and Myrtaceae families. This sampling occurred after the fire that occurred in September/October 2020 at TES.

The most representative families in 2019 for the burnedA19 (Figure 5a), the Fabaceae families, followed by Rubiaceae, Salicaceae, Lauraceae,

Myrtaceae and Clusiaceae were the most abundant (Fig. 5a and Fig. 5b). In the non-burnedB19 (Fig. 5b) were Fabaceae, Salicaceae and Meliaceae. The burnedA20 plot (Fig. 5c), which experienced the

impact of fires in both 2011 and 2020, exhibited a prevalence of Fabaceae, Rubiaceae, Lauraceae and Solcicaceae. In the burnedB20 plot (Fig. 5d) the Fabaceae family has the largest number of specimens.

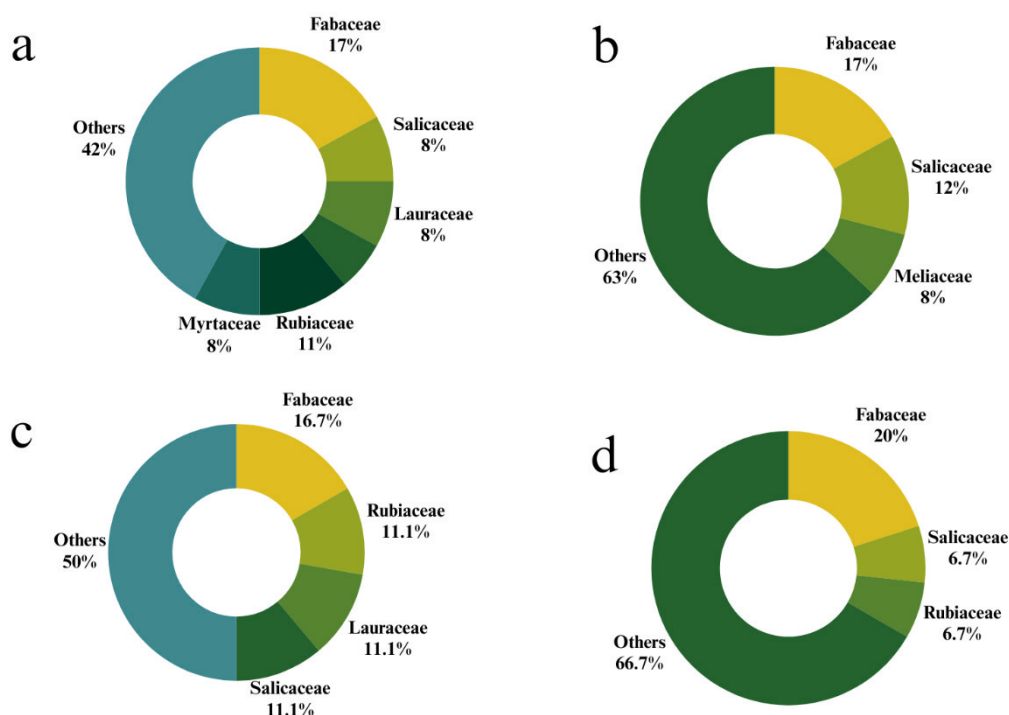


Figure 5 – Most representative botanical families in plots A (a – burnedA19; c – burnedA20) and B (b – non-burnedB19; d – burnedB20) during the years 2019 and 2020, at the Taiaimã Ecological Station.

The total richness value (site A + B) in 2019 was almost double that obtained after the 2020 fire, indicating that high severity wildfires like those in 2020 have a profound impact on the vegetation in the TES region, with a 44.9% decrease in this variable. When analyzing the total abundance values (from sites A and B), a decrease of 79.4% in the number of specimens sampled was observed after the occurrence of the fire. When comparing the sites individually, there was also a reduction in richness

values (A – 38.5%; B – 47.2%). Furthermore, sampling site B, which had not been burned for a long time and had 1083 individuals in 2019, had a drastic reduction (82.3%) to 192 specimens. At site A there was also a significant reduction (74.7%) in abundance between the different sampling years. Even when we compare plots A and B in 2019, where the fire occurred eight years before sampling, but only in A, we noticed differences of 27.7% in richness and 40.0% in abundance (Figure 6).

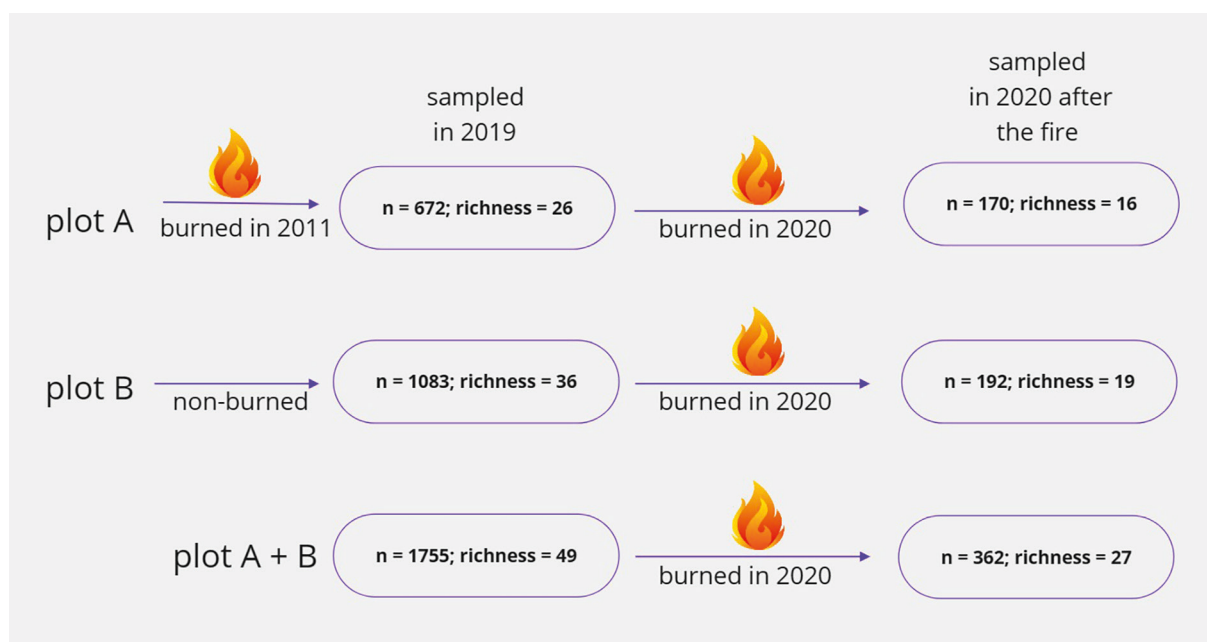


Figure 6 – Visual abstract of the richness and abundance (n) from the plots sampled at the Taiaimã Ecological station. n = abundance.

The most abundant species for the non-burnedB19 plot are: *Trichilia catiga* A.Juss, *Zygia inaequalis* (Willd.) Pittier, *Inga vera* Willd, *Duroia duckel* Huber, *Casearia decandra* Jacq, *Crataeva tapia* L, *Cassia grandis* L.f, *Cecropia pachystachya* Trécul, *Byrsonima spicata* (Cav.) DC, *Triplaris americana* L, *Sloanea cf. terniflora* (DC.) Standl, *Pterocarpus santalinoides* L'Hér. ex DC. The following species were the most abundant in burnedA19 plot: *T. americana* L., *Zygia cauliflora* (Willd.) Killip., *Garcinia brasiliensis*

Mart., *Genipa americana* L., *C. grandis*. Some species were found in both areas (Figures 7A and 7B). The most abundant species for the burnedA20 plot were: *Trichilia catigua* A.Juss, *Zygia inaequalis* (Willd.) Pittier, *Inga vera* Willd, *Crataeva tapia* L and *Sloanea cf. terniflora* (DC). In the burnedB20 plot, the species with the highest occurrence were *Zygia cauliflora* (Willd.) Killip., *Garcinia brasiliensis* Mart., *Genipa americana* L., *C. grandis* and *T. americana* (Figure 7).

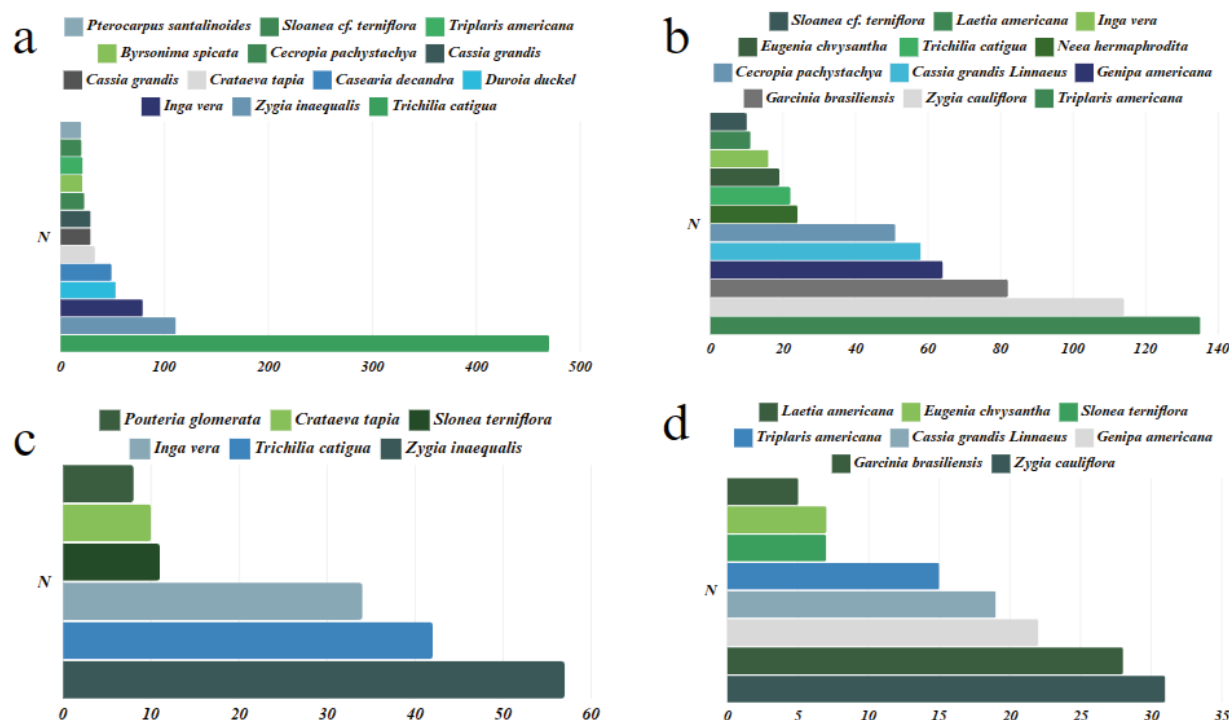


Figure 7 – Number of individuals of the main tree species sampled in plots A (a and c) and B (b and d) at the Taiamã Ecological Station, years 2019 (a – burnedA19; b – non-burnedB19) and 2020 (c – burnedA20; d – burnedB20). n = abundance.

The species with the highest IVI for the non-burnedB19 plot were: *T. catigua*, *C. grandis*, *Z. inaequalis*, *I. vera*, *Spondias mombin* L., *S. terniflora* (DC.) Standl., *D. duckel*, *C. decandra*, *Albizia polycephala* (Benth.) Killip ex Record, *Crataeva tapia*, *P. santalinoides*, *Ficus cf. trigona*, *T. catigua*, representing 71% of the total IVI value among the species present in the plot. For the plot burnedA19 they were respectively: *C. grandis*, *Z. cauliflora*, *G. americana*, *T. Americana*., *S. cf. terniflora*, *G.*

brasiliensis, *C. pachystachya*, *C. E. chrysanthra*, *Neea hermaphrodita*, *S. mombin*, *T. catigua*, representing 76% of the total IVI value among the species present in the plot. The species with the highest IVI for burnedA20 were *Z. inaequalis*, *T. catigua*, *I. vera*, *S. terniflora* (DC.) Standl., and *Crataeva tapia*, accounting for 77% of the total IVI among the species present in the plot. For burnedB20, the species *Z. cauliflora*, *G. brasiliensis*, *G. americana*, *C. grandis*, and *T. americana* represented 71% of the total IVI among the species in the plot (Figure 8)

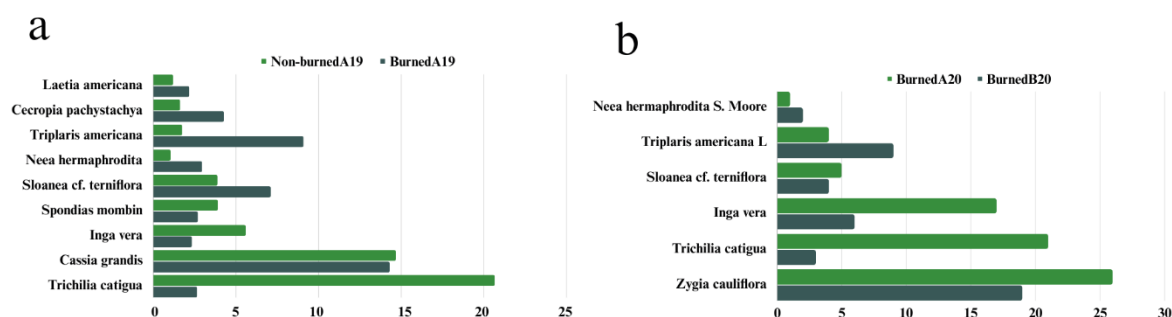


Figure 8 – Importance value index (IVI) for species recorded in two plots A and B of the Taiamã Ecological Station, in the years 2019 (a) and 2020 (b).

The comparison between the subplots from de 2019 samples with non-metric multidimensional scale analysis resulted in the formation of two clusters, which correspond to the non-burnedB19

and burnedA19 plots, with the similarities residing in structural aspects of the communities between subplots of the same group (Figure 9).

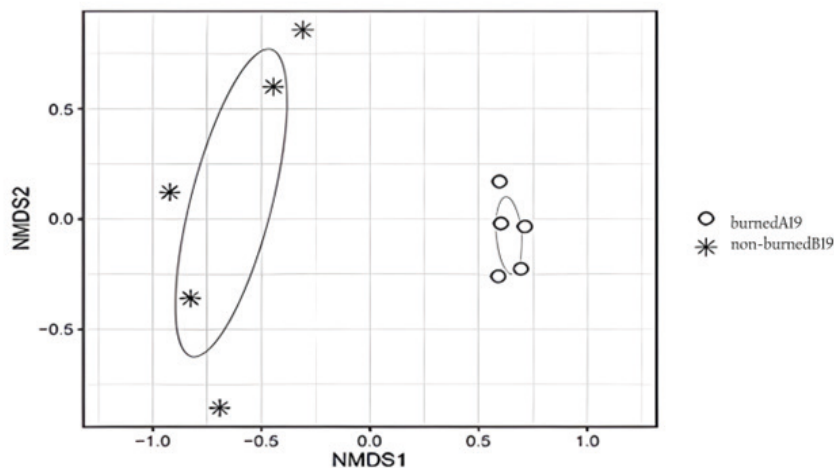


Figure 9 – NMDS (Nonmetric Multidimensional Scaling) analysis of the subplots of sites A and B at the Taia   Ecological Station in 2019.

No significant differences in cluster analysis were observed when comparing subplots sampled in

2020, with eight subplots forming cluster one, and the other two forming two other clusters (Figure 10).

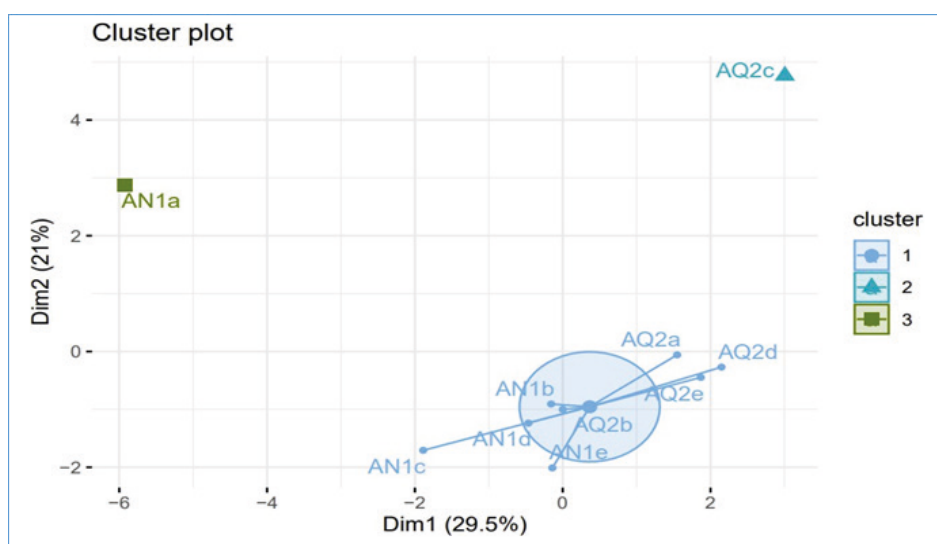


Figure 10 – Analysis of clusters between the subplots of sites A (AQ) and B (AN) at the Taia   Ecological Station, after the 2020 wildfire.

Discussion

The study area exhibits a flat topography and is characterized by the overflow of waters from the Paraguay River. Throughout most of the year, the region remains flooded[27]. During the wet season, specific soil portions, locally referred to as “cordilheiras” remain elevated. These “cordilheiras” either take longer to flood or remain unflooded altogether, depending on annual variations in water flow within the hydrographic basin. The origin of these “cordilheiras” is linked to both old and recent marginal river dikes, which are covered by arboreal vegetation (28). These elevated areas serve as crucial refuges for wild animals during the flood season and have arboreal vegetation[29]. Normally, fields with non-arboreal vegetation occur around the “cordilheiras”. However, the presence of fire in these forested regions, which already face challenges due to cyclical flooding, poses a significant threat to conservation efforts in the Taiaimã Ecological Station (TES) region[7]. Therefore, collecting data on the impacts of large fires in forest environments is essential for effective fire management in this area.

The total of 35 species in the tree communities of the non-burned plot B19 is similar to previous studies (30), which was also carried out at TES, and which evaluated the effect of flooding in a polyspecific forest and recorded 34 species in an area of 1.6 ha. Furthermore, stabilization in the rarefaction curves was observed, indicating that the area covered in one hectare per study plot was sufficient to capture the richness and diversity of the studied communities.

The differences in data on abundance, richness and diversity of tree communities and species composition between sampling sites are probably due to the effect of wildfires that occurred at the TES. Total richness data in 2019 was more than double that obtained after the 2020 fire, indicating that wildfires have a profound impact on the vegetation in the Station region. Furthermore, there was a drastic drop in the number of individuals sampled in the two plots after the 2020 fire, indicating that the event was very severe. In an analysis carried out in the Pantanal biome with several environmental variables, such as CO₂ flow and others, several places where wildfires occurred in 2020 were identified and classified as high severity in 2020, with TES being one of these places[31]. The worst recorded fire episode in the history of the Pantanal occurred in 2020 [32] and, consequently, severe ecosystem destruction and biodiversity loss were linked to this unique event[33].

The estimated burned area in Pantanal during the megafire of 2020 surpassed 4.5 million hectares[9], resulting in the death of 17 million vertebrates, and negative impacts on at least 65 million animals due to *habitat* loss and resource scarcity (food, water, shelter) caused by environmental change[34].

The data obtained in 2019, about 8 years after the 2011 wildfires, with plot A containing much lower richness, diversity and abundance values than plot B, indicate the possibility of a slow pace in the succession process and little resilience of the forest in relation to the environmental stress suffered. Furthermore, annual flooding can hinder forest regeneration after fires. Flooding has been considered the primary factor driving the composition and distribution of plant species in wetlands (35, 36), with species diversity and abundance varying within and between the different *habitats* along the topographic flood gradient[14][37].

When comparing the species with the highest importance index in the two plots sampled in 2019, there was an inversion of the index for *Cecropia pachistaquia* and *Triplaris americana*, with an increase in importance for these species that have a high reproduction rate and can colonize environments of faster way[38]. It can also be seen that after the 2020 fire, the *T. americana* species had its index increase even further, possibly due to the reoccurrence of the fire. In areas impacted by wildfires of medium and high severity, where many trees die, it is expected that pioneer species will be the first to colonize.

A study carried out in the Corumbá Pantanal compared burned sites with different topography (39) and identified that the lowest altitudes contain the lowest diversity of tree species. However, the diversity of unburned areas did not vary much with altitude and was greater than in low-burned areas and lower than in high-burned areas. In this proposed model, and considering the long periods of annual flooding, it is possible that the TES region fits this pattern where lowlands are impacted by fire, given that in the 2019 sample the burned area (A) has less diversity than the unburned area (B). Both plots are classified as riparian forests and are in very similar topographies[17], so it is expected that if there had been no wildfire in 2011, the two areas could have had more similar diversities than those observed in 2019. Furthermore, diversity decreased even further when both plots were burned in 2020. According to the proposed model, it is plausible to assume that fires could increase diversity if the TES region was located at a higher topography. However, it must be analyzed whether the intensity of forest fires could interfere with this pattern.

Similarity analysis using the NMDS method between the subplots of the two plots sampled in 2019 identified two clusters that correspond to plot A and plot B. This indicates that the two sites have distinct floristic composition, and fire is possibly responsible for most of the differences, as there was no fire in plot B in 2011. Conversely, the cluster analysis for the year 2020 did not identify clusters between the subplots, which indicates that a homogenization process occurred due, possibly, to the high severity of the fire from 2020 that occurred at TES.

In a study carried out with satellite images that analyzed the impact of fire on the vegetation of the Pantanal Matogrossense National Park (PMNP), high severity was identified in the 2020 fire, in addition to the detection of serious deterioration of the vegetation[40]. PMNP and TES are the only two federal conservation units in the Pantanal biome, and both fires left footprints in the vegetation. In this context, management strategies such as prescribed fire become crucial to prevent and reduce the negative impacts of future forest fires in conservation units. This technique proves to be beneficial for fire-prone ecosystems, promoting biodiversity, nutrient cycling and reducing the risk of catastrophic events[41]. It is important to highlight that these practices play a fundamental role in mitigating the negative repercussions of large fires on wild species and create a mosaic of habitats. This approach recognizes the intricate balance between natural fire regimes and human efforts to safeguard ecosystems and the diversity of species that inhabit them.

Due to the heterogeneity of riparian forests like the regions sampled in this study and their elevated levels of diversity, which are higher than other types of forest formations in the region, these forests are important for the multiplication of plant species due to the formation of migration corridors[42]. In this way, they help protect water courses, create habitats for various components of wildlife, reduce water temperature, support aquatic life, provide food, among other functions. The loss or severe alteration of these tree communities can cause an inestimable imbalance in the environment, affecting an entire ecosystem[43].

Conclusion

The empirical findings from this study unequivocally demonstrate that high-severity wildfires in 2020 left visible marks on the diversity, richness, abundance, and composition of tree species in the polyspecific forest of the Taiaimã Ecological Station. Studies like this are essential to understand the impacts of wildfires in the forests of the Pantanal biome and thus assist in planning integrated fire management. Other studies in regions that suffered the same type of impact can help to better understand the impacts of fire on the Pantanal, to create a broad view of the Pantanal biome and the impacts of wildfires. On the other hand, planned use of fire are vital for preventing and mitigating the detrimental effects of future wildfires. There are no records in the scientific literature of prescribed fire in the Pantanal biome, nor is this activity common in this region. This is possibly due to the fear of losing control of the fire in a region that normally accumulates a lot of organic matter in the soil and thus causing severe damage to biodiversity. However, as we observed in the results of our study, wildfires can be very damaging to forest areas and therefore it is time for new research with the aim of better understanding prescribed fire in flooded areas.

Acknowledgments

We thank for Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) and Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) for financial support.

References

1. Adámek M, Bobek P, Hadincová V, Wild J, Kopecký M. Forest fires within a temperate landscape: A decadal and millennial perspective from a sandstone region in Central Europe. For Ecol Manage [Internet]. 2015; 336: 81-90. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112714005969>

2. Koproski L, Ferreira MP, Goldammer JG, Batista AC. Modelo de zoneamento de risco de incêndios para unidades de conservação brasileiras: o caso do Parque Estadual do Cerrado (PR). *Floresta*. 22 de setembro de 2011; 41(3).
3. Marcuzzo SB, Araújo MM, Gasparin E. Plantio de espécies nativas para restauração de áreas em unidades de conservação: um estudo de caso no Sul do Brasil. *Floresta*. 13 de agosto de 2014; 45(1): 129.
4. Cochrane MA. O grande incêndio de Roraima. *Ciência hoje*. 2000; 27: 26-43.
5. Koproski L. Efeitos do fogo sobre répteis e mamíferos. Em 2009. p. 133-56.
6. Camargos VL de, Martins SV, Ribeiro GA, Carmo FM da S, Silva AF da. Avaliação do impacto do fogo no estrato de regeneração em um trecho de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG. *Revista Árvore*. dezembro de 2010; 34(6): 1055-1063.
7. ICMBio. Plano de Manejo da Estação Ecológica de Taiamã. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade; 2017. 1-174 p.
8. Miranda HS, Sato MN. Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. Em: Scariot A, Sousa-Silva JC, Felfili JM (orgs.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. MMA. Brasília: MMA; 2005. p. 439.
9. Shimabukuro YE, de Oliveira G, Pereira G, Arai E, Cardozo F, Dutra AC et al. Assessment of burned areas during the Pantanal fire crisis in 2020 using Sentinel-2 Images. *Fire* [Internet]. 2023; 6(7). Available from: <https://www.mdpi.com/2571-6255/6/7/277>
9. Libonati R, Belém L, Rodrigues J, Lemos F, Sena C, Pinto M et al. Nota Técnica 01/2021 LASA-UFRJ Queimadas Pantanal 2020. 2021.
10. Gerwing JJ. Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. *For Ecol Manage* [Internet]. 2002; 157(1): 131-141. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112700006447>
11. Harris MB, Tomas WM, Mourão G, Da Silva CJ, Guimarães E, Sonoda F et al. Desafios para proteger o Pantanal brasileiro: ameaças e iniciativas em conservação. *Megadiversidade*. 2005; 1(1): 156-164.
12. Junk WJ, Piedade MTF, da Cunha CN, Wittmann F, Schöngart J. Macrohabitat studies in large Brazilian floodplains to support sustainable development in the face of climate change. *Ecology & Hydrobiology* [Internet]. 2018; 18(4): 334-344. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1642359318300843>
13. Tomas WM, de Oliveira Roque F, Morato RG, Medici PE, Chiaravalloti RM, Tortato FR et al. *Sustainability Agenda for the Pantanal Wetland: Perspectives on a Collaborative Interface for Science, Policy, and Decision-Making*. Vol. 12, *Tropical Conservation Science*. SAGE Publications Inc.; 2019.
14. Junk WJ, Da Silva CJ. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. In: *Anais do II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócioeconômicos do Pantanal, Manejo e Conservação* (pp. 17028). Corumbá/MS, 1996. Brasília, EMBRAPA-CPAP. 1999.
15. Divina de Oliveira M, Calheiros DF. Flood pulse influence on phytoplankton communities of the south Pantanal floodplain, Brazil. *Hydrobiologia* [Internet]. 2000; 427(1): 101-112. Available from: <https://doi.org/10.1023/A:1003951930525>
16. Plano de Ação para o Manejo Integrado do fogo no Bioma Pantanal. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis/Ibama, Diretoria de Proteção Ambiental/Dipro, Centro Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais/Prevfogo. 2023.
17. Frota A da, Ikeda-Castrillon SK, Kantek DL, Silva CJ da. Macrohabitats da Estação Ecológica de Taiamã, no contexto da Área Úmida Pantanal mato-grossense, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi – Ciências Naturais* [Internet]. 2020 Aug 21; 12(2). Available from: <https://boletimcn.museu-goeldi.br/bcnaturais/article/view/387>
18. Tortato FR. 2018. Resumo executivo da proposta de criação do mosaico de unidades de conservação do Pantanal Norte. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2018; 64. [Retrieved on December 13th, 2023] from https://www.gov.br/icmbio/pt-br/aceso-a-informacao/participacao-social/resumo_executivo_mosaico_pantanal.pdf/view
19. Souza CM, Shimbo JZ, Rosa MR, Parente LL, Alencar AA, Rudorff BFT et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sens (Basel)* [Internet]. 2020; 12(17). Available from: <https://www.mdpi.com/2072-4292/12/17/2735>
20. Olivo-Neto AM. Florística, distribuição espacial e aporte de serrapilheira em florestas monodominantes de *Erythrina fusca* Lour. na Estação Ecológica de Taiamã (Sítio Ramsar), Pantanal de Mato Grosso. (Dissertação de Mestrado) – Curso de Ciências Ambientais, Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres. 2019; 84.

21. Magnusson WE, Lima AP, Luizão R, Luizão F, Costa FRC, Castilho CV de et al. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. *Biota Neotrop* [Internet]. 2005; 5(2): 19-24. Available from: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032005000300002>
22. Pereira da Costa C, Nunes da Cunha C, Cardoso Costa S. Caracterização da flora e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo de um cerrado no Pantanal de Poconé/MT. *Biota Neotrop* [Internet]. 2010; 10(3): 61-73. Available from: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=199115792006>
23. Magurran AE. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, USA. 1988; 192.
24. Chao A, Chiu CH. Nonparametric estimation and comparison of species richness. In: *eLS* [Internet]. 2016. p. 1-11. Available from: <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0026329>
25. Clarke KR, Somerfield PJ, Chapman MG. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. *J Exp Mar Biol Ecol* [Internet]. 2006; 330(1): 55-80. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S002209810500599X>
26. Clarke KR. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* [Internet]. 1993 Mar 1; 18(1): 117-143. Available from: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
27. Assine ML, Silva A. Contrasting fluvial styles of the Paraguay River in the northwestern border of the Pantanal wetland, Brazil. *Geomorphology*. 2009 Dec 15; 113(3-4): 189-199.
28. Lo EL, McGlue MM, Silva A, Bergier I, Yeager KM, de Azevedo Macedo H et al. Fluvio-lacustrine sedimentary processes and landforms on the distal Paraguay fluvial megafan (Brazil). *Geomorphology* [Internet]. 2019; 342: 163-175. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169555X1930248X>
29. Souza CA de, Souza JB de. Pantanal Mato-Grossense: Origem, evolução e as características atuais. *Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros, Seção Três Lagoas* – (ISSN 1808-2653) [Internet]. 2010 May 1; 0(11). Available from: <https://periodicos.ufms.br/index.php/RevAGB/article/view/654>
30. Martins BAA, Castrillon SKI, Sander NL, Olivo-Neto AM, Lázaro WL, Silva CJ da et al. Flood effect on tree communities in the multispecific forest at Taiaimã Ecological Station (Sítio Ramsar), Pantanal Matogrossense. *Research, Society and Development* [Internet]. 2020 Jul 9; 9(8): e385985808. Available from: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/5808>
31. Pelissari et al. Burn severity in the Pantanal Biome using the difference normalized burn ratio index (dNBR). *Anais XX Simpósio brasileiro de sensoriamento remoto; abril 2010; Florianópolis. Santa Catarina; 2010.*
32. de Magalhães Neto N, Evangelista H. Human Activity Behind the Unprecedented 2020 Wildfire in Brazilian Wetlands (Pantanal). *Front Environ Sci* [Internet]. 2022;10. Available from: <https://www.frontiersin.org/journals/environmental-science/articles/10.3389/fenvs.2022.888578>
33. Mataveli GA V, Pereira G, de Oliveira G, Seixas HT, Cardozo F da S, Shimabukuro YE, et al. 2020 Pantanal's widespread fire: short- and long-term implications for biodiversity and conservation. *Biodivers Conserv* [Internet]. 2021;30(11):3299–303. Available from: <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02243-2>
34. Berlinck CN, Lima LHA, Pereira AMM, Carvalho Jr EAR, Paula RC, Thomas WM, et al. The Pantanal is on fire and only a sustainable agenda can save the largest wetland in the world. *Brazilian Journal of Biology* [Internet]. 2022 Jun 11 [cited 2024 Jul 1];82:e244200. Available from: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842022000100321&tlng=en
35. Junk WJ, Bayley, PB, Sparks RE. The flood pulse concept in river floodplain systems. *Canadian Journal of Fishers and Aquatic*. 1989; 106: 110-127.
36. Casanova M, Brock MA. How do depth, duration and frequency of flooding influence the establishment of wetland plant communities? *Plant Ecol*. 2000; 147: 237–250. <https://doi.org/10.1023/A:1009875226637>.
37. Arieira J, Nunes da Cunha C. Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), no Pantanal Norte, MT, Brasil. *Acta Botan. Bras.* . <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000300007>. 2006; 20: 569–580.
38. Shimamoto CV. Estimativa do crescimento e acúmulo de biomassa em espécies arbóreas, como subsídio a projetos de restauração da Mata Atlântica. *Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação)* – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR. 2012; 52.

39. Oliveira MT de, Damasceno-Junior GA, Pott A, Paranhos Filho AC, Suarez YR, Parolin P. Regeneration of riparian forests of the Brazilian Pantanal under flood and fire influence. For Ecol Manage [Internet]. 2014;331:256–63. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112714004836>
40. Jankauskaite G, Delegido J. Assessing fire impacts on the Pantanal wetland using Sentinel-2 imagery, 06 June 2022, PREPRINT (Version 1) available at Research Square. doi.org/10.21203/rs.3.rs-1729338/v1
41. Andersen AN, et al. Savanna burning for biodiversity: Fire management for faunal conservation in Australian tropical savannas. Austral Ecology. 2012 Jan. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02334.x>
42. Wantzen K, Drago E, da Silva CJ. Aquatic *habitats* of the Upper Paraguay river-floodplain-system and parts of the Pantanal (Brazil). Ecohydrology and Hydrobiology. 2005 Jan 1; 5: 107-126.
43. Gomes PM, Melo C de, Vale VS do. Avaliação dos impactos ambientais em nascentes na cidade de Uberlândia/MG: análise macroscópica. Sociedade & Natureza [Internet]. 2006 Apr 18; 17(32). Available from: <https://seer.ufu.br/index.php/sociedadennatureza/article/view/9169>

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

<http://www.icmbio.gov.br/revistaelectronica/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



The effect of fire on the structure and composition of the plant community in paleo-levees, Pantanal, Brazil

Rosa Helena da Silva^{1*}

 <https://orcid.org/0000-0003-2691-2691>

* Contato principal

Alexandre de Matos Martins Pereira²

 <https://orcid.org/0000-0002-9828-9767>

Maxwel Oliveira da Rosa¹

 <https://orcid.org/0000-0002-0053-1173>

Anny Grazielly da Silva Arruda¹

 <https://orcid.org/0009-0009-9267-7337>

Edna Scremin-Dias¹

 <https://orcid.org/0000-0003-4218-1404>

Felipe Augusto Dias³

 <https://orcid.org/0000-0001-8288-2702>

Roberto Luiz Leme Klabin⁴

Mario Buhrke Haberland⁵

Luciana Fabbri⁴

Julia de Matos Nogueira⁴

 <https://orcid.org/0000-0002-4465-655X>

Arnildo Pott¹

 <https://orcid.org/0000-0002-8599-9276>

Rafael Arruda⁶

 <https://orcid.org/0000-0003-2869-5134>

Geraldo Alves Damasceno Junior⁷

 <https://orcid.org/0000-0002-4554-9369>

¹ Universidade Federal de Mato Grosso do Sul/UFMS, Brasil. <rosa.helena@ufms.br, max.oliveira2102@gmail.com, annygrazielly@gmail.com, edna-scremin.dias@ufms.br, arnildo.pott@gmail.com>.

² Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis/IBAMA, Brasil. <alexandre.m.pereira@ufms.br>.

³ SOS Pantanal, Brasil. <felipe.augusto@gmail.com>.

⁴ Refúgio Ecológico Caiman, Brasil. <ghospedagem@caiman.com.br>.

⁵ Associação Onçafari, Brasil. <ghospedagem@caiman.com.br>.

⁶ Universidade Federal de Mato Grosso/UFMS, campus Sinop, Brasil. <rafael.arruda@ufmt.br>.

⁷ Universidade Federal de Mato Grosso do Sul/UFMS, Instituto de Biociências, Brasil. <geraldodamasceno@gmail.com>.

Recebido em: 11/03/2024 – Aceito em: 13/08/2024

Como citar:

Silva RH, Pereira AMM, Rosa MO, Arruda AGS, Dias ES, Dias FA, Klabin R, Haberland M, Fabbri L, Pott A, Arruda RS, Junior GAD. Efeito do fogo sobre a estrutura e composição da comunidade vegetal em paleo-levees, Pantanal, Brasil. *Biodivers. Bras.* [Internet]. 2024; 14(4): 37-55. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2566

Keywords: Resilience; forest fire; Pantanal; cordilleira; rebrote.

ABSTRACT – The Pantanal is a fire-dependent Brazilian biome. Both the annual flood pulse and fire events are important drivers that condition the structure of its vegetation formations. Among the biome's physiognomies are paleo-levees, which are ancient formations of riparian vegetation associated with abandoned river channels known as cordilleiras. When affected by fire, these environments can have their structure and species composition altered. Many trees in the Pantanal are adapted to fire and flooding, but high-intensity fires can result in additional impacts on vegetation structure. Therefore, we conducted a study in levees areas in the Refúgio Ecológico Caiman in the Pantanal after the 2019 fire. We investigated how species structure and composition might be affected by fire. The study showed differences in species composition between burned and unburned areas, attributed to the history of fires in the zones analyzed. The unburned area has been unburned for more than 25 years, while the burned area experienced fires in 2007 and 2019. Although no significant differences were

observed in richness, abundance, basal area, and diversity, fire does affect species composition. Resilience was observed in species such as *Curatella americana* and *Attalea phalerata*, which show the ability to regenerate after fires. The results indicate that the vegetation of the paleo-levees in the Refúgio Ecológico Caiman is resilient to fire, highlighting the importance of these areas in integrated fire management since, even if affected, they will not suffer major structural changes.

Efeito do fogo sobre a estrutura e composição da comunidade vegetal em paleo-levees, Pantanal, Brasil

Palavras-chave: Resiliência; incêndio florestal; pantanal; cordilheira; rebrote.

RESUMO – O Pantanal é um bioma brasileiro dependente do fogo. Tanto o pulso de inundação anual como os eventos de fogo são importantes drivers que condicionam a estrutura das suas formações vegetais. Dentre as fisionomias do bioma encontram-se os paleo-levees, que são antigas formações de vegetação ciliares associadas a canais de rios abandonados conhecidas como cordilheiras. Esses ambientes, quando atingidos por fogo, podem ter estrutura e composição de espécies alteradas. Muitas árvores do Pantanal são adaptadas ao fogo e às inundações, entretanto, incêndios de alta intensidade podem resultar em impactos adicionais na estrutura da vegetação. Dessa forma, conduzimos um estudo em áreas de levees no Refúgio Ecológico Caiman após o incêndio de 2019. Investigamos como a estrutura e composição das espécies podem ser afetadas pelo fogo. O estudo mostrou que há diferenças na composição das espécies entre áreas queimadas e não queimadas, atribuídas ao histórico de incêndios nas áreas analisadas. A área não queimada está sem queimadas há mais de 25 anos, enquanto a área queimada passou por incêndios em 2007 e 2019. Embora não tenha sido observado diferenças significativas em riqueza, abundância, área basal e diversidade, constatamos que o fogo afeta a composição das espécies. Foi observada resiliência em espécies como *Curatella americana* e *Attalea phalerata*, que mostram capacidade de regeneração após incêndios. Os resultados indicam que a vegetação das áreas de cordilheiras do Refúgio Ecológico Caiman é resiliente ao fogo, destacando a importância dessas áreas no manejo integrado do fogo, já que, mesmo se afetadas, não sofrerão grandes mudanças estruturais.

Efecto del fuego sobre la estructura y composición de la comunidad vegetal en los paleo-levees, Pantanal, Brasil

Palabras clave: Resiliencia; incendio forestal; Pantanal; cordillera; rebrote.

RESUMEN – El Pantanal es un bioma brasileño dependiente del fuego. Tanto el pulso anual de inundaciones como los incendios son importantes factores que condicionan la estructura de sus formaciones vegetales. Entre las fisionomías del bioma se encuentran los Páleo Levees, que son antiguas formaciones de vegetación ribereña asociadas a canales fluviales abandonados conocidos como cordillera. Cuando se ven afectados por el fuego, estos ambientes pueden ver alterada su estructura y composición de especies. Muchos árboles del Pantanal están adaptados al fuego y a las inundaciones, pero los incendios de alta intensidad pueden provocar impactos adicionales en la estructura de la vegetación. Por lo tanto, realizamos un estudio en las áreas de Páleo Levees en el Refúgio Ecológico Caiman en el Pantanal después del incendio de 2019. Investigamos cómo la estructura y la composición de las especies podrían verse afectadas por el fuego. El estudio mostró que existen diferencias en la composición de especies entre las áreas quemadas y no quemadas, atribuidas a la historia de los incendios en las áreas analizadas. La zona no quemada lleva más de 25 años sin arder, mientras que la zona quemada sufrió incendios en 2007 y 2019. Aunque no se observaron diferencias significativas en riqueza, abundancia, área basal y diversidad, el fuego sí afecta a la composición de especies. Se observó resiliencia en especies como *Curatella americana* y *Attalea phalerata*, que muestran capacidad de

regeneración tras los incendios. Los resultados indican que la vegetación de las zonas de Páleo Levees del Refúgio Ecológico Caiman es resiliente al fuego, destacando la importancia de estas zonas en la gestión integral del fuego, ya que, aunque se vean afectadas, no sufrirán grandes cambios estructurales.

Introduction

Fire is an important biological filter that selects species, promotes adaptations of these organisms over time, and affects the variability of traits in neotropical savannas, acting more as an external filter than an internal factor [1]. It can be considered as one of the main factors responsible for variations in species richness, providing conditions for species endemism and thus influencing the composition and structure of terrestrial ecosystems [2]. In the Pantanal, together with flooding, it acts as a powerful environmental filter that modulates the distribution of species and promotes the monodominance of some groups [3][4].

Although positive for certain groups, different terrestrial ecosystems respond differently to the presence of fire, depending primarily on the environment's relationship to fire in its evolutionary history [5]. In this sense, there are thought to be fire-sensitive environments in which fire is not part of their evolutionary history, and other fire-dependent environments in which fire has historically shaped their evolution over time [6]. In general, savannas around the world are fire-dependent environments [7].

The Brazilian Pantanal is a humid area situated within the savanna zone, where the cerrado physiognomy is prevalent [8]. Despite the annual flood pulse that sustains it, it is considered one of the Brazilian biomes with the highest number of annual fire events relative to its total area. The Pantanal presents a paradoxical relationship between fire and flooding. Although they are opposite phenomena, fire events are more frequent in the most flooded areas, which occur along the main rivers of the region, forming "fire and flood corridors". (9). Although 95% of ignition is attributed to human causes, studies that analyzed sedimentary records of pollen and charcoal [10] indicate the presence of fires in the Pantanal 12,000 years ago. This evidence suggests that the biome evolved with fire and may be dependent on this fire regime to maintain its structure.

The Pantanal has a wide variety of vegetation formations in a gradient of grassland, savanna

and forest formations, according to topographic nuances and corresponding flood levels, the grassland areas are predominant and more prone to fire [9]. However, in recent years, large-scale fires have affected forested environments, which are considered to be more sensitive to fire [5][11]. In the Pantanal, forested environments are represented by alluvial seasonal semi-deciduous forests (riparian forests), capões (which are circular or elliptical forest formations that occur in the middle of the grassland matrix) and formations known locally as cordilheiras (Páleo Levees). Cordilheiras are paleo-levees that originate from old formations of riparian vegetation in abandoned river channels, which are no longer subject to flooding [12][13] and have a different composition than riparian forests [14], is a contact formation between the Seasonal forest and the Cerrado.

In the Cerrado, transitional forests exhibit high post-fire resilience due to low tree mortality and high growth rates of resprouting trees [15]. In the Pantanal, only riparian forests have been assessed for fire resilience [16][17], and it was found that riparian forests, when affected by fire, can decrease tree species richness and abundance in more flooded areas and increase richness and abundance in areas that remain flooded for shorter periods of time with little change in basal area. Because fire is very common in the region, it is important to know its effects on forest formations, especially those that have been little studied.

The Pantanal has recently been affected by large forest fires. The main causes of these high-intensity fires are related to a combination of human activities and climate change [18][19]. Changes in land use and land cover are increasing rapidly [20], climate change scenarios predict a warmer biome [21], so there is a possibility that forested environments will continue to be affected by high-intensity fires. Thus, given the lack of baseline data in the Pantanal that includes the effects of fire on paleo-levees, our objective was to assess the effects of fire on paleo-levees vegetation structure to support integrated fire management in the region.

Material and Methods

Study area

The study was conducted out on a private rural property called the Refúgio Ecológico Caiman

(REC). Established in 1987, the REC is located in the Southern Pantanal (Pantanal de Aquidauana), in the municipality of Miranda/MS (Figure 1).

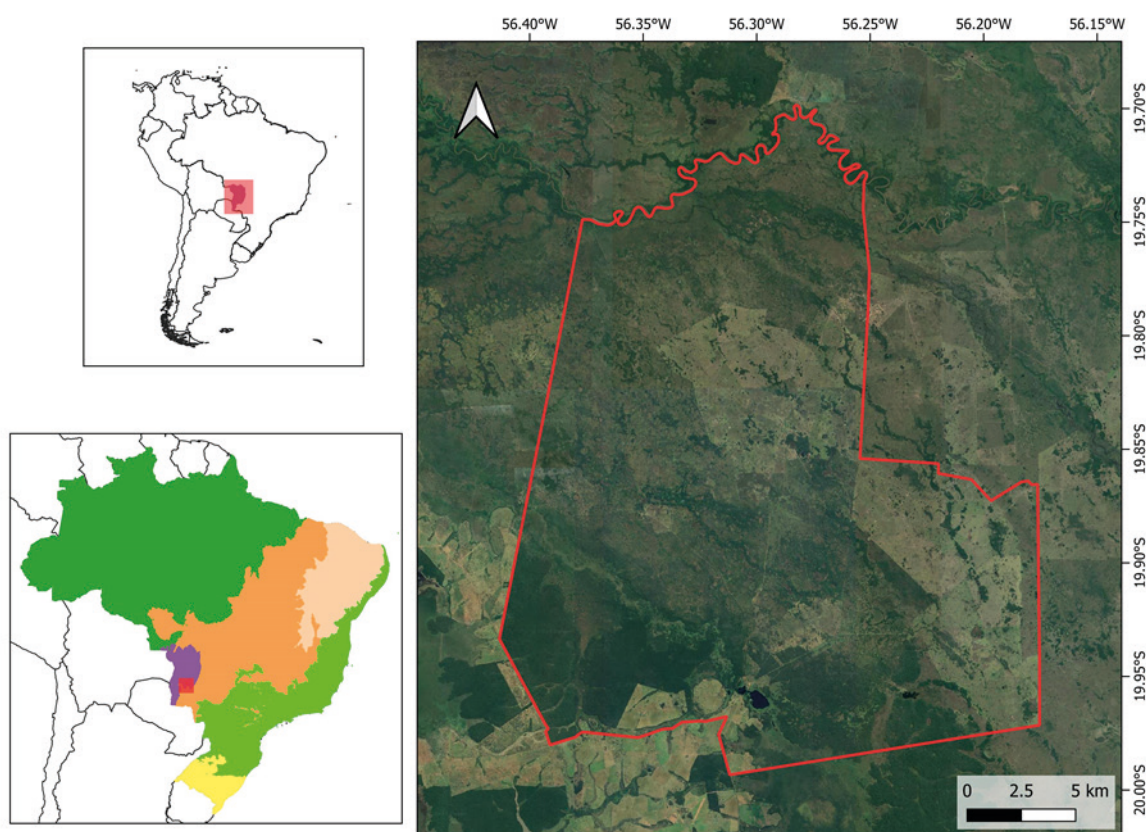


Figure 1 – Location of the Refúgio Ecológico Caiman in the Pantanal of Aquidauana, Miranda/MS. Source: Biome boundaries: Brazilian Institute of Geography and Statistics; Satellite image: Google Image Base.

The climate of the region is classified as Awa [22]. With an area of 53,000 ha, the REC is part of a matrix dominated by cultivated and native pastures, where there are currently around 35,000 head of cattle in livestock and nature integration [23].

The vegetation is characterized by the presence of formations of seasonal deciduous and semi-deciduous forest (lowland and alluvial), wooded savanna, wooded savanna and grassy savanna, distributed in phytophysognomies known locally as cordilheiras, riparian forest, flooded fields, capões and lixearal (monodominance of *Curatella americana*). Associated with these phytophysognomies are water bodies, vazantes, corixos, baias and the Aquidauana River, which cuts through the northern side of the property [23]. Fire is most frequent in

the region between July and October. During the winter, a combination of low relative humidity, high temperatures, low rainfall, constant winds, and reduced flooding of the plains creates favorable conditions for flames to advance [24][25].

Data collection

Areas were selected based on field visits to burned and unburned areas previously identified from 2019 satellite imagery. Vegetation structure was sampled in eight fragments of the range, four in areas burned in 2019 (B) and four in areas unburned in that event (UB). Six rectangular plots measuring 10 m×5 m were established in each fragment, for a total of 48 plots and 2,400 m² (Figure 2).

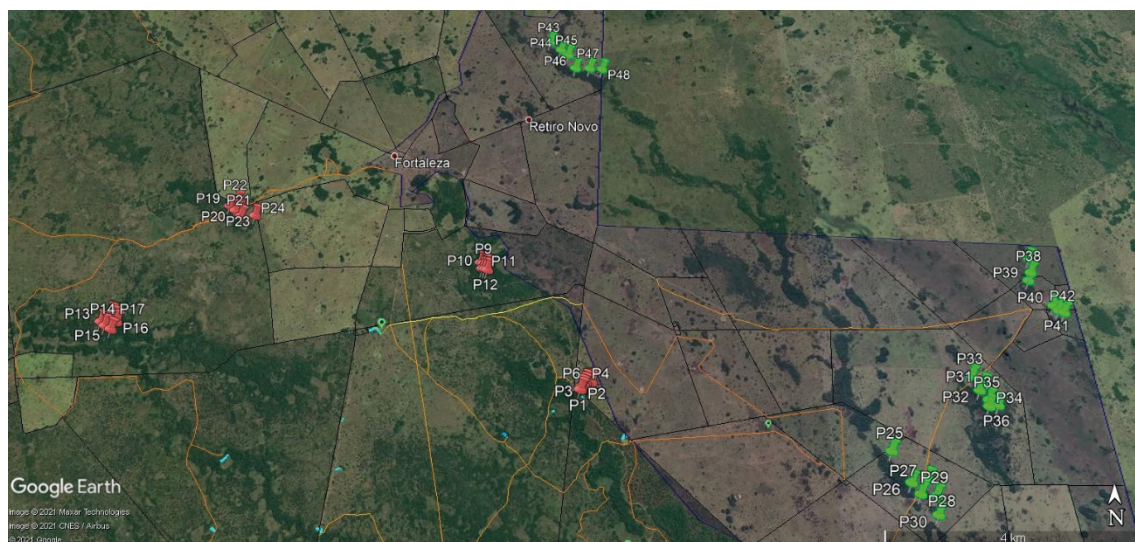


Figure 2 – Distribution of plots in the evaluated areas of the Refúgio Ecológico Caiman. The red icons indicate burned areas and the green icons unburned areas. Source: Google Earth.

MapBiomas data was used to assess the last fire event in the areas evaluated [26]. The unburn area has remained fire-free since 1999, a period of

25 years without burning. Area burned experienced a fire event in 2007 and a subsequent fire interval of twelve years in 2019 (Figure 3).

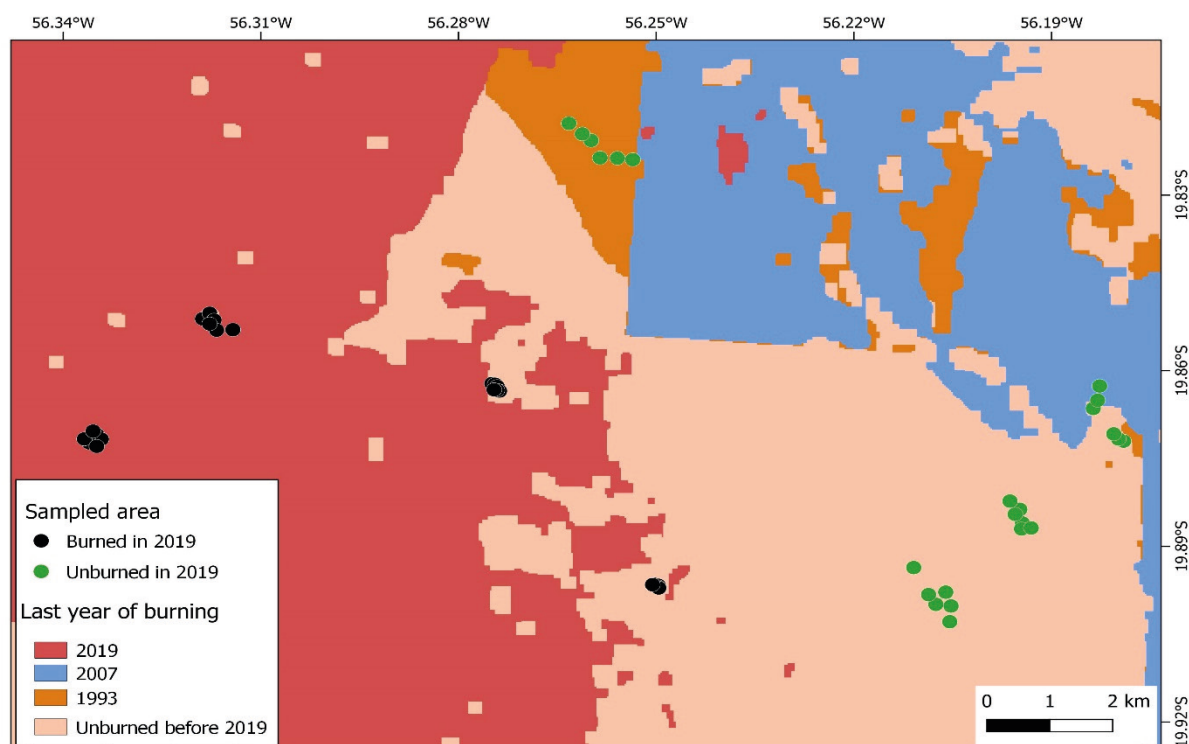


Figure 3 – Fire history of the areas assessed after the 2019 fire, Refúgio Ecológico Caiman in the Pantanal of Aquidauana, Miranda, MS. Source: MapBioma, 2024.

Sampling units were established following the slope of the land towards the Aquidauana River (Figure 2). Then, all the individuals with a CBH (Circumference at Breast Height) greater than or equal to 10 cm were sampled, and the total height of each individual was also noted by comparing it to a stick of known size. The horizontal structural parameters assessed were abundance, richness, density, frequency, basal area, dominance and the importance value index [27].

The floristic survey was carried out using the walking method [28], which consists of walking around the study area identifying, collecting and writing down the species found in order to complement the phytosociological plots. All sterile and reproductive material was collected, herborized and identified with the help of specialized literature [29] and specialists, as well as compared with exsiccates from the CGMS herbarium at the Federal University of Mato Grosso do Sul. Scientific and family names were checked against the Flora and Fungi of Brazil website (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2024>) [30]; Missouri Botanical Garden (<http://www.mobot.org/Research/APweb/welcome.html>) and the Angiosperm Phylogeny IV website [31]. Information on the popular names, economic potential and traditional use of the species was obtained through a literature review [29][32].

Data analysis

To assess the horizontal structure of the vegetation, calculations were performed using the FITOPAC program [33] and the R environment [34]. In the R environment, we first constructed rarefaction and extrapolation curves for species in the tree community based on Hill's series (iNEXT function, iNEXT package, [35][36]). Rarefaction indicates the observed richness as a function of sampling effort, and extrapolation indicates the expected richness if sampling effort is doubled. We constructed two curves separating species by burned and unburned area.

To determine possible variation in plant community attributes in burned and unburned areas, we built general linearized mixed models (GLMM function glmmPQL, MASS package, [37]). We chose this type of model because there is a correlation structure in the equation to control for the possible effect of spatial autocorrelation, since the plots are arranged in a block design. For the attributes richness and abundance (total number of individuals in the plots) we used the Poisson distribution, and for the attribute basal area we used the gamma error distribution. The test of statistical significance was calculated by type II analysis of squared deviations (Anova function, package car. 38).

To graphically represent the spatial distribution of the sampling units according to whether the area had been burned or not, we ordered the species composition by non-metric multidimensional scaling (NMDS, metaMDS function, vegan package, 39). To do this, we used a presence-absence matrix to perform the ordering, and we recovered the first two-dimensional solutions ($r^2_{adj} = 0.37$, $P \leq 0.001$). To determine whether the composition varied according to the burned and unburned areas, we built a multivariate analysis of variance model (MANOVA, manova function, stats package, 34), and to test for possible differences we used the Pillai-trace statistic.

Results and Discussion

Species composition

In the floristic composition recorded by walking and in the phytosociological plots, 508 individuals were recorded, distributed in 83 species, 53 genera and 28 families (Table 1). Of these, 77 were identified to the taxonomic level of species, six to genus, one to family and 11 were undetermined due to the burning of its external parts (leaves and bark).

Three families stood out for having a large number of species in the burned area (Figure 4a)

Table 1 – List of species recorded in the levees burning and unburning in 2019, Refúgio Ecológico Caiman (REC), Miranda-MS.

Familia	Nome científico	Nome popular	Burned	Unburned
Anacardiaceae	Astronium fraxinifolium Schott	gonçalo-alves	x	x
	Astronium urundeuva (M. Allemão) Engl.	aroeira-preta		x
	Spondias mombin L.	cajá	x	x
	Lithraea molleoides (Vell.) Engl.	aroeira-brava		

Família	Nome científico	Nome popular	Burned	Unburned
Annonaceae	Annona emarginata (Schltdl.) H.Rainer	araticum-mirim	x	x
	Annona sylvatica A.St.-Hil.	araticum-do-mato	x	x
Apocynaceae	Aspidosperma australe Müll.Arg.	guatambu	x	
	Aspidosperma sp.		x	
Arecaceae	Acrocomia aculeata (Jacq.) Lodd. ex Mart.	macaúba	x	
	Attalea phalerata Mart. ex Spreng.	acuri	x	x
	Copernicia alba Morong	carandá	x	x
Bignoniaceae	Handroanthus chrysotrichus (Mart. ex DC.) Mattos	ipê-amarelo-miúdo	x	
	Handroanthus heptaphyllus (Vell.) Mattos	piúva	x	
	Handroanthus impetiginosus (Mart. ex DC.) Mattos	ipê-roxo	x	x
	Handroanthus serratifolius (Vahl) S.Grose	ipê-amarelo-da-mata		x
	Jacaranda cuspidifolia Mart.	jacarandá	x	x
	Tabebuia aurea (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	paratudo	x	
	Tabebuia roseoalba (Ridl.) Sandwith	ipê-branco	x	x
Boraginaceae	Cordia glabrata (Mart.) A.DC.	louro-branco	x	x
Cactaceae	Cereus bicolor Rizzini & A.Mattos	cacto	x	
Cannabaceae	Celtis iguanaea (Jacq.) Sarg.	jameri	x	
Combretaceae	Combretum laxum Jacq.	pombeiro-branco	x	
	Combretum leprosum Mart.	carne-de-vaca		x
	Terminalia argentea Mart. & Zucc.	capitão		x
Dilleniaceae	Curatella americana L.	lixeira	x	x
Fabaceae	Albizia niopoides (Spruce ex Benth.) Burkart	farinha-seca		x
	Anadenanthera colubrina (Vell.) Brenan	angico	x	
	Bauhinia unguolata L.	mororó		x
	Cenostigma pluviosum (DC.) Gagnon & G.P.Lewis	sibipiruna	x	x
	Dipteryx alata Vogel	baru		x
	Diptychandra aurantiaca Tul.	carvão-vermelho	x	
	Enterolobium contortisiliquum (Vell.) Morong	orelha-de-negro	x	x
	Hymenaea courbaril L.	jatobá-mirim		x
	Hymenaea martiana Hayne	jatobá-da-mata	x	
	Hymenaea stigonocarpa Mart. ex Hayne	jatobá	x	x
	Inga vera Willd.	ingá-4-quinas		x
	Machaerium acutifolium Vogel.	bico-de-pato		x
	Machaerium hirtum (Vell.) Stelfeld	barreiro	x	x
	Senegalia tenuifolia (L.) Britton & Rose		x	
Lamiaceae	Vitex cymosa Bertero ex Spreng.	tarumã	x	x
Lauraceae	Ocotea diospyrifolia (Meisn.) Mez	canela-louro	x	
Malvaceae	Guazuma ulmifolia Lam.	mutamba-preta	x	
	Luehea candicans Mart.	açoita-cavalo	x	x
Meliaceae	Trichilia catigua A. Juss	catiguá	x	x
	Trichilia pallida Sw.		x	x
	Trichilia elegans A.Juss.	catiguazinho	x	
	Trichilia stellato-tomentosa Kuntze	guaranizinho		x
Moraceae	Brosimum gaudichaudii Trécul	maminha-cadela	x	x

Familia	Nome científico	Nome popular	Burned	Unburned
	<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	figueira	x	x
	<i>Ficus pertusa</i> L.f.	figueira-grande	x	x
	<i>Ficus</i> sp.		x	x
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	coração-tinto	x	
	<i>Myrcia</i> sp.		x	x
	<i>Psidium guineense</i> Sw.	araçá	x	
Opiliaceae	<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.f.	tinge-cuia		x
Polygonaceae	<i>Coccoloba cujabensis</i> Wedd.		x	
	<i>Coccoloba obtusifolia</i> Jacq.	azedinha	x	x
	<i>Coccoloba parimensis</i> Benth.	cipó-ponte	x	x
	<i>Coccoloba ochreolata</i> Wedd.		x	
	<i>Coccoloba</i> sp.1		x	
	<i>Triplaris americana</i> L.	novateiro	x	
	<i>Triplaris gardneriana</i> Wedd.	novateiro-preto	x	
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	cafezinho	x	x
Rubiaceae	<i>Calycophyllum multiflorum</i> Griseb.	castelo	x	
	<i>Calycophyllum</i> sp.		x	
	<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltdl.	arbustinho	x	x
	<i>Genipa americana</i> L.	jenipapo	x	x
	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	limoeiro	x	x
	<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.		x	x
Rutaceae	<i>Zanthoxylum caribaeum</i> subsp. <i>rugosum</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Reynel	cera-cozida		x
	<i>Zanthoxylum rigidum</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.			x
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	mamica-de-porca		x
Salicaceae	<i>Casearia aculeata</i> Jacq.		x	x
	<i>Casearia</i> cf. <i>arborea</i> (Rich.) Urb.		x	
	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	espeteiro		x
	<i>Casearia rupestris</i> Eichler	prurucu	x	
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., A.Juss.&Cambess.) Hieron. ex Niederl.	chal-chal		x
	<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	maria-pobre	x	x
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	camboatã-branco		x
	<i>Sapindus saponaria</i> L.	saboneteira	x	
Sapotaceae	<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni			x
Simaroubaceae	<i>Simarouba versicolor</i> A.St.-Hil.	perdiz	x	
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	imbaúba	x	x
	Indeterminada 1,2,3,4,5,6,7,8,9,10 e 11		x	
	Indeterminada 3		x	x
	Morto		x	

and the unburned areas (Figure 4b): Fabaceae, Bignoniaceae and Rubiaceae.

These families have already been observed in studies carried out at the Refúgio Ecológico Caiman

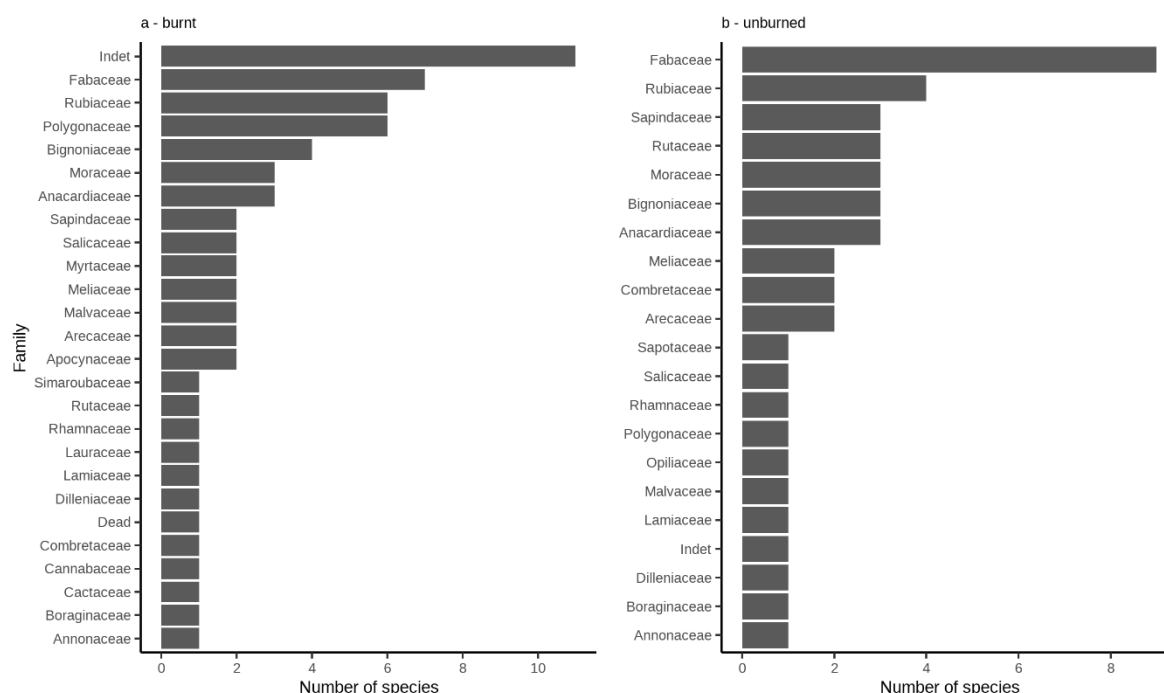


Figure 4 – Family richness by species recorded in mountain ranges with burning and unburning in 2020, Refúgio Ecológico Caiman, Miranda-MS. Where: a) area with burning, b) area without burning.

(21) and in the Abobral Pantanal region [40]. The species richness of the Fabaceae family is explained by its wide distribution. In addition to the large number of species, the family has approximately 727 genera and 19,325 species, and is considered the third largest Angiosperm family in the world [41]. Considering the differences between burned and unburned areas, the families occurring are practically the same in both situations. Fabaceae is cosmopolitan, Rubiaceae is a rich family in the of forest areas [42] and Bignoniaceae is generally successful in dry neotropical formations [43].

The ability of Fabaceae to persist in a post-fire environment after fire depends on several factors [44]. Studied the fire survival of seedlings of woody Fabaceae species in the Cerrado and concluded that young plants as young as six months old have the ability to regrow after fire. This occurs from buds, using a source of carbohydrates present in the underground structures of these species. The family has also been tested for its fire-retardant potential and

found to be effective [45]. This is probably a trait that favors the family and makes it resilient in fire-prone environments.

Structural parameters

Regard the richness of species found in the plots, out of a total of 77 species recorded, 66 occurred in the burned areas and 45 species in the unburned areas (Figure 5). Statistically terms, richness did not differ between the burned and unburned plots (Poisson PQL GLMM: $\chi^2=0.93$, $P=0.336$ (Figure 6a). Similarly, abundance, represented by comparing the number of individuals per plot, also did not vary between the burned and unburned areas (Poisson PQL GLMM: $\chi^2=0.36$, $P=0.549$ (Figure 6b). Finally, the basal area also did not vary between the burned and unburned areas (Poisson PQL GLMM: $\chi^2=1.61$, $P=0.204$ (Figure 6c).

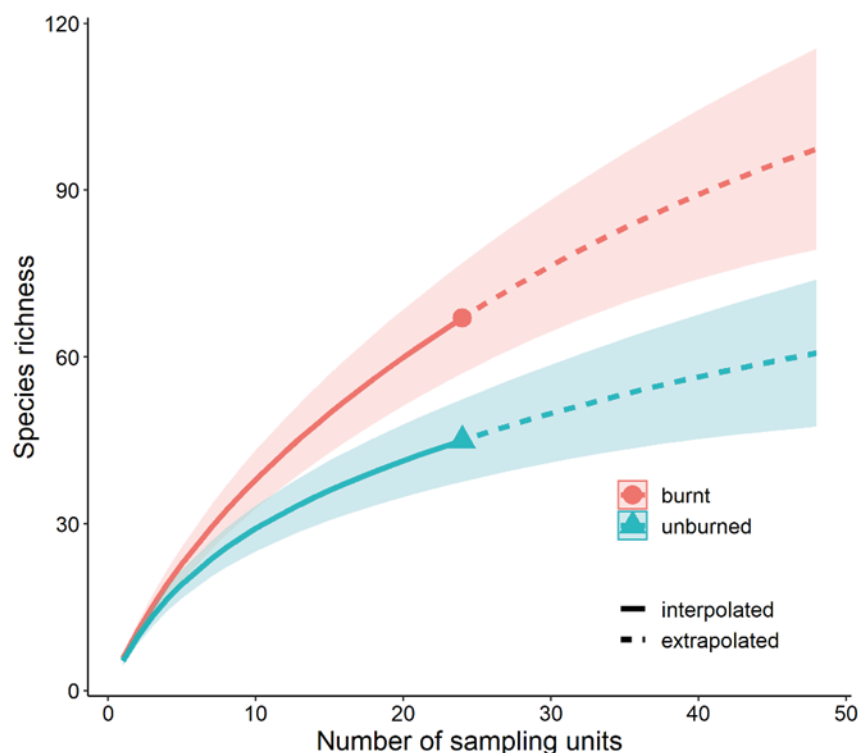


Figure 5 – Rarefaction and estimation of total species richness of arboreal shrubs and palms in burned and unburned areas of the Refúgio Ecológico Caiman, Pantanal Miranda-MS. Collected in the field (solid line) in burned and unburned areas. The dotted line represents the estimated species richness in the study area if the sampling effort were doubled.

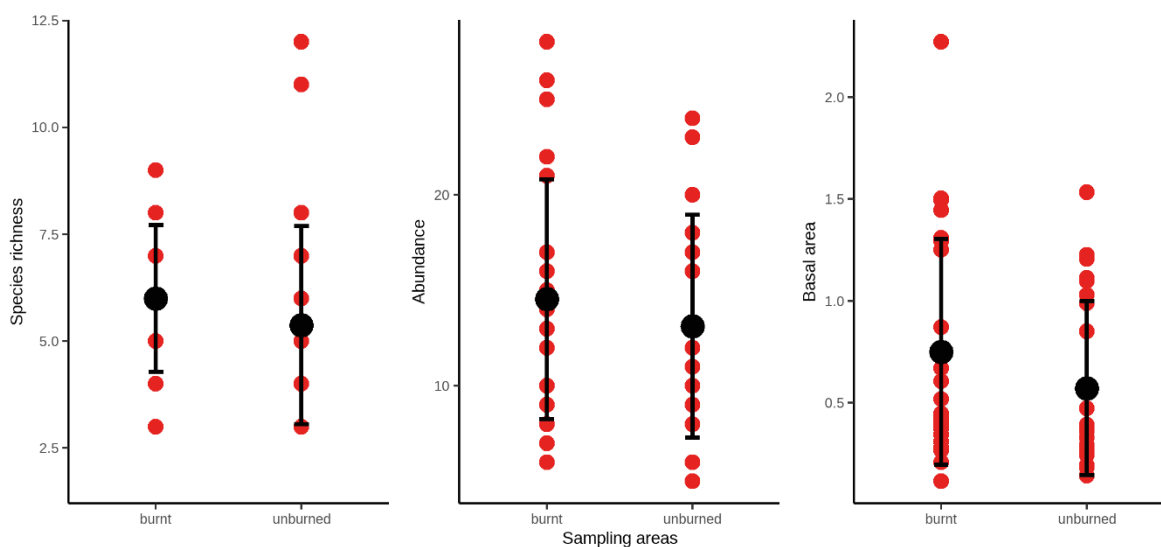


Figure 6 – Comparison of the structural parameters of burned and unburned areas of mountain ranges in the Refúgio Ecológico Caiman, Miranda, MS. Each point on the graphs represents a sample plot. a) total number of species in each plot (red circles) and mean ($\pm$ SD) of species richness (black circle). b) Total abundance in each plot (red circles) and means ($\pm$ SD) of abundance (black circle). c) Total basal area in each plot (red circles) and mean ($\pm$ SD) of basal area (black circle).

In contrast to herbaceous species, which respond immediately to the disturbance caused by fire, in tree species the loss of leaves and the death of the aerial part are the most visible damages. Nevertheless, there was no variation in these parameters one year after the fire, indicating the resilience of the vegetation to fire. The paleo-levees are dominated by species often found in the Cerrado, such as *Curatella americana* and *Handroanthus serratifolius*, which have fire-resistant mechanisms such as thick bark [46][47]. Even some of the riparian forest trees recorded in the area are fire resistant due to the phenolic compounds present in their bark [48]. Thus, because there are species that are resistant or even favored by fire [3][49][50], we

understand that the passage of fire did not promote changes in basal area, richness and abundance, mainly due to the large number of fire-resistant species in the two situations evaluated. It is possible that in the long term some opportunistic species will succeed in occupying the burned environment and structural differences will be established.

In terms of composition, only 27 species occurred in both plots, forty were exclusive to the burned plots and 18 were exclusive to the unburned plots (Figure 4). The results of NMDS ordination showed that there was a difference in species composition between the burned and unburned plots (MANOVA: $F_{1,46} = 5.34$, Pillai-Trace = 0.19, $P \leq 0.001$ (Figure 7).

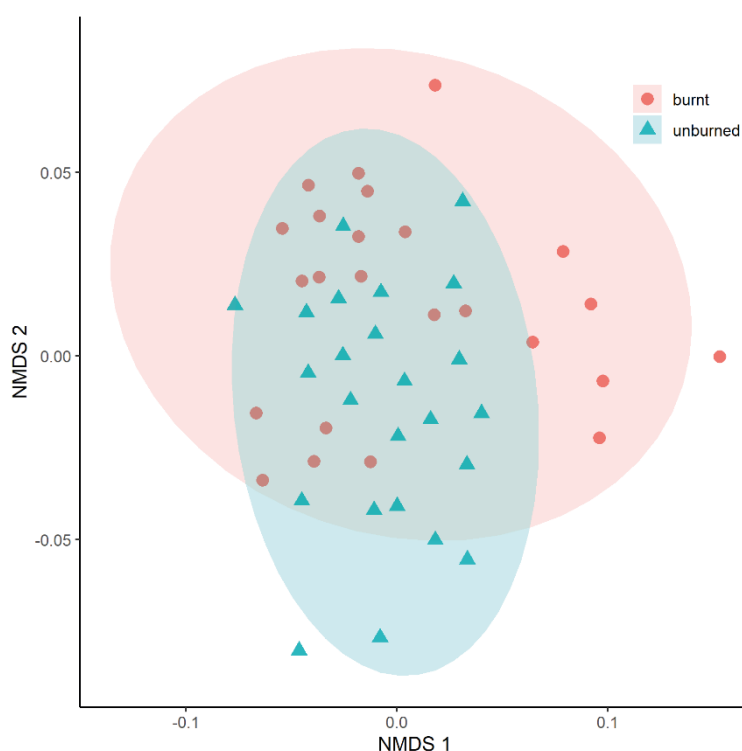


Figure 7 – NMDS-type ordination of the composition of plant species sampled in the levee plots of the Refúgio Ecológico Caiman in the Pantanal, based on the presence/absence matrix. The first two-dimensional solutions recovered 37% of the original variability of the data ($r^2_{adj} = 0.37$, $P \leq 0.001$).

This type of difference has also been observed in the regeneration of riparian forests along the Paraguay River with a history of fire and in other flooded areas [16][51]. Areas in the Pantanal show slight differences related to the regional species assemblage and how these species are positioned in the landscape [52].

A specific point in relation to these differences in species composition is the proximity of the burned areas to the Aquidauana River. The vegetation closest to the riverbank is influenced by the overflow of the

river during the flood season, and in some sections there are channels that remain wet during the drought, influencing the composition of the vegetation.

Some species that occur exclusively in the burned area are indicative of riparian vegetation, such as *Combretum laxum*, *Handroanthus heptaphyllus*, *Myrcia splendens*, *Ocotea diospyrifolia*, *Trichilia elegans*, *Triplaris gardneriana*, or those that have a certain affinity with water, such as *Tabebuia aurea* (paratudo). In the unburned areas, species exclusive

to the Cerrado sensu lato are common, such as *Astronium urundeuva*, *Handroanthus serratifolius*, *Combretum leprosum* and *Terminalia argentea*. Therefore, we understand that the differences recorded may be the result of edaphic variations and flooding, or an interaction between fire and flooding.

In studies of savanna areas, the results show that gains in number of individuals and basal area were driven by characteristics related to water availability in lower regions, i.e., close to drainage lines and with higher humidity, and the greatest losses in number of individuals and basal area were greater in regions bordering the cerrado vegetation, i.e., regions of higher elevation and consequently lower humidity [53].

In the burned areas, *Attalea phalerata* was the species with the highest values for all phytosociological parameters, followed by *Curatella americana*, *Randia armata* and *Cenostigma pluviosum* (Table 2). Overall, the ten most important species in the burned area represented about 59.82% of the total IV (importance value). *Attalea phalerata* contributed

about 20.13% of the total IV, followed by *Curatella americana* with 12% of the IV. *Attalea phalerata* was also among the main species with the highest IV found in the phytosociological survey carried out in the fire-ravaged grasslands of the Abobral Pantanal [54]. *Curatella americana* was the most abundant species in a Páleo Levees formation in the Poconé Pantanal [55].

In unburned areas, *Astronium fraxinifolium* and *Chomelia obtusa* were the species with the highest density and frequency, while *Attalea phalerata* and *Ficus* sp. were the most dominant species (Table 3). Overall, the ten most important species in the unburned area accounted for about 66.24% of the total IV (importance value). *Attalea phalerata* contributed about 12.85% of the total IV, followed by *Astronium fraxinifolium* with 9.57% of the IV. The species *Astronium fraxinifolium* and *Attalea phalerata* are characteristic of the Pantanal formations and have also been recorded in the mountain ranges of the Abobral and Poconé Pantanal [55][56].

Table 2 – Phytosociological parameters of the 20 most representative species recorded in the Páleo Levees with burning and unburning in 2020, in the Refúgio Ecológico Caiman, Miranda-MS, ordered by importance value (IV). Where: AD = absolute density of species i, RD = relative density of species i, AF = absolute frequency of species i, RF = relative frequency of species i, ADo = absolute dominance of species i, RDo = relative dominance of species i, IV = importance value of species i. CV = cover value of species.

Burning								
Species	AD	RD	AF	RF	ADo	RDo	IV	CV
<i>Attalea phalerata</i>	417	14	54	9	48	37	60	51
<i>Curatella americana</i>	558	19	25	4,2	16	12	36	32
<i>Cenostigma pluviosum</i>	142	4,9	29	4,9	9,4	7,2	17	12
<i>Randia armata</i>	267	9,3	38	6,3	0,6	0,5	16	9,7
<i>Coccoloba obtusifolia</i>	250	8,7	13	2,1	1,4	1,1	12	9,8
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	50	1,7	21	3,5	8,2	6,3	12	8
<i>Vitex cymosa</i>	42	1,5	13	2,1	5,3	4	7,6	5,5
<i>Ficus luschnathiana</i>	8,3	0,3	4,2	0,7	7,8	5,9	6,9	6,2
<i>Chomelia obtusa</i>	100	3,5	17	2,8	0,3	0,3	6,5	3,7
<i>Spondias mombin</i>	67	2,3	17	2,8	0,8	0,6	5,7	3
<i>Combretum leprosum</i>	58	2	21	3,5	0,3	0,2	5,7	2,3
<i>Hymenaea martiana</i>	8,3	0,3	4,2	0,7	6,2	4,7	5,7	5
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	42	1,5	21	3,5	0,8	0,6	5,6	2,1
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	8,3	0,3	4,2	0,7	5,5	4,2	5,2	4,5
<i>Anadenanthera colubrina</i>	33	1,2	17	2,8	1,2	0,9	4,9	2,1
<i>Myrcia</i> sp.	33	1,2	17	2,8	0,5	0,4	4,3	1,5
<i>Genipa americana</i>	50	1,7	8,3	1,4	1,5	1,1	4,3	2,9

Species	AD	RD	AF	RF	ADo	RDo	IV	CV
<i>Zanthoxylum rigidum</i>	42	1,5	13	2,1	0,3	0,3	3,8	1,7
<i>Zanthoxylum</i> sp.	2,3	0,2	0	0,2	0,1	0,1	3,8	1,7
<i>Ficus</i> sp.	8,3	0,3	4,2	0,7	3	2,3	3,3	2,6
Unburning								
Species	AD	RD	AF	RF	ADo	RDo	IV	CV
<i>Attalea phalerata</i>	217	8,3	46	8,5	29	22	39	30
<i>Astronium fraxinifolium</i>	375	14	42	7,8	8,9	6,7	29	21
<i>Cenostigma pluviosum</i>	183	7	33	6,2	9	6,7	20	14
<i>Chomelia obtusa</i>	367	14	29	5,4	1,2	0,9	20	15
<i>Coccoloba obtusifolia</i>	258	9,8	33	6,2	2,2	1,6	18	11
<i>Ficus</i> sp.	33	1,3	13	2,3	19	15	18	16
<i>Vitex cymosa</i>	33	1,3	17	3,1	17	13	17	14
<i>Astronium urundeuva</i>	200	7,6	29	5,4	5,3	4	17	12
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	25	1	13	2,3	11	8,3	12	9,2
<i>Trichilia</i> sp.	100	3,8	25	4,7	2	1,5	9,9	5,3
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	92	3,5	25	4,7	1,1	0,8	9	4,3
<i>Inga vera</i>	83	3,2	8,3	1,6	3,6	2,7	7,4	5,9
<i>Casearia gossypiosperma</i>	75	2,9	17	3,1	0,7	0,5	6,5	3,4
<i>Hymenaea courbaril</i>	8,3	0,3	4,2	0,8	6,6	4,9	6	5,3
<i>Randia armata</i>	58	2,2	17	3,1	0,1	0,1	5,4	2,3
<i>Cordia glabrata</i>	42	1,6	13	2,3	1,8	1,3	5,2	2,9
<i>Luehea candicans</i>	50	1,9	13	2,3	0,7	0,5	4,8	2,4
<i>Acrocomia aculeata</i>	33	1,3	13	2,3	0,7	0,5	4,1	1,8
<i>Zanthoxylum caribaeum</i>	25	1	8,3	1,6	2,2	1,6	4,1	2,6
<i>Annona emarginata</i>	33	1,3	13	2,3	0,3	0,2	3,8	1,5

The *Attalea phalerata* palm is very common in the Pantanal and is one of the plants known to form monodominant formations in areas subject to the double stress of fire and flooding [57]. Thus, the presence of this palm with greater expression in burned areas is expected, since it survives fire, especially due to the resistance offered by the remnants of the leaf sheaths (Figure 8). This structure can offer protection to the buds during fire events and resistance and tolerance to the stem. Heat tolerance is the ability of plant organs to withstand high temperatures, while fire resistance is the ability to survive a fire [58].

Tomlinson [59] compares palm trunks to reinforced concrete columns, where the vascular bundles are like steel rods and the parenchyma cells

are like concrete. The fiber cells near the phloem in the vascular bundles continue to deposit lignin and cellulose throughout their lives, strengthening the older parts of the trunk. In contrast, in the stems of dicotyledons and conifers, the cells of the xylem vessels die and lose their contents before becoming functional as water-conducting tissue, and new phloem is continually produced to replace the old. In palms, however, xylem, phloem, and even parenchyma cells remain alive throughout the life of the plant, which can be hundreds of years in some species [60]. Outside the central cylinder is a region of sclerotized tissue known as the cortex and a very thin epidermis, sometimes collectively called the pseudobark [60].



Figure 8 – Regrowth of *Attalea phalerata* (acuri), seven days after a fire in 2019, at Refúgio Ecológico Caiman, Miranda, MS.

Another plant species that benefits from fire is *Curatella americana*, which is characterized by vegetative reproduction and underground shoots that remain active after fire events. The double protection afforded of species offers a degree of resilience to extreme fire events, whereby the crown may be killed off, but the underground buds remain undamaged. In less extreme fire events, the aerial buds can be utilised to promote growth, particularly in terms of height. This was observed fifteen days after a fire in 2019 at the Refúgio Ecológico Caiman in the Pantanal (Figure 9).

This growth is supported by underground storage systems, Hoffmann et al. [15] conclude that after top-kill, root carbohydrate reserves are essential to sustain regrowth until sufficient leaf area has developed to sustain net plant growth. *Curatella americana*, also forms large monodominant patches under fire and flood conditions [6] and, together with other species such as *Annona coriacea*, *Dimorphandra mollis* and *Styrax ferrugineus*, forms a specific group of fire-adapted plants [61][62].



Figure 9 – The species *Curatella americana* (lixeira) offers dual protection against extreme fire events that may result in top kill. In such instances, the plant's underground buds remain undamaged, while the aerial buds, which are exposed to the flames, are destroyed. However, if the fire event does not reach such extremes, the aerial buds can be utilized, promoting growth in height. Image 15 days after a fire in 2019, at Refúgio Ecológico Caiman, Pantanal of Aquidauana, Miranda, MS.

Unlike *Attalea phalerata* and *Curatella americana*, *Astronium fraxinifolium* can be considered sensitive to fire, as it does not have thick bark or other characteristics that protect it from flames. In burned areas in the Abobral region, this species has been

found with large numbers of dead individuals (GA Damasceno-Junior obs pess).

In general, adaptations to fire include structural and physiological changes. Structurally, the thick, corky rhytidome provides greater thermal protection

to the vascular cambium [63][64], and the bark of fire-susceptible and fire-intolerant species differs in both structure and chemical composition [48]. Fire stress can also affect plant phenology, stimulating rapid regrowth and promoting both morphological and physiological variation [65][66]. Thermal insulation and the ability to regrow are considered post-fire attributes [67], so we understand that the species listed in the burned areas have high fire resistance and post-fire resilience.

Although the Pantanal is considered a fire-dependent ecosystem [9], many species respond differently to the effects of fire. Fire-resistant species can establish rapidly under frequent and intense fire disturbance [3]. In contrast, many species tend to be less abundant in areas with frequent fire. However, there are exceptions: some species typical of the region's riparian forests, found in the Paraguay River levees [48], which would theoretically be more sensitive to fire, have adaptations such as higher amounts of phenolic compounds in the bark and lower amounts of parenchyma, which in a sense replace the adaptation of thick bark to fire in these environments [48].

The results of studies conducted in forest-savanna transition zones [15] indicate that savanna trees do not exhibit higher survival rates or greater regrowth than forest tree species. The high survival rate of forest trees can be attributed to their occasional exposure to fire, either through natural selection or the elimination of fire-sensitive species from the community. The trees in these forests tend to have thicker bark than those measured in an Amazon rainforest, for example, which suggests that fire plays a role in shaping the tree community. Greater bark thickness results in lower topkill rates (total aerial stem loss) compared to the tropical rainforest. However, this alone does not explain the greater ability to survive fire, as even individuals with topkill exhibited high survival rates in the gallery forests studied [15].

Diversity

The burned area showed a value of 3.1 nats. ind.⁻¹ for the Shannon-Weaver Diversity Index (H') and the unburned area showed a value of 3.0 nats. ind.⁻¹, which are practically coincident values. The index value is lower than other studies in mountainous areas, which ranged from 3.9 to 4.72 [68], but within the range expected for this type of environment. When compared to other fire-exposed forests, the

results are similar [69][70]. Relatively diverse natural ecosystems have a Shannon Diversity Index between 3 and 4, which classifies the areas assessed as diverse [71].

The estimated value of the Pielou index for both areas was $J' = 0.7$, indicating that 70% of the theoretical maximum diversity was obtained by the sampling carried out. This value was similar to that found in a mountain range in Mato Grosso [55].

The similarity of the equitability values in the two plots is striking, suggesting that little has changed in the structural parameters of the plots after fire. Fire generally causes an immediate decrease in biodiversity, resulting in lower local diversity [72][73]. In our study, the diversity values were very similar and follow the trend that there are no differences between burned and unburned areas, indicating the resistance and resilience of the vegetation studied in relation to fire. Although forest formations are always indicated as more sensitive than grasslands, a caveat must be made as these are vegetations with many fire-resistant species. In addition, these areas are elongated strands of forest vegetation and therefore have a lot of contact with the grassland matrix, which makes them more likely to be exposed to fire over the years and consequently select species that are typical of the boundaries between grassland and forest vegetation [74].

Conclusion

The results of the structural parameters showed that there are differences in the species composition of the burned and unburned areas, which can be explained by the fire history of the studied areas. The unburned area has not been burned for more than 25 years, while the burned area has been burned in 2007 and 2019. Although there were no significant differences in richness, abundance, basal area and diversity, our results show that fire events affect species composition.

Resilience has been observed through the detection of species that regrow after fire, such as *Curatella americana*, and with new leaves emerging from the apical bud (observed in *Attalea phalerata*), indicating that the presence or persistence of this species are not limited by fire as an environmental filter. Taking into account specific measures related to the conservation of the environment, the results show that the vegetation of the Levees of the Refúgio Ecológico Caiman is resilient after fire. These results

show that areas of Levees vegetation are important in the context of integrated fire management, because they are formations that, if eventually affected by the management fire used in grassland formations, will not have major structural changes.

Acknowledgements

The authors thank UFMS/NEFAU for logistic support and CNPq (Grant n° 445354/2020-8, 405997/2021-3, 305296/2022-1, 308481/2022-4, PhD fellowships to WNG, PQ grants to JMJ, AP and GADJ), FUNDECT (Grant n° 427/2021, 436/2022), IMASUL (Grant n° 001/2022), and CAPES (PhD fellowships to RHS, MRO and FB, this study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001), for financing.

References

1. Dantas VDL, Pausas JG, Batalha MA. et al. The role of fire in structuring trait variability in neotropical savannas. *Oecologia* 171, 487–494 (2013). <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2431-8>
2. He T, Lamont BB, Pausas JG. Fire as a key driver of Earth's biodiversity. *Biol Rev*, 2019. 94: 1983-2010. <https://doi.org/10.1111/brev.12544>.
3. Manrique-Pineda DA, Souza EB, Paranhos-Filho AC, Encina CCC, Damasceno-Junior GA. Fire, flood and monodominance of *Tabebuia aurea* in Pantanal. *For Ecol Manage* [Internet]. 2021;479:118599. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118599>
4. Dalmolin ÂC, Dalmagro HJ, Lobo FA, Antunes-Junior MZ, Ortíz CER, Vourlitis GL. Effects of flooding and shading on growth and gas exchange of *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae) of invasive species in the Brazilian Pantanal. *Braz. J. Plant Physiol.* 24 (2) • June 2012 • <https://doi.org/10.1590/S1677-04202012000200001> .
5. Pivello VR, Vieira I, Christianini AV, Ribeiro DB, Silva Menezes L, Berlinck CN, et al. Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. *Perspect Ecol Conserv* [Internet]. 2021;19(3):233–55. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>
6. Hardesty J, Myers R, Fulks W. Fire, Ecosystems and People: A Preliminary Assessment of Fire as a Global Conservation Issue. *George Wright Forum*. 2005; 22:78–87.
7. Bond WJ, Keeley JE. Fire as a global “herbivore”: The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends Ecol Evol*. 2005;20(7):387–94. [roy alsoci etypublishing.org/doi/10.1098/rstb.2015.0165](https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0165)
8. Pott A, Pott VJ. Features and conservation of the Brazilian Pantanal wetland. *Wetl Ecol Manag* [Internet]. 2004 Dec [cited 2017 Feb 19];12(6):547–52. Available from: <https://doi.org/10.1007/s11273-005-1754-1>
9. Damasceno-Junior GA, Pereira AMM, Oldeland J, Parolin P, Pott A. Fire, Flood and Pantanal Vegetation. In: Damasceno-Junior GA, Pott A, editors. *Flora and Vegetation of the Pantanal Wetland*. Cham: Springer Nature Switzerland; 2021. p. 661–88.
10. Power MJ, Whitney BS, Mayle FE, Neves DM, Boer EJ, Maclean KS. Fire, climate and vegetation linkages in the Bolivian Chiquitano seasonally dry tropical forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* [Internet]. 2016 Jun 5 [cited 2019 Jul 29];371(1696):20150165. Available from: <https://ust.ainabl.e.management.of.a.large.neotropical.seasonal.wetland,pp.127-141>.
11. Correa DB, Alcântara E, Libonati R, Massi KG, Park E. Increased burned area in the Pantanal over the past two decades. *Science of the Total Environment*. 2022 Aug 20;835.
12. Ratter JA, Pott A, Pott VJ, Nunes da Cunha C, Haridasan M. 1988b. Observações sobre tipos de vegetação lenhosa no Pantanal e em Corumbá, Brasil. *Notas do Royal Botanic Garden, Edimburgo* 45: 503–525.
13. Nunes da Cunha C, Junk W. 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. In: Junk, W.J., Da Silva, C.J., Nunes da Cunha, C., Wantzen, K.M. (Eds) 2009. *The Pantanal: Ecology, biodiversity and s*
14. Nunes da Cunha C, Junk WJ, Leitão-Filho HF. Woody vegetation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil: a preliminary typology. *Amazoniana* xix (314): 159-184 Kiel, June 2007.
15. Hoffmann WA, Adasme R, Haridasan M, de Carvalho MT, Geiger EL, Pereira MA, Gotsch SG, Franco AC. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. *Ecology*. 2009 May;90(5):1326-37. doi: 10.1890/08-0741.1. PMID: 19537552.
16. Oliveira MT, Damasceno-Junior GA, Pott A, Paranhos-Filho AC, Suarez YR, Parolin P. Regeneration of riparian forests of the Brazilian Pantanal under flood and fire influence. *For Ecol Manage*. 2014;331:256–63. [rg/1012139/ssrn.4736255](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.013).

17. Arruda WDS, Oldeland J, Paranhos-Filho AC, Pott A, Cunha NL, Ishii IH, et al. Inundation and fire shape the structure of riparian forests in the Pantanal, Brazil. *PLoS One* [Internet]. 2016;11(6):e0156825. Available from: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0156825>
18. Leal Filho W, Azeiteiro UM, Salvia AL, Fritzen B, Libonati R. Fire in paradise: why the pantanal is burning. *Environmental Science & Policy*, v. 123, n.1, p. 31-34, 2021.
19. Marques JF, Alves MB, Silveira CF, Silva AA, Silva TA et al. Fires dynamics in the Pantanal: Impacts of anthropogenic activities and climate change. *Journal of Environmental Management* [online] 2021. 299p. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113586>.
20. Martins PI, Belém LBC, Peluso L, Szabo JK, Trindade WF et al. Priority Areas for Integrated Fire Management and Ecological Restoration in the Upper Paraguay River Basin (Brazil) Based on Distributions of Fire-Sensitive and Threatened Plant Species. Available at SSRN: <https://ssrn.com/abstract=4736255> or <http://dx.doi.org>
21. Libonati R, Geirinhas JL, Silva PS, Russo A, Rodrigues JA, Belém et al. Assessing the role of compound drought and heatwave events on unprecedented 2020 wildfires in the Pantanal. *Environmental Research Letters*, 2022. 17(1), 015005.
- 22 Köppen W. Grundriss der Klimakunde: Outline of climate science. Berlin: Walter de Gruyter, 1931. p.388.
23. Pott A, Pott VJ, Silva JSV, Abdon MDM. Peculiaridades da flórua fanerogâmica da fazenda Caiman, sub-região de Aquidauana, Pantanal. III Simpósio Sobre Recursos Naturais e Socio-econômicos do Pantanal, Corumbá, MS. 2000;1–31.
24. Menezes LS, Oliveira AM, Santos FLM, Russo A, Souza RAF, Roque FO, et al. Lightning patterns in the Pantanal: Untangling natural and anthropogenic-induced wildfires. *Science of The Total Environment*. 2022 May 10; 820:153021.
25. Garcia LC, Szabo JK, Roque FO, Matos MPA, Nunes da Cunha C, Damasceno-Júnior GA, et al. Record-breaking wildfires in the world's largest continuous tropical wetland: Integrative fire management is urgently needed for both biodiversity and humans. *J Environ Manage*. 2021 Sep 1; 293:112870.
26. MapBiomas Brasil. Mapa de cicatrizes de fogo. 2024. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/fogo>. Acesso em 06 ago. 2024.
27. Muller-Dombois D, Ellenberg H. Aims and methods of vegetation ecology. New York: John Wiley and Sons, 1974. 574 p.
28. Filgueiras TS, Nogueira PE, Brochado AL, Guala GFII. Caminhamento: um método expedito para levantamentos florísticos qualitativos. *Cadernos de Geociências*. 1994. 12:39–43.
29. Pott A, Pott VJ. Plantas do Pantanal. Corumbá: Embrapa; 1994. 320 p.
30. Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 30 jul. 2024
31. APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* [Internet]. 2016; 181:1–20. Available from: <https://academic.oup.com/botlinnean/article/181/1/1/2416499>
32. Lorenzi H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil [Internet]. Instituto Plantarum de Estudos da Flora; 2002.
33. Shepherd GJ. FITOPAC. Versão 2.1. Campinas, SP: Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP 2010.
34. R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: URL <https://www.R-project.org/>. 2021.
35. Chao A, Gotelli NG, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, et al. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species biodiversity studies. *Ecological Monographs*, 84, 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>.
36. Hsieh T-L, Garner ST, Held IM. Hypohydrostatic simulation of a quasi-steady baroclinic cyclone. *J Atmos Sci*. 2020. <https://doi.org/10.1175/JAS-D-19-0300.1>.
37. Venables WN, Ripley BD. *Modern Applied Statistics with S*. Springer, New York. 2002. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-21706-2>
38. Fox J, Weisberg S. *An R Companion to Applied Regression*, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA. 2029. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>.
39. Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR. Et al. *vegan: Community Ecology Package*. R Package Version 2.5-6. 2019. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
40. Andrade BS, Silva, MHS, Oliveira Akm, Alho CJR. Composição e estrutura vegetacional de formações florestais não inundáveis do Pantanal do Abobral, Mato Grosso do Sul. *Geosul, Florianópolis*, v. 37, n.83 - Dossiê de Biogeografia, p. 232-258, out. 2022.tps
41. Lewis G, Schrire B, Mackinder B, Lock M. (eds.). 2005. *Legumes of the world*. Royal Botanical Gardens, Kew, 727p.

42. Torres-Leite F, Cavatte PC, Garbin ML, Hollunder RK, Ferreira-Santos K, Capetine TB, et al. Surviving in the shadows: Light responses of co-occurring Rubiaceae species within a tropical forest understory. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*. 2019 Dec 1;261.
43. Gentry AH. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. In: Bullock SH, Mooney A, Medina E, editors. *Seasonally Tropical Dry Forests*. Cambridge; 1995. p. 146–90.
44. Carneiro, TEB. Atributos morfológicos relacionados ao fogo em espécies arbóreas jovens de Fabaceae do Cerrado. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual Paulista (Unesp). 2022-12-02.
45. Souza AR, Cavassan O, Almeida MV, Legendre AO, Bannach G. Flame retardant properties of the bark powder of *Anadenanthera peregrina* var. *falcata* (Benth.) Altschul (angico) studied by coupled thermogravimetry–Fourier transform infrared spectroscopy. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 2014. 106: 187-189. DOI: htAva
46. Pausas JG. Bark thickness and fire regime. Vol. 29, *Functional Ecology*. 2015. p. 315.
47. Weiser VL, Cavassan O, Souza AR, Almeida MV, Alarcon RT, Bannach G. Caracterização térmica do súber de espécies do cerrado. *Brazilian Journal of Thermal Analysis*, 2015. 4: 47-49. DOI: <https://doi.org/10.18362/bjta.v4.i4.230>
48. Silva JR, Silva MD, Boaretto AG, Carollo CA, Silva de Oliveira LC, Scremin-Dias E, et al. Fire tolerance strategies in woody species from Pantanal riparian forests involve phenolic compounds and structure of the inner bark. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* [Internet]. 2021;281(May):151865./j.
49. 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*, Volume 306, 2023, 152350, ISSN 0367-2530, <https://doi.org/10.1016/j.flora.2023.152350>.
50. Damasceno-Junior GA, Pott A. General Features of the Pantanal Wetland. In: Damasceno-Junior GA, Pott A, editors. *Flora and Vegetation of the Pantanal Wetland*. Cham: Springer Nature Switzerland; 2021. p. 1–10.
51. Maracahipes L, Marimon BS, Lenza E, Marimon-Junior BH, De Oliveira EA, Mews HA, et al. Post-fire dynamics of woody vegetation in seasonally flooded forests (impucas) in the Cerrado-Amazonian Forest transition zone. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*. 2014;209(5–6):260–70.
52. Pott A. Ecosistema Pantanal. In: Puignau JP, editor. *Utilización y manejo de pastizales*. Montevideo: IICA-PROCISUR; 1994. p. 31–44./ww
53. Cordeiro NG, Pereira KMG, Terra MCNS, Silveira EMO, Oliveira IMS. Et al. The role of environmental filters in Brazilian savanna vegetation dynamics, *Forest Ecology and Management*, Volume 500, 2021, 119645, ISSN 0378-1127, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119645>.
54. Rivaben RC, Pott A, Bueno ML, Parolin P, Cordova MO, Oldeland J, et al. Do fire and flood interact to determine forest islet structure and diversity in a Neotropical wetland? *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* [Internet]. 2021; 281(October 2020):151874. Available from: <https://doi.org/10.1016>
55. Costa CP, Nunes da Cunha C, Costa SC. Caracterização da flora e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo de um cerrado no Pantanal de Poconé, MT. *Biota Neotrop.*, vol. 10, no. 3. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000300006>
56. Frison S. Diversidade de espécies arbóreas em capões, Pantanal sul: Relações com a área e o isolamento das manchas florestais. Mestrado Em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. 2007.
57. Correa CE, Fischer E, Santos FAM. Seed banks on *Attalea phalerata* (Arecaceae) stems in the Pantanal wetland, *Brazil Annals of Botany* 109: 729–734, 2012 doi:10.1093/aob/mcr317, available online at www.aob.oxfordjournals.org.
58. Zwolinski MJ. Efeitos do fogo na vegetação e sucessão. Páginas 18-24, 1990. Em: Krammes, JS (editor). *Efeitos do manejo do fogo nos recursos naturais do sudoeste*. Relatório Técnico Geral RM-GTR-191. Fort Collins, CO: Serviço Florestal do USDA, Estação Experimental Rocky Mountain Forest and Range. Disponível em: <https://>
59. Tomlinson PB. *The Structural Biology of Palms*. Oxford, UK: Clarendon Press. 1990. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198545729.001.0001>
60. Tomlinson, PB, Huggett BA. Cell Longevity and Sustained Primary Growth in Palm Stems. *Amer. J. Bot.* 99: 1891–1902. 2012. <https://doi.org/10.3732/ajb.12000893>.
61. Rios MNS, Sousa-Silva JC, Meirelles ML. Dinâmica pós-fogo da vegetação arbóreo-arbustiva em cerrado sentido restrito no Distrito Federal. *Biod.* V.18, N1, 2019 - Pp.2.8
62. Santos BMM, Aguiar BAC, Souza PB. Efeito do fogo na florística e fitossociologia de um remanescente de Cerrado Sensu Stricto, TO. *Revista Desafios* – v. 07, n. 04, 2020
63. Miranda HS, Bustamante MMC, Miranda AC. 2002. The fire factor. In: Oliveira PS, Marquis RS. (eds.) *The Cerrados of Brazil: Ecology and natural history of*

a neotropical savanna. New York, The University of Columbia Press. p. 51-68.

64. Souchie FF, Pinto JRR, Lenza E, Gomes L, Maracahipes-Santos L, Silvério DV. Post-fire resprouting strategies of woody vegetation in the Brazilian savanna. *Acta Botanica Brasílica* - 31(2): 260-266. April-June 2017. doi: 10.1590/0102-33062016abb0376

65. Andrade JF, Batista JC, Pereira HS, Fernandes GW, Santos JC. Fire mediated herbivory and plant defense of a neotropical shrub. *Arthropod-Plant Interactions* 2019. 13:489-498. <http://dx.doi.org/10.1007/s11829-018-9657-2>.

66. Durigan G. Zero-fire: Not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil. *Flora* 2020. 268:151612 1-5. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151612>

67. Coutinho LM. Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. Pp. 82-105. In: J.G. Goldammer (ed.). *Fire in the Tropical Biota*. Berlin, Springer-Verlag. Costa CP, Cunha CN, Costa SC. Caracterização da flora e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo de um cerrado no Pantanal de Poconé, MT. *Biota Neotrop.*, 1990. vol. 10, no.

68. Machado MP, Pires LR, Silva LTP, Rigueiro JR, Silva AG. Análise de um gradiente fitofisionômico em área de influência de inundação periódica no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. *Natureza on line* 10 (2): 65-70.

69. Buramuge VA, Ribeiro NS, Olsson L, Bandeira RR, Lisboa SN. Tree Species Composition and Diversity in Fire-Affected Areas of Miombo Woodlands, Central Mozambique. *Fire* 2023, 6, 26. <https://doi.org/10.3390/fire6010026>.

70. Neeraja UV, Rajendrakumar S, Saneesh CS, Dyda V, Knight TM. Fire alters diversity, composition, and structure of dry tropical forests in the Eastern Ghats. *Ecol. Evol.* 2021, 11, 6593-6603.

71. Gliessman SR. Diversidade e estabilidade do agroecossistema. In: *Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável*. Porto Alegre, Editora Universidade, 2001. p. 437-474.

72. Botha M, Archibald S, Greve M. What drives grassland-forest boundaries? Assessing fire and frost effects on tree seedling survival and architecture. *Ecol. Evol.* 2020 Oct 1;10(19):10719-34.

73. Bargali H, Calderon LPP, Sundriyal RC, Bhatt D. Impact of forest fire frequency on floristic diversity in the forests of Uttarakhand, western Himalaya, *Trees, Forests and People*, Volume 9, 2022, 100300, ISSN 2666-7193, <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100300>.

74. Richter C, Rejmánek M, Miller JED, Welch KR, Weeks J, Safford H. The species diversity × fire severity relationship is hump-shaped in semiarid yellow pine and mixed conifer forests. *Ecosphere* 2019, 10, e02882.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.

Fluxo Contínuo e Edição Temática:

Ecologia do Fogo e Conservação do Bioma Pantanal
n.4, 2024

<http://www.icmbio.gov.br/revistaelectronica/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





Assessing Pantanal fauna through environmental DNA metabarcoding after the 2020 megafire

Luanne Helena Augusto Lima^{1*}

 <https://orcid.org/0000-0002-5366-7410>

* Contato principal

Marcelo Magioli¹

 <https://orcid.org/0000-0003-0865-102X>

Bruno H. Saranholi²

 <https://orcid.org/0000-0002-8221-3557>

Henrique Villas Boas Concone³

 <https://orcid.org/0000-0003-3832-1347>

Lara Gomes Côrtes⁴

 <https://orcid.org/0000-0001-9918-7589>

Christian Niel Berlinck¹

 <https://orcid.org/0000-0001-9348-3942>

¹ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros/CENAP, Atibaia/SP, Brasil. <luannelima@gmail.com, marcelo.magioli@gmail.com, christian.berlinck@icmbio.gov.br>.

² Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Genética e Evolução, São Carlos/SP, Brasil. <bruno.saranholi@gmail.com>.

³ Instituto Pró-Carnívoros, Atibaia/SP, Brasil. <hvbconcone@yahoo.com.br>.

⁴ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios/RAN, Goiania/GO, Brasil. <lara.cortes@icmbio.gov.br>.

Recebido em 29/02/2024 – Aceito em 23/07/2024

Como citar:

Lima LHA, Magioli M, Saranholi BH, Concone HVB, Côrtes LG, Berlinck CN. Assessing Pantanal fauna through environmental DNA metabarcoding after the 2020 megafire. *Biodivers. Bras.* [Internet]. 2024; 14(4): 56-68. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2558

Keywords: Biodiversity; species monitoring; conservation; eDNA.

Abstract – The environmental DNA (eDNA) metabarcoding is a methodology that, from environmental samples such as soil, water, air, and others, enables the simultaneous identification of multiple species, thus allowing for large-scale mapping of biological diversity in a specific study area. Due to its non-invasive sampling approach, where species are detected from the traces they leave in the environment, eliminating the need to isolate and capture organisms, eDNA metabarcoding emerges as a valuable tool in conservation strategies. This study aims to explore the use of eDNA methodology for biodiversity monitoring and environmental impact assessment caused by the 2020 megafire in the Pantanal of Brazil, focusing on vertebrates. Environmental samples were collected at two protected areas and their surrounding areas, Taiaimã Ecological Station (TES) and Pantanal Matogrossense National Park (PMNP), Mato Grosso, Brazil. We identified in TES, 27 mammals, 56 fishes, 12 birds, 4 amphibians, and 4 reptiles, while in PMNP, 43 mammals, 45 fishes, 126 birds, 19 amphibians, and 11 reptiles. Soil sampling proved to be more efficient compared to water sampling: 26 species were exclusively identified in soil samples, while 9 were attributed to water samples. Here, we demonstrated that the primer 12SV5 only a superior efficacy



in identifying mammal and herpetofauna species compared to the other markers used (16Smam and MiBird). Moreover, we confirmed the complementary role of eDNA alongside camera trapping, and its advantage to estimate species richness with a single field expedition. We stress the need to optimize sample collection methods for the target group and to reduce the influence of contamination and water flow. This study highlights the importance of eDNA methodology as a crucial tool for biodiversity monitoring and environmental impact assessment, enabling rapid access to biodiversity and long-term monitoring.

Avaliando a fauna do Pantanal através do DNA ambiental metabarcoding após o megaincêndio de 2020

Palavras-chave: Biodiversidade; monitoramento; conservação; DNA ambiental.

Resumo – O DNA ambiental (eDNA) *metabarcoding* é uma metodologia que permite identificar, simultaneamente, múltiplas espécies a partir de amostras ambientais como solo, água, ar, entre outras, possibilitando mapeamentos da biodiversidade em larga escala. Devido à sua abordagem de amostragem não invasiva, em que as espécies são detectadas a partir dos vestígios deixados no ambiente, eliminando a necessidade de isolar e capturar organismos, o eDNA *metabarcoding* é considerado uma ferramenta importante e eficiente para estratégias de manejo e conservação. Este estudo teve como objetivo explorar o uso da análise de eDNA para monitorar a biodiversidade e avaliar o impacto ambiental causado pelo megaincêndio, em 2020, no Pantanal brasileiro sobre os vertebrados nativos. Amostras ambientais de água e solo foram coletadas na Estação Ecológica Taiamã (TES) e no Parque Nacional do Pantanal Matogrossense (PMNP), e em seus entornos, no estado do Mato Grosso. Por meio da análise de água, identificaram-se 27 espécies de mamíferos, 56 peixes, 12 aves, quatro anfíbios e quatro répteis na TES; enquanto no PMNP, por meio da análise de amostras de solo, foram identificadas 43 espécies de mamíferos, 45 peixes, 126 aves, 19 anfíbios e 11 répteis. A amostragem de solo identificou um maior número de espécies comparada à amostragem de água: 26 espécies foram identificadas exclusivamente em amostras de solo, enquanto apenas nove espécies foram exclusivas em amostras de água. Além disso, ficou evidente que o *primer* 12SV5 apresentou uma eficácia superior na identificação de espécies da mastofauna e da herpetofauna em comparação com os outros marcadores utilizados (16Smam e MiBird). Os resultados deste estudo confirmam que o eDNA *metabarcoding* complementa os levantamentos realizados por armadilhamento fotográfico, bem como suas vantagens para estimar a riqueza de espécies com uma única expedição de campo. Para aumentar a eficiência do método é necessário otimizar os métodos de coleta de amostras para o grupo-alvo de cada estudo e minimizar a influência da contaminação e do fluxo de água. Este estudo demonstra que a metodologia de eDNA *metabarcoding* é uma ferramenta fundamental para o monitoramento da biodiversidade e avaliação de impacto ambiental, permitindo acessar rapidamente a biodiversidade e monitorá-la em longo prazo.

Acceso a la fauna del Pantanal a través de metabarcoding de ADN ambiental después del megaincendio de 2020

Palabras clave: Biodiversidade; monitoreo; conservación; ADN ambiental.

Resumen – El metabarcoding de ADN ambiental (eDNA) es una metodología que, a partir de muestras ambientales como suelo, agua, aire y otras, permite la identificación simultánea de múltiples especies, permitiendo así mapear a gran escala la diversidad biológica en un área de estudio específica. Debido a su enfoque de muestreo no invasivo, donde las especies se detectan a partir de los rastros que dejan en el medio ambiente, eliminando la necesidad de aislar y capturar organismos, esta técnica emerge como una herramienta valiosa

en las estrategias de conservación. El presente estudio tiene como objetivo explorar el uso de la metodología de metabarcoding eDNA para el monitoreo de la biodiversidad y la evaluación del impacto ambiental en los vertebrados causado por el mega incendio de 2020 en el Pantanal brasileño. Se colectaron muestras ambientales en dos áreas protegidas y sus áreas circundantes, la Estación Ecológica Taiaimã (TES) y el Parque Nacional Pantanal Matogrossense (PMNP), Mato Grosso, Brasil. A través de muestras de agua fueron identificadas en TES 27 especies de mamíferos, 56 de peces, 12 de aves, 4 de anfibios y 4 de reptiles, mientras que en PMNP, a través de muestras de suelo, fueron 43 especies de mamíferos, 45 de peces, 126 de aves, 19 de anfibios y 11 de reptiles. El muestreo de suelo demostró ser más eficiente en comparación con el muestreo de agua: 26 especies fueron identificadas exclusivamente en muestras de esta naturaleza, mientras que 9 se atribuyeron a muestras de agua. Fue observado que el marcador 12SV5 presentó una eficacia superior en la identificación de especies de mamíferos y herpetofauna en comparación con los otros marcadores utilizados (16Smam y MiBird). Además, se confirma el papel complementario del análisis de eDNA junto con la cámara trampa y su ventaja para estimar la riqueza de especies con una sola expedición de campo. También se destaca la necesidad de optimizar los métodos de recolección de muestras para el grupo objetivo y reducir la influencia de la contaminación y del flujo del curso de agua. Este estudio resalta la importancia de la metodología basada en el metabarcoding de eDNA como una herramienta crucial para la vigilancia de la biodiversidad y la evaluación del impacto ambiental, permitiendo acceder rápidamente a la biodiversidad y monitorearla a largo plazo.

Introduction

In 2020, the Brazilian Pantanal faced the largest wildfires recorded to date, with approximately 40,000 km² of its area burned, especially at the peak of the dry season, between August and November[1]. The 2020 fires particularly impacted two important protected areas and their surroundings in the Pantanal, Taiaimã Ecological Station (35% of the area burned) and Pantanal Matogrossense National Park (97,5% burned) (ICMBio, unpublished data). Wildfire origins were identified from several causes, ranging from lightning strikes[2] to accidental and intentional use of fire by landowners[3]. After a two-year severe drought[4][5], areas not burned for over 20 years become vulnerable and susceptible to wildfires[6]. High temperatures combined with low relative humidity and strong winds, made wildfire behavior extreme [4][5], reaching the organic soil, surface, and tree canopy, making firefighting efforts extremely difficult.

In response to this catastrophic event, researchers sought to understand the causes of the wildfires, the factors that exacerbated them, and their consequences on the sociobiodiversity (see [7][2][8][9][10]). Pantanal is the Brazilian biome with the highest average fire foci per square kilometer,

but knowledge of wildfire impacts on Brazilian biodiversity is scarce, especially on its fauna[11]. One of the first estimates of wildfire impacts on the fauna unraveled that approximately 1,710 vertebrates/km² were indirectly affected (at least 65 million individuals) plus four billion invertebrates[3], and another study estimated about 17 million vertebrate deaths[12]. Therefore, increasing in-depth knowledge of the biodiversity responses after these catastrophic events is paramount. To do this, novel analytical tools can facilitate fieldwork, increase spatial scale, and be less time-consuming.

Environmental DNA (eDNA) metabarcoding is a methodology that gained prominence in recent years, enabling the simultaneous identification of multiple species and allowing for the screening of biological diversity on large scales within a specific area using environmental samples such as soil, water, and air[13]. The species are detected by the DNA from the biological traces left behind, including shed cells, tissue fragments, body excretions, or gametes[14]. Due to its non-invasive sampling approach, which eliminates the need for isolating and capturing organisms, eDNA metabarcoding emerges as a valuable tool in conservation strategies. This methodology is also complementary to traditional sampling methods because it overcomes some limitations, facilitating the detection of rare and elusive species, such as mammals,

and demanding less fieldwork and sampling effort [15] [16] [17]. Moreover, it holds the potential for early detection of invasive species, thus generating data to subsidize decision-making on ecosystem protection and management. This methodology has been successfully employed for biodiversity monitoring in several countries, including renowned environmental agencies such as the US Fish and Wildlife Service (USFWS) and the US Department of Agriculture (USDA) in the United States. In Brazil, Sales et al. [18] used eDNA metabarcoding to detect aquatic and terrestrial mammals in flowing water in Amazon and Atlantic Forest biomes and recommended using this methodology together with other minimally invasive methods to obtain a more detailed description of the mammalian biodiversity.

In this study, aiming to increase knowledge of wildfire impacts on vertebrate fauna, and to highlight the potential of eDNA metabarcoding for biodiversity monitoring and environmental impact assessment in Brazil, we employed this methodology to detect terrestrial vertebrates (especially mammals and herpetofauna) in two protected areas in the Pantanal, which were subject to the 2020 Pantanal megafires.

In addition, we compared the results from eDNA with camera trapping data on mammals conducted concomitantly in the study areas, as a robustness test.

Materials and Methods

Study areas

The study was conducted in two strictly protected areas and their surroundings, Taiaimã Ecological Station (TES) and Pantanal Matogrossense National Park (PMNP), both located in north Pantanal, in the municipalities of Cáceres and Poconé, respectively, in Mato Grosso State, Brazil (Figure 1). TES is an island delimited by the Paraguay River and its branch (locally named Bracinho River), comprising an area of 115 km² (Figure 1A). The PMNP, with an area of 1350 km², is located on the border between the states of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, near the confluence of the São Lourenço and Paraguay rivers. In the west of PMNP, beyond the Paraguay River, lies the “Serra do Amolar”, where the Acurizal Private Natural Heritage Reserve is located, spanning 263 km², (Figure 1B).

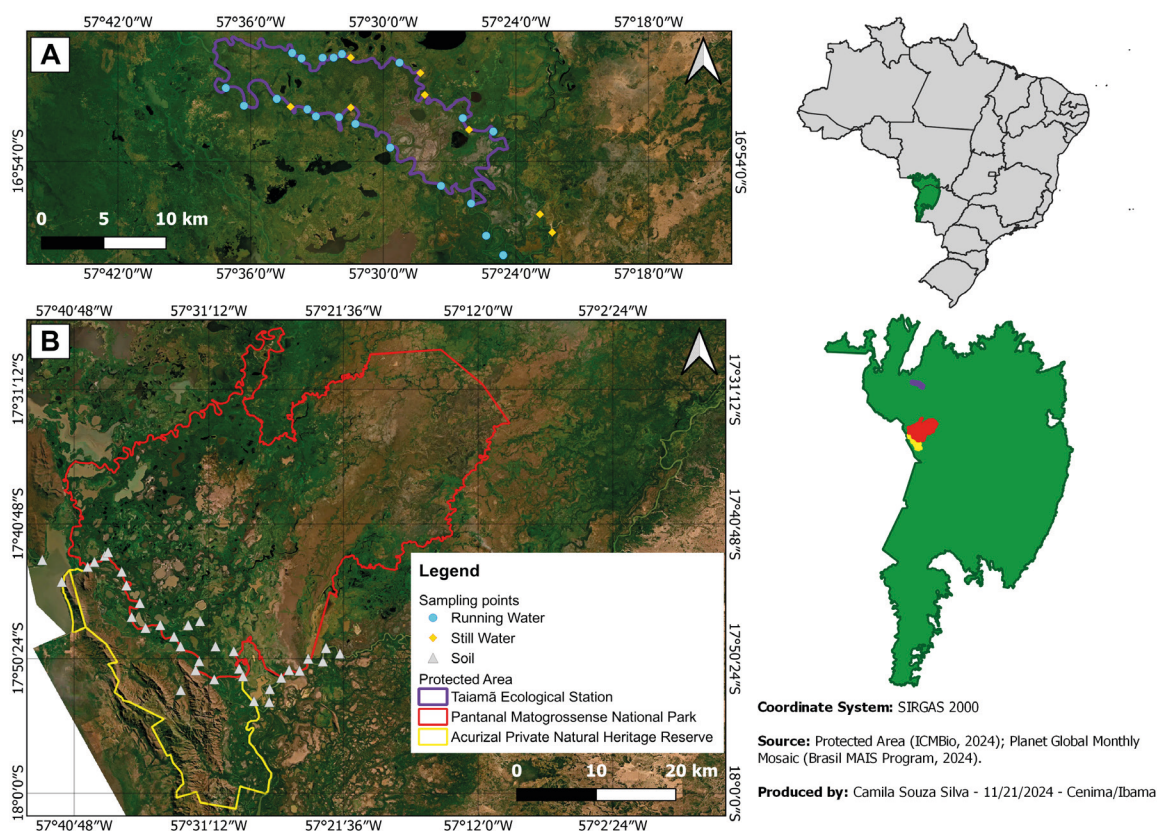


Figure 1 – Location of (A) Taiaimã Ecological Station (TES) and (B) Pantanal Matogrossense National Park (PMNP), Mato Grosso, Brazil, depicting the sites where environmental DNA (eDNA) samples were collected.

eDNA sampling

In TES, in November 2021, one year after the fires, water samples were collected in lentic and lotic water bodies in triplicate for each sampling point. We classified samples as still water (lentic) when collected in ponds or puddles, and as flowing water (lotic), when collected in rivers or streams, totaling 28 collection points (Figure 1A). The collected water was poured into a syringe, and the plunger was placed and pushed manually at a flow rate of 1 mL for 10 s for filtration[19]. A minimum volume of 45 mL [20] was passed through a polyethersulfone membrane filter (0.22-micrometer pore size, 30 mm diameter, Kasvi) using a sterilized disposable syringe of 20 mL. All sampling equipment was handled with clean nitrile gloves, which were changed among sampling sites, and the equipment was cleaned with a 10% bleach solution after each collection. The filters were transported refrigerated at $\sim 0^{\circ}\text{C}$ and the membranes were removed from the filters and stored in a Longmire buffer[21] on ice until DNA extraction.

In PMPN, during August 2022, two years after the fires, soil samples were collected in duplicates from organic horizons at 34 sampling points distributed throughout the area (Figure 1B). At each point, at least 10 soil subsamples were collected within a maximum radius of 10 m from the center to increase the representativeness of the sampling. The samples were collected to a depth of up to 2 cm and homogenized to obtain a composite sample[22]. All sampling equipment was washed with a 10% bleach solution before use and between samplings to prevent contamination. Soil samples were separated into two aliquots of 25 ml and stored in sterile plastic containers containing a 25g sachet of silica gel and immediately refrigerated until DNA extraction.

DNA extraction, PCR amplification, and sequencing

Before DNA extraction from water samples, the filter membranes were eluted in the PW1 buffer from DNeasy PowerWater Kit (Qiagen). Then, the membranes containing the filtered DNA were vortexed for 30 seconds and 400 μL of the PW1 buffer was removed for extraction. DNA extraction was performed in a room dedicated to processing low-quantity DNA samples using the DNeasy PowerWater Kit (Qiagen), following the manufacturer's procedures. DNA extraction from soil samples was performed utilizing phosphate buffer (Na_2HPO_4 ; 0.12 M; $\text{pH} \approx 8$) according to[23].

For both water and soil samples, we amplified two mini-barcode regions from the ribosomal mitochondrial genes (12S and 16S rRNA) using primers sets previously described for targeting vertebrates (12SV5F and 12SV5R, [24]) and mammals (16Smam1 and 16Smam2; [25]), respectively. Specifically for soil samples, the MiBird primers described by[26] were also used for detecting mammals. The PCR products were cleaned using magnetic beads (Agencourt AMPure XP® – Beckman Coulter), quantified using a Qubit fluorometer (Thermo Fisher, Waltham, Massachusetts, USA), normalized to a concentration of 20 ng/ μL , and indexed using a Nextera Index kit® (Illumina, San Diego, California, USA), using a dual index strategy. The paired-end sequencing was performed on the Illumina iSeq® platform, using an iSeq v2 300 Cycle Reagent kit (2x150 bp).

Bioinformatics

The bioinformatics pipeline was organized in R 4.3.1 (R Core Team 2023). In brief, reads were initially submitted to the removal of undetermined bases and quality filtering (Q-scores ≥ 30). Only reads containing the expected index primer sequence corresponding to each sample were kept for subsequent downstream analysis. Error correction, read-pair merging, and chimera identification and removal were performed using the default settings of DADA2 functions[27]. No length truncation was performed since the primer removal step automatically removed uninformative regions, and resulting ASVs (Amplicon Sequence Variants) out of the expected amplicon length range for each marker (135–139 bp for 12SrRNA, 130–134 bp for 16SrRNA, and ~ 171 bp for MiBird) were discarded. Subsequently, identified ASVs were clustered into OTUs (Operational Taxonomic Units) using SWARM v3.1.0 [28], applying the fastidious option and $d=1$. Taxonomic assignments were conducted using local alignment of the NCBI nucleotide collection using an automated BLAST+ 2.10.1 function with minimum similarity and minimum coverage (-perc_identity 90 and -qcov_hsp_perc 90). The OTUs were also compared with sequences available in GenBank for species identification using the BLAST tool (<https://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi>).

The final dataset included only OTUs with $> 90\%$ similarity against the GenBank database and containing ≥ 4 reads (0.5% relative abundance of reads). All taxonomic assignments were manually curated. When a sequence had a match for two

or more species with equal similarity, we selected those with expected occurrence in the studied area. When a high percentage of matches was obtained ($\geq 98\%$), but the species is not expected to occur in the Pantanal biome, we assigned the genus. This situation generally happens when the mini-barcode sequence from the species is unavailable in GenBank and matched with other species of the same genus (e.g., small mammals and amphibians). Results were obtained at the species ($\geq 98\%$), genus (95-97.99%), and family levels (90-94.99%). Only mammalian and herpetofauna records were curated considering the occurrence in the study areas.

Camera trapping

From August to November 2021, 55 sampling stations were deployed in TES and its surroundings[10], and 34 stations were deployed in PMNP and surroundings from August to November 2022 [Concone et al. unpublished data]. Sampling stations were located at a mean distance of 1 km from each other, following the TEAM protocol[29]. A single unbaited camera trap (Bushnell, models 119949C and 119932C; Browning models Patriot and SPEC OPS ELITE HP4) was installed per station at ~40 cm above the ground, programmed to take three photos at 0.6 seconds intervals between bursts, and operating 24h/day. Cameras were active for about 95 days, totaling a sampling effort of 4,639 and 3,128 trap-days in TES and PMPN, respectively. We used the web platform Wildlife Insights [30] (<https://www.wildlifeinsights.org/>) to store, organize, and identify all species records.

Data analysis

For eDNA analysis, we summarized the number of reads of the taxonomic groups identified in TES and PMNP, excluding *Homo sapiens*, in pie charts. For mammal, reptile, and amphibian records, we detailed which species were recorded per primer used (12SV5, 16Smam, and MiBird), and if from soil or water samples. We also included species listed in the Brazilian red list highlighting the threat categories[31]. For mammal species, we used the vegan package[32] to calculate accumulation curves and to estimate the overall richness using 1st-order Jackknife and Bootstrap estimators for TES and PMNP, using the accumulated number of samples per area. As a robustness test, we compared the number of mammal species recorded by eDNA and camera

traps in each area.

Mammals were categorized as small (< 1 kg), medium and large-sized (> 1 kg), and volant (bats) [33][34]. Mammalian nomenclature followed the list of the Brazilian Society of Mammalogists[35], and reptiles and amphibians followed lists[36][37]. We consider exotic species those occurring outside their natural range[38].

Results and Discussion

Overall results

From the 28 water samples triplicates collected in TES, 2,383,292 reads were obtained for the 16S rRNA gene and 1,694,445 reads for the 12S rRNA gene, corresponding to 464 OTUs (220 for 16S, 244 for 12S). Additionally, from the 34 soil sample duplicates in PMNP, 503,180 reads were obtained for the MiBird mini-barcode, 1,085,412 reads for the 16Smam, and 3,020,637 reads for the 12SV5, corresponding to 5,268 OTUs (1,148 for MiBird, 206 for 16Smam, and 3,914 for 12SV5). Mammals presented the higher number of reads in TES (75,4%), while in PMNP, birds presented the highest (45,7%) (Figure 2). The result in PMNP is explained by the MiBird primer, which can identify several avian species[26]; the results for birds will be presented in a future study given the large effort required for data curation. Among the primer sets used in this study, 12SV5, designed to identify vertebrates in general, exhibited the highest number of identifications with greater taxonomic resolution (Tables 1 and 2) considering our target groups (amphibians, reptiles, and mammals). As the outcome depends on the availability of reference sequences in the database, the taxonomic resolution can be improved with the deposition of more reference sequences[39] [40], especially those from species occurring in the hyperdiverse neotropical realm, as also stated in previous studies [41][42].

Combining the results from the primer sets, in TES, we identified 27 mammals, 56 fishes, 12 birds, four amphibians, and four reptiles, while in PMNP, 43 mammals, 45 fishes, 126 birds, 19 amphibians, and 11 reptiles were identified. It is noteworthy that 64% and 39% of the total reads obtained from TES and PMPN samples, respectively, were attributed to *Homo sapiens*. The presence of human DNA in eDNA metabarcoding studies is commonly attributed to contamination during handling (e.g. [41][42][43]), even when using procedures to avoid it. Domestic

species were also identified: *Bos taurus*, *Sus scrofa*, *Canis lupus familiaris*, *Felis catus*, *Ovis aries*, *Equus caballus*, *Rattus rattus*, and *Gallus gallus domesticus*. Despite precautions, the presence of domestic species might also be related to contamination from handling the collection apparatus in the field and

even in laboratory procedures[44]. Therefore, we recommend using blocking primers for human and domestic species to prevent contamination[41][45], which can increase the amount and diversity of DNA detected in eDNA samples, and improve the detection of rare species[45].

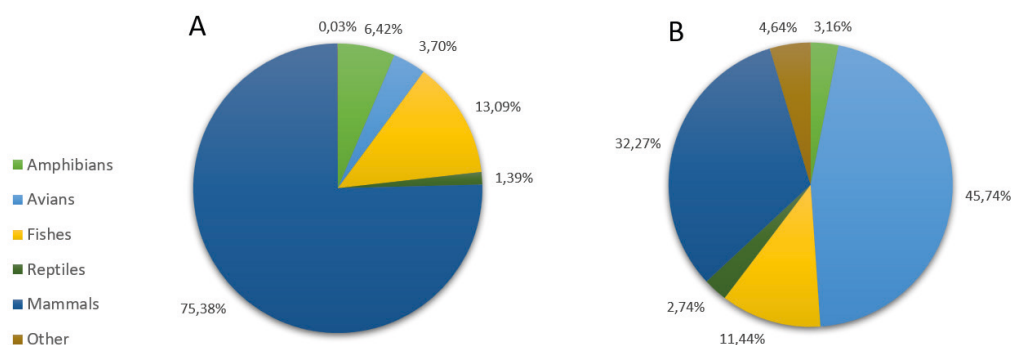


Figure 2 – Proportion of reads of environmental DNA (eDNA) metabarcoding analysis per taxonomic group (disregarding *Homo sapiens*) in (A) Taiaimã Ecological Station (TES) and (B) Pantanal Matogrossense National Park (PMNP), Mato Grosso, Brazil.

Concerning herpetofauna, it is noteworthy that water samples were more successful in detecting species occurring in the region, although all species recorded are neither rare nor threatened (Table 2). However, it is still necessary to define a more suitable eDNA methodology for sampling reptiles and amphibians, including specific mini-barcodes for this group, which will enhance species detection. More records were obtained in soil samples at order or family levels, indicating the need to improve the genetic sequence banks to increase taxonomic resolution. The 12SV5 primer was also more effective in surveying herpetofauna (Table 2), highlighted by the record of *Caiman latirostris* in TES, which is not expected to occur in the area. This information is an alert to TES managers, indicating the possible introduction of this species. However, further studies are needed to confirm its presence using species-specific approaches, such as qPCRs, which improve detection efficiency[47].

We identified 49 native mammal species combining TES and PMNP records, divided into small ($n=15$), medium and large-sized ($n=28$), and volant ($n=6$), belonging to 10 orders and 23 families (Table 1). Eleven species are threatened in Brazil[31], most of which were impacted in some way by the

2020 wildfires[3][10][12][46]. Twenty-six species were exclusively identified in soil samples, while nine were attributed only to water samples. Compared to camera trap data obtained in the same period in both areas, 22% of all species recorded were shared in TES[10], and 35% in PNPM [Concone et al. unpublished data] (Table 1).

The eDNA metabarcoding enabled us to identify species with just one field expedition, different from camera trapping, which requires a minimum of two expeditions (installation and removal). Camera trapping is a widely employed method for sampling and monitoring mammals. Still, it requires an extended temporal coverage, is expensive considering equipment and fieldwork, demands significant upkeep, and typically overlooks small animals when aiming to sample the entire assemblage[32]. In addition, post-processing remains laborious as manual tagging of images is still required[22], although new platforms incorporating artificial intelligence are improving the identification process (e.g., <https://www.wildlifeinsights.org/>). The eDNA is complementary to camera trapping aiming at richness estimation, and the latter offers valuable insights into species-specific and assemblage responses, such as occupancy and relative abundance[22].

The number of species recorded by the 12SV5 primers was 22 in water and 34 in soil samples, 16Smam recorded 5 in water and 18 in soil, and MiBird recorded 17 in soil. Twenty-three species were exclusively recorded by the 12SV5 primer, 2 by the 16Smam, and 3 by the MiBird. Mammal richness per sampling point ranged from 0 to 7 ($N = 28$; 2.5 ± 2) in TES from 1 to 15 in PMNP ($N = 32$; 6.1 ± 3.4). Species accumulation curves per sampling point, considering records at the family, genus, and species levels, do not reach the asymptote in TES (Figure 3A), but showed signs of stability in PMNP (Figure 3B), suggesting sampling sufficiency. It is important to note that this outcome could be enhanced, considering that some identifications were made only at the family level, in response to the lack of reference sequences in databases for the species found in the Pantanal.

The presence of DNA in water bodies is important evidence of the current, or at least very recent, presence of species using aquatic habitats[35]. DNA released into the environment is susceptible to

degradation and loss due to UV light exposure and microbial activity, typically remaining from two to four weeks[48][49][50]. For water sample collection, we tried prioritizing lentic water bodies because DNA can be transported downstream in flowing water, possibly introducing DNA from species that do not occur in the study areas[51]. Considering the flow of the Paraguay River ($300 \text{ m}^3/\text{s}$) in 12 hours, DNA molecules could have traveled about 45 km. Therefore, some species identified only in lotic water bodies may not be present in the TES, such as *Akodon* sp., *Cerdocyon thous*, *Chrysocyon brachyurus*, and *Tayassu pecari*. Other species were also recorded by camera traps, such as *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Myrmecophaga tridactyla*, and *Puma concolor* (Table 1), validating eDNA records in flowing water. In this sense, given the challenges encountered in using water samples for mammal surveys in TES, that is, the difficulty and potential contamination in opening the filtering apparatus and the scarcity of lentic water bodies, soil collection was employed in PMPN.

Table 1 – Mammals recorded using environmental DNA (eDNA) metabarcoding from water and soil samples in Taiamã Ecological Station (TES) and Pantanal Matogrossense National Park (PMPN), Mato Grosso, Brazil, depicting the species recorded by each primer (12SV5, 16Smam, and MiBird) in water samples collected in TES, from still (S) and flowing water (F), and soil samples collected in PMNP, and threat categories at national level[31]. Species captured by camera traps are highlighted in bold.

Class	Order	Family	Genus	Species (Extinction Risk Status)	Common Name	Primers			Sample	
						12SV5	16Smam	MiBird	Water	Soil
Mammal	Carnivora	Canidae	<i>Cerdocyon</i>	<i>Cerdocyon thous</i> (LC)	cachorro-do-mato				F	
			<i>Chrysocyon</i>	<i>Chrysocyon brachyurus</i> (VU)	lobo-guará				F	
			<i>Lycalopex</i>	<i>Lycalopex vetulus</i> (VU)	raposa-do-campo				F/S	
		Mephitidae	<i>Conepatus</i>	<i>Conepatus chinga</i> (LC)	jaritaca					
		Mustelidae	<i>Eira</i>	<i>Eira barbara</i> (LC)	irara				S	
		Procyonidae	<i>Nasua</i>	<i>Nasua nasua</i> (LC)	quati				F/S	
			<i>Procyon</i>	<i>Procyon cancrivorus</i> (LC)	mão-pelada				S	
		Felidae	<i>Herpailurus</i>	<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (VU)	gato-mourisco				S	
			<i>Leopardus</i>	<i>Leopardus sp.</i>						
			<i>Leopardus</i>	<i>Leopardus pardalis</i> (LC)	jaguaritica					
			<i>Panthera</i>	<i>Panthera onca</i> (VU)	onça-pintada				F/S	
			<i>Puma</i>	<i>Puma concolor</i> (NT)	onça-parda				F	
	Cetartiodactyla	Cervidae	<i>Subulo</i>	<i>Subulo gouazoubira</i> (LC)	veado-catingueiro					
		Tayassuidae	<i>Dicotyles</i>	<i>Dicotyles tajacu</i> (LC)	cateto				F/S	
			<i>Tayassu</i>	<i>Tayassu pecari</i> (VU)	queixada				F	
	Chiroptera	Emballonuridae	<i>Rhynchonycteris</i>	<i>Rhynchonycteris naso</i> (LC)	morcego-de-tromba					
		Phyllostomidae	<i>Artibeus</i>	<i>Artibeus lituratus</i> (LC)	morcego-da-cara-branca					
			<i>Carollia</i>	<i>Carollia perspicillata</i> (LC)	morcego					
			<i>Desmodus</i>	<i>Desmodus rotundus</i> (LC)	morcego-vam-piro-comum					
			<i>Glossophaga</i>	<i>Glossophaga soricina</i> (LC)	morcego-belja-flor					
		Vespertilionidae	<i>Myotis</i>	<i>Myotis riparius</i> (LC)	morcego					
	Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasypus</i>	<i>Dasypus sp.</i>	tatu-galinha					
				<i>Dasypus novemcinctus</i> (LC)	tatu-galinha				F/S	
		Chlamyphoridae	<i>Priodontes</i>	<i>Priodontes maximus</i> (VU)	tatu-canastra					
			<i>Cabassous</i>	<i>Cabassous unicinctus</i> (LC)	tatu-de-rabo-mole					
			<i>Cabassous</i>	<i>Cabassous sp.</i>	tatu-de-rabo-mole				F/S	
	Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Caluromys</i>	<i>Caluromys sp.</i>	cuíca					
			<i>Caluromys</i>	<i>Caluromys philander</i> (LC)	cuíca					
			<i>Didelphis</i>	<i>Didelphis sp.</i>	gambá					
			<i>Gracilinanus</i>	<i>Gracilinanus sp.</i>	cuíca				S	
			<i>Marmosa</i>	<i>Marmosa sp.</i>	cuíca				F/S	
			<i>Marmosops</i>	<i>Marmosops sp.</i>	cuíca				S	
			<i>Philander</i>	<i>Philander canus</i> (LC)	cuíca-de-quatro-olhos					
			<i>Metachirus</i>	<i>Metachirus sp.</i>	cuíca					
	Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus</i>	<i>Sylvilagus sp.</i>	tapiti					
	Perissodactyla	Tapiridae	<i>Tapirus</i>	<i>Tapirus terrestris</i> (VU)	anta					
	Primates	Atelidae	<i>Alouatta</i>	<i>Alouatta caraya</i> (NT)	bugio-preto				F/S	
		Cebidae	<i>Callithrix</i>	<i>Callithrix penicillata</i> (LC)	mico-estrela					
			<i>Sapajus</i>	<i>Sapajus cay</i> (VU)	macaco-prego					
	Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga</i>	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (VU)	tamanduá-bandeira				F	
	Rodentia	Caviidae	<i>Hydrochoerus</i>	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (LC)	capivara				F	
		Erethizontidae		<i>Coendou longicaudatus</i> (LC)	ouripo				S	
		Dasyproctidae	<i>Dasyprocta</i>	<i>Dasyprocta azarae</i> (LC)	cutia					
		Echimyidae	<i>Thrichomys</i>	<i>Thrichomys fosteri</i> (LC)	punaré					
		Cricetidae	<i>Akodon</i>	<i>Akodon sp.</i>	rato-do-chão				F	
			<i>Holochilus</i>	<i>Holochilus sp.</i>	rato-d'água				S	
			<i>Oecomys</i>	<i>Oecomys sp.</i>	rato-da-árvore				F/S	
			<i>Oligoryzomys</i>	<i>Oligoryzomys sp.</i>	rato-do-mato				F/S	
			<i>Rhipidomys</i>	<i>Rhipidomys macrurus</i> (LC)	rato-da-árvore					

Table 2 – Reptile and amphibian species recorded using environmental DNA (eDNA) metabarcoding analysis from water and soil samples in Taiamã Ecological Station (TES) and Pantanal Matogrossense National Park (PMPN), Mato Grosso, Brazil, depicting the species recorded by each primer (12SV5, 16Smam, and MiBird) in water samples collected in TES, from still (S) and flowing water (F), and soil samples collected in PMNP, and threat categories at national level[31].

Class	Order	Family	Genus	Species (Extinction Risk Status)	Common Name	Primers			Sample	
						12SV5	16Smam	MiBird	Water	Soil
Reptilia	Squamata	Boidae	<i>Eunectes</i>	<i>Eunectes notaeus</i> (LC)	sucuri-amarela				F	
		Mabuyidae								
		Iguanidae								
	Crocodylia	Alligatoridae								
			<i>Caiman</i>	<i>Caiman latirostris</i> (LC)	jacaré-do-papo-amarelo				F/S	
			<i>Caiman</i>	<i>Caiman yacare</i> (LC)	jacaré-do-Pantanal				F	
			<i>Paleosuchus</i>	<i>Paleosuchus palpebrosus</i> (LC)	jacaré-paguá				F	
	Testudines	Chelidae								
Amphibia	Anura	Microhylidae	<i>Elachistocleis</i>	<i>Elachistocleis bicolor</i> (LC)	Sapo-guarda-de-duas-cores				F/S	
		Leptodactylidae	<i>Leptodactylus</i>	<i>Leptodactylus podicipinus</i> (LC)	rã-do-ventre-salpicado				F/S	
		Hylidae	<i>Pseudis</i>	<i>Pseudis paradoxa</i> (LC)	rã-d'água				F/S	
			<i>Trachycephalus</i>	<i>Trachycephalus typhonius</i> (LC)	sapo-cunauaru				F/S	
		Hylodidae								
	Bufonidae									

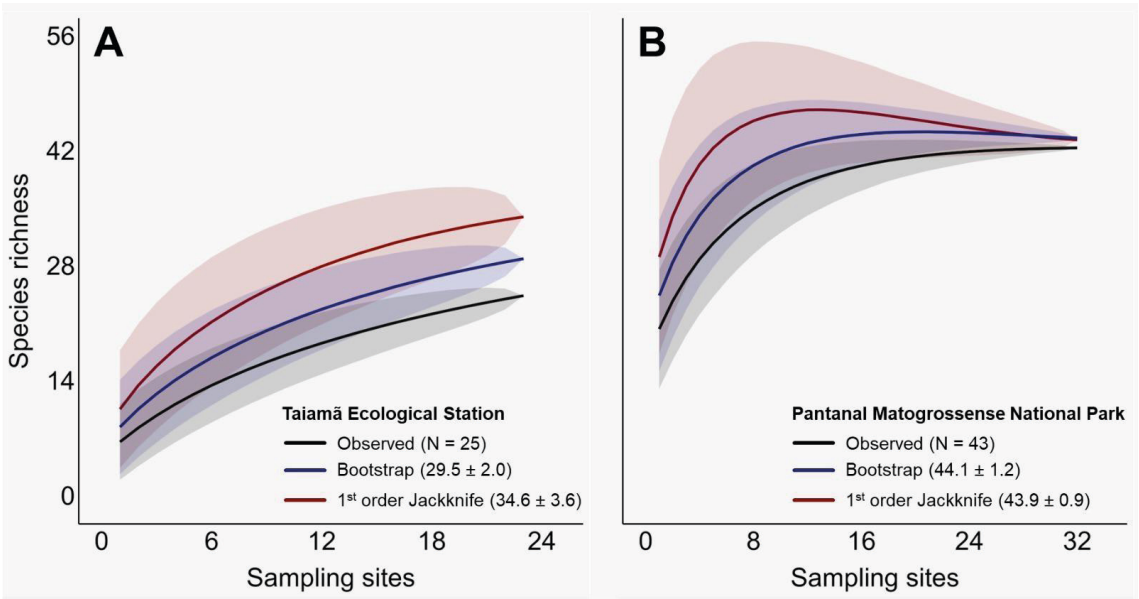


Figure 3 – Species accumulation curves in Taiamã Ecological Station (TES) and Pantanal Matogrossense National Park (PMPN), Mato Grosso, Brazil, by the number of sampling sites. Shaded areas correspond to the standard deviation estimated from 1000 random permutations.

Conclusion

In this study, despite employing other primer sets, the 12SV5 demonstrated superior efficacy in identifying mammal and herpetofauna species. However, since human DNA is abundant in the samples or due to contamination and easily amplified by this primer, it can compromise DNA amplification

from rare species, usually found in lower amounts. Moreover, we reinforce the complementary role of eDNA used together with camera trapping for richness estimation. While cameras afford prolonged animal observation and insights into community dynamics, eDNA offers comprehensive surveying of species richness, especially considering short-field expeditions. The findings concerning herpetofauna

were modest compared to those mammals, highlighting the need for improvements to study this group, such as primers specifically designed for reptile and amphibian identification, such as COI and 16S rRNA[52][53]. Additionally, optimizing water collection is essential to mitigate the influence of river currents on records and minimize contamination from human DNA. This study underscores the significance of eDNA methodology as a crucial tool for biodiversity monitoring, capable of illuminating the impacts of human-induced or natural catastrophes, particularly on endangered species.

Ethical standards

The study was conducted under SISBIO #79107-1 and SisGen #ABF0E81 permits.

Acknowledgments

We thank the Estação Ecológica Taiaimã, Parque Nacional do Pantanal Matogrossense and Instituto Homem Pantaneiro staff for assistance during the sampling and Camila S. Silva for the sampling points map. This study was supported by Chico Mendes Institute for the Conservation of Biodiversity through the project Impacto dos Incêndios sobre a Biodiversidade e Comunidades Pantaneiras and the Ministry of Science and Technology provided financial support to the Pantanal Research Network (grant number: FINEP 01.20.0201.00), MM and BHS thank the São Paulo Research Foundation (FAPESP) for the post-doctoral scholarship (#2022/06791-9, #2022/01741-3).

References

- Libonati R, Belém LBC, Rodrigues JA, Santos FLM, Sena CAP, Pinto MM, Carvalho IA. Sistema ALARMES – Alerta de área queimada Pantanal, situação final de 2020; 2021. [acesso em 08 abr 2024]; Disponível em https://www.researchgate.net/publication/350103205_Nota_Tecnica_012021_LASA-UFRJ_Queimadas_Pantanal_2020?channel=doi&linkId=6051109d92851cd8ce483fb1&showFulltext=true.
- Menezes LS, de Oliveira AM, Santos FLS, Russo A, de Souza RAF, Roque FO, Libonati R. Lightning patterns in the Pantanal: Untangling natural and anthropogenic-induced wildfires. *Science of the Total Environment*. 2022; 820: 153021. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.153021.
- Berlinck CB, Lima LHA, Pereira AMM, Carvalho Jr EAR, Paula RC, Tomas WM, Morato RG. The Pantanal is on fire and only a sustainable agenda can save the largest wetland in the world. *Braz. J. Biol.* 2021; 82: e244200. doi: 10.1590/1519-6984.244200.
- Libonati R, DaCamara CC, Peres FL, de Carvalho LAS, Garcia L.C. Rescue Brazil's burning Pantanal wetlands. *Nature*. 2020; 588: 217-219.
- Marengo JA, Cunha AP, Cuartas LA, Leal KRD, Broedel E, Seluchi ME et al. Extreme drought in the Brazilian Pantanal in 2019-2020: Characterization, causes and impacts. *Front. Water*. 2021; 3: 639204. doi: 10.3389/frwa.2021.639204.
- Garcia LC, Szabo JK, Roque FO, Pereira AMM, da Cunha CN, Damasceno-Júnior GA et al. Record-breaking wildfires in the world's largest continuous tropical wetland: Integrative Fire Management is urgently needed for both biodiversity and humans. *J. Environ. Manag.* 2021; 293: 112870. doi: 10.1016/j.jenvman.2021.112870.
- Libonati R, Geirinhas JL, Silva PS, Russo A, Rodrigues JA, Belém LBC et al. Assessing the role of compound drought and heatwave events on unprecedented 2020 wildfire in the Pantanal. *Environ. Res. Lett.* 2022; 17: 015005. doi: 10.1088/1748-9326/ac462e.
- Lorenz C, Libonati R, Belém LBC, Oliveira A, Chiaravalloti RM, Nunes AV, Batista EKL, Fernandes GW, Chiaravalloti-Neto F, Damasceno-Junior GA, Berlinck CN, Roque FO. Wildfire and smoke association with COVID cases in the Pantanal wetland, Brazil. *Public Health* 2023; 225: 311e319. doi: 10.1016/j.puhe.2023.10.032.
- Ribeiro DB, Pereira AMM. Solving the problem of wildfires in the Pantanal Wetlands. *Perspectives in Ecology and Conservation* 2023; 21(4): 271-273. doi: 10.1016/j.pecon.2023.10.004.
- Magioli M, Lima LHA, Villela PMS, Sampaio R, Bonjorne L, Ribeiro RLA et al. Forest type modulates mammalian responses to megafires. *Scientific Reports* 2024; 14: 13538. doi: 10.1038/s41598-024-64460-3.
- Berlinck CN, Lima LHA, Carvalho Junior EAR. Historical survey of research related to fire management and fauna conservation in the world and in Brazil. *Biota Neotropica*. 2021; 21(3): e20201144. doi: 10.1590/1676-0611-BN-2020-1144.
- Tomas WM, Berlinck CN, Chiaravalloti RM, Faggioni GP, Strüssmann C, Libonati R et al. Distance sampling surveys reveal 17 million vertebrates directly killed by the 2020's wildfires in the Pantanal, Brazil. *Sci Rep*. 2021; 11: 23547. doi: 10.1038/s41598-021-02844-5.
- Thomsen PF, Willerslev E. Environmental DNA – An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biological Conservation*. 2015; 183: 4-18.

14. Taberlet P, Bonin A, Zinger L, Coissac E. Environmental DNA. Vol 1. Oxford: University Press; 2018.
15. Bohmann K, Evans A, Gilbert MT, Carvalho GR, Creer S, Knapp M, Yu DW, de Bruyn M. Environmental DNA for wildlife biology and biodiversity monitoring. *Trends Ecol Evol.* 2014; 29(6): 358-67. doi: 10.1016/j.tree.2014.04.003.
16. Valentini A, Taberlet P, Miaud C, Civade R, Herder J, Thomsen PF et al. Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. *Molecular Ecology.* 2016; 25(4): 929-942. doi: 10.1111/mec.13428.
17. 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; 22(4): 1262-1273. doi: 10.1111/1755-0998.13543.
18. Sales NG, Kaizer MdC, Coscia I, Perkins JC, Highlands A, Boubli JP, Magnusson WE, Da Silva MNF, Benvenuto C, Mcdevitt AD. Assessing the potential of environmental DNA metabarcoding for monitoring Neotropical mammals: a case study in the Amazon and Atlantic Forest, Brazil. *Mam Rev.* 2020; 50: 221-225. <https://doi.org/10.1111/mam.12183>.
19. Deiner K, Walser JC, Mächler E, Altermatt F. Choice of capture and extraction methods affect detection of freshwater biodiversity from environmental DNA. *Biol. Conserv.* 2015; 183: 53-63.
20. Sigsgaard E, Carl H, Møller P, Thomsen P. Monitoring the near-extinct European weather loach in Denmark based on environmental DNA from water samples. *Biological Conservation.* 2015; 183: 46-52. doi: 10.1016/j.biocon.2014.11.023.
21. Longmire JL, Maltbie M, Baker RJ. Use of "lysis buffer" in DNA isolation and its implications for museum collections. *Museum of Texas Tech University.* 1997; 163: 1-3.
22. Leempoel K, Hebert T, Hadly EA. A comparison of eDNA to camera trapping for assessment of terrestrial mammal diversity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences.* 2020; 287: 1918. doi: 10.1098/rspb.2019.2353.
23. Taberlet P, Prud'Homme SM, Campione E, Roy J, Miquel C et al. Soil sampling and isolation of extracellular DNA from large amount of starting material suitable for metabarcoding studies. *Mol Ecol.* 2012; 21(8): 1816-1820. doi: 10.1111/j.1365-294X.2011.05317.x.
24. Riaz T, Shehzad W, Viari A, Pompanon F, Taberlet P, Coissac E. ecoPrimers: inference of new DNA barcode markers from whole genome sequence analysis. *Nucleic Acids Res.* 2011; 39(21): e145. doi: 10.1093/nar/gkr732.
25. Taylor PG. Reproducibility of ancient DNA sequences from extinct Pleistocene fauna. *Molecular biology and evolution.* 1996; 13(1): 283-285.
26. Ushio M, Murata K, Sado T, Nishiumi I, Takeshita M, Iwasaki W, Miya M. Demonstration of the potential of environmental DNA as a tool for the detection of avian species. *Sci Rep.* 2018; 8: 4493. doi: 10.1038/s41598-018-22817-5.
27. Callahan BJ, McMurdie PJ, Rosen MJ, Han AW, Johnson AJ, Holmes SP. DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nat Methods.* 2016; 13(7): 581-583. doi: 10.1038/nmeth.3869.
28. Mahé S. v2: highly-scalable and high-resolution amplicon clustering. CALLAHAN, Benjamin J et al. DADA2: high-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature methods.* 2016; 13(7): 581-583.
29. TEAM Network. Terrestrial Vertebrate Protocol Implementation Manual, v. 3.1. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Center for Applied Biodiversity. 2011. Available from: <https://catalog.ipbes.net/system/assessment/136/references/files/385/original/TEAMTerrestrialVertebrate-PT-EN-3.1.pdf?1353346399>.
30. Ahumada JA, Fegraus E, Birch T, Flores N, Kays R, O'Brien TG et al. Wildlife Insights: A Platform to Maximize the Potential of Camera Trap and Other Passive Sensor Wildlife Data for the Planet. *Environmental Conservation.* 2020; 47(1): 1-6. doi: 10.1017/S0376892919000298.
31. MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2022. Portaria MMA no 148, de 7 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 Espéc. *Diário Oficial da União* 108: 74. (Accessed July 20, 2022). doi: 10.22420/rde.v11i20.774
32. Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P et al. 2022. *vegan: Community Ecology Package.* R package version 2. 6-4, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
33. Chiarello AG. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conserv. Biol.* 2000; 14: 1649-1657.
34. Emmons LH, Feer F. 1997. *Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide.* University of Chicago Press, Chicago.
35. Abreu EF, Casali D, Costa-Araújo R, Garbino GST, Libardi GS, Loretto D et al. 2023. Lista de Mamíferos do Brasil (2023-1) [Data set]. Zenodo. doi: 10.5281/zenodo.10428436
36. Guedes TB, Entiauspe-Neto OM, Costa HC. 2023. Lista de répteis do Brasil: atualização de 2022. doi: 10.5281/zenodo.7829013.
37. Segalla M, Berneck B, Canedo C, Caramaschi U, Cruz CAG; Garcia PCA et al. List of Brazilian Amphibians. *Herpetologia Brasileira.* 2021; 10(1): 121-216. doi: 10.5281/zenodo.4716176.

38. Falk-petersen J, Bøhn T, Sandlund OT. On the numerous concepts in invasion biology. *Biol. Invasions*. 2006; 8: 1409-1424. doi: 10.1007/s10530-005-0710-6.
39. Kvist S. Barcoding in the dark? A critical view of the sufficiency of zoological DNA barcoding databases and a plea for broader integration of taxonomic knowledge. *Mol Phylogenet Evol*. 2013; 69(1): 39-45. doi: 10.1016/j.ympev.2013.05.012.
40. Sales NG, Kaizer MdC, Coscia I, Perkins JC, Highlands A, Boubli JP et al. Assessing the potential of environmental DNA metabarcoding for monitoring Neotropical mammals: a case study in the Amazon and Atlantic Forest, Brazil. *Mam Rev*. 2020; 50: 221-225. doi: 10.1111/mam.12183.
41. Saranholi BH, Rodriguez-Castro KG, Carvalho CS, Chahad-Ehlers S, Gestich CC, Andrade SCS, Freitas PD, Galetti PMJr. Comparing iDNA from mosquitoes and flies to survey mammals in a semi-controlled Neotropical area. *Molecular Ecology Resources*. 2023; 23(8): 1790-1799. doi: 10.1111/1755-0998.13851.
42. Saranholi BH, França FM, Vogler AP, Barlow J, Vaz De Mello FZ, Maldaner ME, Galetti PMJr. Testing and optimizing metabarcoding of iDNA from dung beetles to sample mammals in the hyperdiverse Neotropics. *Molecular Ecology Resources*. 2024. doi: 10.1111/1755-0998.13961.
43. Massey AL, Bronzoni RVdeM, da Silva DJF, Allen JM, de Lázari PR, dos Santos-Filho M, Canale GR, Bernardo CSS, PeresCA, Levi T. Invertebrates for vertebrate biodiversity monitoring: Comparisons using three insect taxa as iDNA samplers. *Molecular Ecology Resources*. 2022; 22(3): 962-977. doi: 10.1111/1755-0998.13525.
44. Champlot S, Berthelot C, Pruvost M, Bennett EA, Grange T, Geigl EM. An efficient multistrategy DNA decontamination procedure of PCR reagents for hypersensitive PCR applications. *PLoS One*. 2010; 5(9): e13042.
45. Boessenkool S, Epp LS, Haile J, Bellemain E, Edwards M, Coissac E, Willerslev E, Brochmann C. Blocking human contaminant DNA during PCR allows amplification of rare mammal species from sedimentary ancient DNA. *Molecular Ecology*. 2012; 21(8): 1806-1815. doi: 10.1111/j.1365-294x.2011.05306.x.
46. Bardales R, Boron V, Viana DFP, Sousa LL, Droge E, Porfirio G et al. Neotropical mammal responses to megafires in the Brazilian Pantanal. *Glob Change Biol*. 2024; 30: e17278. doi: 10.1111/gcb.17278.
47. Wilcox TM, McKelvey KS, Young MK, Engkjer C, Lance RF, Lahr A, Eby LA, Schwartz MK. Parallel, targeted analysis of environmental samples via high-throughput quantitative PCR. *Environmental DNA* 2020; 2(4): 544-553. doi: 10.1002/edn3.80.
48. Dejean T, Valentini A, Miquel C, Taberlet P, Bellemain E, Miaud C. Improved detection of an alien invasive species through environmental DNA barcoding: the example of the American bullfrog *Lithobates catesbeianus*. *J. Appl. Ecol*. 2012; 49: 953-959. doi: 10.1111/j.1365-2664.2012.02171.x.
49. Thomsen PF, Kielgast J, Iversen LL, Møller PR, Rasmussen M, Willerslev E. Detection of a Diverse Marine Fish Fauna Using Environmental DNA from Seawater Samples. *PLOS ONE*. 2012; 7(8): e41732. doi: 10.1371/journal.pone.0041732.
50. Thomsen PF, Kielgast J, Iversen LL, Wiuf C, Rasmussen M, Gilbert MTP, Orlando L, Willerslev E. Monitoring endangered freshwater biodiversity using environmental DNA. *Mol. Ecol*. 2012; 21: 2565-2573. doi: 10.1111/j.1365-294X.2011.05418.x.
51. Tsuji S, Ushio M, Sakurai S, Minamoto T, Yamanaka H. Water temperature-dependent degradation of environmental DNA and its relation to bacterial abundance. *PLOS ONE*. 2017; 12: e0176608.
52. Amaral CRL, Chaves ACS, Borges Júnior VNT, Pereira F, Silva BM et al. Amphibians on the hotspot: Molecular biology and conservation in the South American Atlantic Rainforest. *PLOS ONE*. 2019; 14(10): e0224320. doi: 10.1371/journal.pone.0224320.
53. West KM, Heydenrych M, Lines R, Tucker T, Fossette S, Whiting S, Bunce M. Development of a 16S metabarcoding assay for the environmental DNA (eDNA) detection of aquatic reptiles across northern Australia. *Marine and Freshwater Research*. 2021; 74: 432-440. doi: 10.1071/MF20288.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.

Fluxo Contínuo e Edição Temática:

Ecologia do Fogo e Conservação do Bioma Pantanal
n.4, 2024

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

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

ISSN: 2236-2886





Manejo do fogo na pecuária pantaneira: percepções e oportunidades para sua gestão sustentável no bioma

Mariana Labão Catapani^{1,3*(*)}

 <https://orcid.org/0000-0002-4784-6631>

* Contato principal

Isadora Ruttul Aguirra^{1*(*)}

 <https://orcid.org/0009-0004-8289-9116>

Flávia Accetturi Szukala Araujo²

 <https://orcid.org/0000-0003-0454-3152>

Andrew Moss³

 <https://orcid.org/0000-0003-4488-3936>

Gabriel Massocato¹

 <https://orcid.org/0000-0003-1226-1622>

Bruna Oliveira⁴

 <https://orcid.org/0000-0001-9251-1649>

Arnaud Léonard Jean Desbiez^{1,5}

 <https://orcid.org/0000-0001-5968-6025>

¹ Instituto de Conservação de Animais Silvestres/ICAS, Campo Grande/MS, Brasil. <macatapani@hotmail.com, isadora.aguirra@gmail.com, gabriel_massocato@hotmail.com, adesbiez@hotmail.com>.

² World Wildlife Fund/WWF, Campo Grande/MS, Brasil. <flaviaaraujo@wwf.org.br>.

³ Chester Zoo, Chester, UK. <a.moss@chesterzoo.org, macatapani@hotmail.com>.

⁴ Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul/IMASUL, Mato Grosso do Sul, Brasil. <bruliveira.bio@gmail.com>.

⁵ Royal Zoological Society of Scotland/RZSS, Murrayfield, Edinburgh, UK. <adesbiez@hotmail.com>.

(*) Mariana Labão Catapani e Isadora Aguirra contribuíram igualmente para este estudo e são consideradas coprimeiras autoras.

Recebido em 14/03/2024 – Aceito em 09/10/2024

Como citar:

Catapani ML, Aguirra IR, Araujo FAS, Moss A, Massocato G, Oliveira B, Desbiez ALJ. Manejo do fogo na pecuária pantaneira: percepções e oportunidades para sua gestão sustentável no bioma. *Biodivers. Bras.* [Internet]. 2024; 14(4): 69-88. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2551

Palavras-chave: Conhecimento tradicional; manejo integrado do fogo; prevenção do fogo; uso do fogo.

RESUMO – O Pantanal, maior área úmida tropical do planeta, destaca-se pela predominância da pecuária extensiva como sua principal atividade econômica. O uso do fogo representa ferramenta importante nesse manejo, empregado para renovar pastagens, controlar parasitas e limpar a vegetação. Contudo, entre 2019 e 2020, o bioma enfrentou um aumento alarmante de incêndios, causando danos significativos ao ecossistema, serviços ambientais e tendo substanciais repercussões socioeconômicas. Além da seca, práticas inadequadas de manejo do fogo na pecuária são apontadas como contribuintes para essa situação preocupante. Devido à predominância de propriedades privadas utilizadas para



pecuária, compreender as percepções dos pecuaristas sobre o fogo se revela crucial para desenvolver ações de conservação mais efetivas e socialmente justas no ecossistema. Este estudo investigou nuances do uso e manejo do fogo por pecuaristas nas 11 sub-regiões do Pantanal Brasileiro. Entre dezembro de 2021 e março de 2022, foram conduzidas 70 entrevistas semiestruturadas com indivíduos associados à atividade pecuária, de forma presencial e por telefone. Os resultados revelam que, apesar de empregarem o fogo há séculos, atualmente a maior parte dos pecuaristas têm uma visão predominantemente negativa devido aos prejuízos recentes. Pecuaristas tradicionais e recentes diferem em relação à percepção sobre estratégias e momentos considerados apropriados para o uso do fogo. Críticas foram feitas às mudanças recentes no uso da terra, especialmente devido a restrições ambientais, considerando-as facilitadoras do acúmulo de combustível para incêndios. Os entrevistados relataram dúvidas e confusão em relação à legislação que regulamenta o uso do fogo no bioma. Esses resultados apontam a necessidade de ações para aprimorar a compreensão das regulamentações e envolver os pecuaristas no diálogo sobre uma gestão realista do fogo, considerando tanto a conservação da biodiversidade quanto o contexto sociocultural da região.

Fire management in Pantanal livestock: perceptions and opportunities for sustainable management in the biome

Keywords: Fire prevention; fire use; traditional knowledge; integrated fire management (IFM).

ABSTRACT – The Pantanal, the world's largest tropical wetland, is characterized by the prevalence of extensive cattle ranching as its primary economic activity. The utilization of fire emerges as a pivotal tool in ranching management, employed for pasture renewal, parasite control, and vegetation clearance. However, during the period from 2019 to 2020, the biome witnessed a distressing surge in wildfires, inflicting considerable damage upon the ecosystem, and environmental services, and engendering socio-economic repercussions. In conjunction with drought, inadequate fire management practices within cattle ranching are identified as contributing factors to this disconcerting scenario. Given the preponderance of privately owned properties dedicated to livestock, discerning ranchers' perceptions concerning the utilization and management of fire becomes imperative for formulating efficacious conservation strategies within the ecosystem. This study examined the subtleties of fire utilization and management practices among ranchers in 11 sub-regions of the Brazilian Pantanal. Conducted between December 2021 and March 2022, 70 individuals affiliated with livestock activities in the Pantanal region were interviewed through both in-person and telephonic means, adhering to a protocol of semi-structured questions. The findings illuminate that despite the historical utilisation of fire over centuries, most contemporary ranchers harbour a predominantly pessimistic viewpoint owing to recent losses. Disparities emerge between traditional and more recent entrants into ranching concerning strategies and opportune moments for fire deployment. Noteworthy criticisms are directed towards recent land-use alterations, particularly in response to environmental constraints, as these alterations are perceived to culminate in the accrual of organic matter, thereby serving as fuel for devastating conflagrations. Ranchers reveal a degree of perplexity regarding the legislation governing fire usage and exhibit significant variances in fire management practices across distinct Pantanal sub-regions. These results underscore the imperative for targeted interventions aimed at enhancing comprehension of existing regulations and fostering constructive dialogues with ranchers to cultivate a more realistic approach to fire management that harmonizes biodiversity conservation imperatives with the socio-cultural idiosyncrasies of the region.

Manejo del fuego en la ganadería del Pantanal: percepciones y oportunidades para su gestión sostenible en el bioma

Palabras clave: Conocimiento tradicional; manejo integrado del fuego; prevención del fuego; uso del fuego.

RESUMEN – El Pantanal, la mayor área húmeda tropical del planeta, se destaca por la predominancia de la ganadería extensiva como su principal actividad económica. El uso del fuego representa una herramienta crucial en este manejo, empleada para renovar pastizales, controlar parásitos y limpiar la vegetación. Sin embargo, entre 2019 y 2020, el bioma enfrentó un aumento alarmante de incendios, causando daños significativos al ecosistema, servicios ambientales y teniendo repercusiones socioeconómicas. Además de la sequía, se señalan prácticas inadecuadas de manejo del fuego en la ganadería como contribuyentes a esta situación preocupante. Debido a la predominancia de propiedades privadas utilizadas para la ganadería, comprender las percepciones de los ganaderos sobre el uso y manejo del fuego se revela crucial para desarrollar acciones de conservación efectivas en el ecosistema. Este estudio investigó matices del uso y manejo del fuego por ganaderos en 11 subregiones del Pantanal Brasileño. Entre diciembre de 2021 y marzo de 2022, se entrevistaron a 70 individuos asociados a la actividad ganadera en la región del Pantanal, de manera presencial y telefónica, basándose en un protocolo de preguntas semiestructuradas. Los resultados revelan que, a pesar de emplear el fuego durante siglos, en la actualidad la mayoría de los ganaderos tienen una visión predominantemente negativa debido a los recientes perjuicios. Existen discrepancias entre ganaderos tradicionales y aquellos más recientes en cuanto a las estrategias y momentos considerados apropiados para el uso del fuego. Se realizaron críticas a los cambios recientes en el uso del suelo, especialmente debido a restricciones ambientales, ya que consideran que resultan en la acumulación de materia orgánica, convirtiéndose en combustible para incendios devastadores. Los ganaderos demuestran confusión en relación con la legislación que regula el uso del fuego y difieren significativamente en el manejo del fuego entre las subregiones del Pantanal. Estos resultados señalan la necesidad de acciones para mejorar la comprensión de las regulaciones e involucrar a los ganaderos en el diálogo sobre una gestión más realista del fuego, considerando tanto la conservación de la biodiversidad como la realidad sociocultural de la región.

Introdução

Tradicionalmente, o fogo tem sido empregado em diversas culturas agropastoris como ferramenta de manejo essencial [1]. No Pantanal, a maior planície alagada tropical do mundo, a pecuária extensiva desempenha um papel central na economia, utilizando historicamente o fogo para renovar pastagens, controlar parasitas e realizar a limpeza herbácea [2]. Sob a prática tradicional de pecuária extensiva, o gado é criado em pastagens naturais, enquanto as áreas florestais são preservadas. Como consequência, as ameaças antropogênicas ao Pantanal foram por muito tempo consideradas inferiores em relação a outros biomas brasileiros, contribuindo para a manutenção da heterogeneidade da paisagem natural, beneficiando tanto a vida selvagem quanto a pecuária [2].

Entre os anos de 2019 e 2020, contudo, o Pantanal ganhou notoriedade no debate público devido às extensas áreas queimadas registradas, resultando em impactos adversos sobre a biodiversidade [3], a saúde humana e os serviços ambientais, com desdobramentos sociais e econômicos indesejáveis [4][5]. Durante esse período, o bioma enfrentou condições climáticas extremas, marcadas por seca intensa, níveis reduzidos nos rios e ondas de calor, fatores que propiciaram a disseminação descontrolada de incêndios [6]. Além das alterações climáticas, autores destacaram a fragilidade das regulamentações ambientais, o discurso político antiambiental [7], restrições orçamentárias para proteção ambiental e fiscalização [8] e alterações no manejo do solo como elementos que contribuíram para o aumento da probabilidade de ocorrências de incêndio neste

período [9][7][10]. Especificamente, em relação a este último fator, diversos autores alertam para as práticas inadequadas de uso e controle do fogo na gestão pastoril, as quais comprometem não apenas a conservação da biodiversidade [10], mas também impactam negativamente as comunidades locais em termos econômicos e sociais [11][12][13][14][15].

Apesar dos impactos negativos alarmantes provenientes dos incêndios, é vital reconhecer a complexidade do bioma, que depende do fogo para seu equilíbrio [16], como ocorre em outros biomas no mundo [17][18]. Diante desse cenário, observa-se uma transição global de políticas de “fogo-zero” para abordagens que enxergam o fogo como uma ferramenta aliada na prevenção de incêndios extensos. Ambientalmente, a exclusão do fogo em vegetações pirofíticas pode levar à perda de biodiversidade e acúmulo de combustível, culminando em incêndios catastróficos [19] com riscos à saúde humana, animal e prejuízos em infraestrutura [20][21]. Além disso, sob a ótica socioeconômica, tal exclusão dificulta a manutenção dos meios de subsistência de comunidades rurais e intensifica conflitos [22].

Nesse contexto, estratégias fundamentadas no manejo integrado do fogo (MIF) têm demonstrado eficácia na minimização das áreas afetadas por incêndios (ver [22]). Tal abordagem utiliza o fogo como ferramenta para evitar grandes incêndios, reconhecendo seu papel crucial em ecossistemas e economias específicas [23]. O MIF incorpora uma perspectiva abrangente, integrando fatores sociais, econômicos, culturais e ecológicos no planejamento e operacionalização do fogo [24]. Esse enfoque envolve ações como queimas prescritas e controladas, recuperação de áreas degradadas, envolvimento comunitário, ações de sensibilização e educação ambiental, além de uma série de outras ações de prevenção e combate, como a formação e capacitação de brigadas comunitárias [25]. O objetivo é minimizar os danos e otimizar os benefícios sociais, ecológicos e econômicos do fogo nos biomas [23][26].

No Brasil, a implementação do MIF teve início em 2010 em algumas áreas protegidas do Cerrado [27] e, em 2022, a gestão do fogo em unidades de conservação federais foi de fato regulamentada pela Portaria n. 1150, de 6 de dezembro de 2022, estabelecendo-se princípios, diretrizes, finalidades, instrumentos e procedimentos para uma implementação efetiva. Exemplos de MIF no país incluem iniciativas desenvolvidas nas Terras Indígenas

Xerente, Araguaia e Krahô, no estado do Tocantins [28] e o projeto Cerrado-Jalapão implementado em três áreas protegidas: o Parque Nacional da Chapada das Mesas (PNCM), o Parque Estadual do Jalapão (PEJ) e a Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT) [29]. No Pantanal, na Terra Indígena Kadiweu, localizada em Mato Grosso do Sul, o Ibama iniciou as ações de queimas prescritas no ano de 2015 como parte de uma iniciativa de MIF [30].

O resgate do conhecimento tradicional sobre o manejo do fogo é considerado elemento importante para promover práticas adaptadas às condições locais em iniciativas de MIF. Tal resgate vem sendo reconhecido como estratégia eficaz para fortalecer a proteção dos recursos naturais e atender às necessidades econômicas das comunidades, conforme evidenciado por estudos realizados em diferentes estados brasileiros. Uma pesquisa sobre o manejo pastoril do fogo por quilombolas no Cerrado, conduzida por Eloy et al. [31], revelou que a gestão local realizada pelos quilombolas resultou na criação de padrões de queimadas em forma de mosaicos, proporcionando proteção à vegetação sensível ao fogo. A comparação entre áreas geridas através do manejo quilombola com aquelas geridas pelo governo revelou que as primeiras foram menos danificadas pelas queimadas.

Além da dimensão operacional, a inclusão comunitária na gestão do fogo surge como uma estratégia potencial para mitigar conflitos entre grupos sociais, frequentes obstáculos para iniciativas destinadas à gestão de riscos de incêndios [24]. Em Roraima, por exemplo, essa abordagem foi destacada [32], onde a integração de brigadas comunitárias com o uso de queimadas prescritas mostrou uma redução significativa na necessidade de combate durante os períodos críticos de seca. A experiência também incluiu o cultivo de árvores como o cajueiro, demonstrando como práticas ancestrais podem ser aliadas na conservação e no uso sustentável do ‘lavrado’ amazônico, ao mesmo tempo em que geram renda para as famílias indígenas envolvidas. Da mesma forma, em Minas Gerais, a utilização de grupos focais para promover o diálogo entre atores sociais demonstrou ser eficaz na redução de conflitos e na construção de conhecimento sobre o manejo do fogo em áreas naturais, evidenciando a importância de integrar percepções e práticas tradicionais no manejo de megaincêndios [33]. Tal valorização não apenas aprimora a eficácia e adesão de boas práticas de manejo, mas também responde

a imperativos éticos e de justiça social, enfatizando a importância fundamental de elevar a participação ativa das comunidades na administração territorial e no manejo controlado do fogo.

No Pantanal, a maioria dos incêndios recentes teve origem em propriedades privadas, indicando possível ligação com atividades agropastoris [34]. Dado que a maior parte das terras privadas é voltada à pecuária, compreender melhor o manejo do fogo para essa atividade na região é crucial. Esse conhecimento não apenas revela o saber histórico desse grupo em relação ao uso do fogo na pecuária, mas também é essencial para desenvolver estratégias mais eficazes e integradas de prevenção e gestão de incêndios no bioma.

Nesse contexto, este estudo se propôs a explorar as práticas associadas ao uso e manejo do fogo entre pecuaristas pantaneiros. Os objetivos específicos incluíram: (i) compreender a percepção dos pecuaristas sobre o fogo; (ii) examinar fontes de aprendizado não-formais sobre estratégias de manejo; (iii) coletar informações sobre uso, manejo e prevenção de incêndios; (iv) explorar as diferenças entre pantaneiros tradicionais e recentes no uso e manejo do fogo; e (v) avaliar a compreensão da legislação que regulamenta o uso do fogo na região por parte dos pantaneiros. O levantamento de tais dados traz importante contribuição científica, uma vez que há escassez de estudos analisando o conhecimento tradicional sobre o manejo do fogo em culturas pastoris. Além disso, tal investigação é relevante para orientar políticas públicas integradas que incentivem o diálogo efetivo entre agências governamentais e comunidades locais para gestão do fogo no bioma.

Material e Métodos

Área de estudo e participantes

O estudo foi conduzido nas 11 sub-regiões do Pantanal brasileiro, reconhecido como a maior planície de inundação do mundo e que se estende por aproximadamente 140,000 km². Essa vasta área está predominantemente distribuída nos estados de Mato Grosso (~35%) e Mato Grosso do Sul (~65%).

Dividido conforme a classificação proposta por Da Silva & Abdon [35], que considera fatores como inundação, relevo, solo e vegetação, o Pantanal apresenta uma singular complexidade ecológica

e geográfica. As 11 sub-regiões do bioma, com suas respectivas porcentagens sobre a área total, incluem Cáceres (9,01%), Poconé (11,63%), Barão de Melgaço (13,15%), Paraguai (5,90%), Paiaguás (19,60%), Nhecolândia (19,48%), Abobral (2,05%), Aquidauana (3,62%), Miranda (3,17%), Nabileque (9,61%), e Porto Murtinho (2,78%). A variedade de sub-regiões reflete a complexidade ecológica e geográfica do Pantanal brasileiro, fundamentando a escolha dos autores em amostrar cada uma delas.

A região é caracterizada por solos arenosos e uma vegetação de mosaico que inclui florestas semidecíduas, vegetação arbustiva dispersa e campos sazonalmente alagados [36]. Com seu sistema hidrográfico complexo, o Pantanal experimenta transformações sazonais significativas, passando de *habitat* terrestres para aquáticos anualmente.

O Pantanal é reconhecido como Patrimônio Nacional pela Constituição Federal Brasileira de 1988; como Área de Importância Internacional pela Convenção de Ramsar; e, em 2000, foi declarado Reserva da Biosfera pela UNESCO. A diversidade de paisagens no bioma é acompanhada pela diversidade de espécies vegetais e animais [2]. Apesar de possuir poucas espécies endêmicas, a região concentra populações de espécies raras e ameaçadas de extinção em outras áreas da América Latina, como a onça-pintada (*Panthera onca*), o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), o tatu-canastra (*Priodontes maximus*), a arara-azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*) e o cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) [2].

As atividades econômicas desempenham um papel central na configuração da paisagem do bioma. Predominantemente, a prática agropecuária, centrada na criação de gado, destaca-se como a atividade mais proeminente em termos econômicos e de uso do solo, englobando a maior parte da população rural [37]. Além disso, a pesca e o turismo complementam o panorama econômico regional [38]. A colonização do Pantanal pelos pecuaristas ocorreu há mais de 300 anos [39] e, historicamente, a área era subdividida em grandes propriedades rurais, onde as relações sociais eram estruturadas [38]. A densidade populacional no Pantanal é baixa (< 2 pessoas por km²) [40] e, associada às inundações sazonais, resulta no isolamento geográfico e dificuldade de acesso da região. Nosso estudo foi conduzido com os habitantes rurais do Pantanal, localmente conhecidos como pantaneiros, envolvidos na atividade pecuária.

Procedimento de amostragem

Neste estudo, combinamos dois procedimentos de amostragem não-probabilística: amostragem por cotas e bola de neve [41][42]. A amostragem por cotas corresponde a uma forma de amostragem estratificada, na qual é estipulado um número mínimo de unidades amostrais por estrato [41]. Esse tipo de amostragem é baseado na premissa de que as cotas representam a variabilidade existente na população. Já a bola de neve é uma técnica de amostragem em que um participante indica o próximo, expandindo a amostra de maneira progressiva [42].

Inicialmente, utilizamos dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR) disponibilizados pelo Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR) e dividimos as propriedades das 11 sub-regiões em três estratos (pequeno, médio e grande). Em seguida, estimamos a proporção de propriedades por estrato para cada sub-região, garantindo a presença de diferentes perfis de propriedades rurais na amostra. Assim, levantamos os contatos telefônicos disponíveis de instituições que potencialmente tinham listas de contatos de proprietários de terras no Pantanal (sindicatos rurais, cooperativas, associações, conselhos, municípios, secretarias, organizações não-governamentais (ONGs), centros de pesquisa e institutos). Essa estratégia teve uma baixa resposta das instituições, e optamos por seguir para a próxima estratégia de levantamento de contatos, por meio de bola de neve, concentrando nossos esforços em indivíduos. Após dois meses de entrevistas por telefone através da bola de neve, analisamos as lacunas por sub-região e estrato e finalizamos o processo por meio de entrevistas presenciais.

Os procedimentos de seleção de propriedades para a fase de entrevistas presenciais foram divididos em três etapas e realizados no software QGIS 3.22, com base nas propriedades registradas no Sistema de Gestão Fundiária (Sigef) do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA). Na primeira etapa, calculamos o número total de módulos fiscais de todas as propriedades pertencentes a qualquer uma das 11 sub-regiões do Pantanal, conforme a delimitação proposta por Da Silva & Abdon [36]. Os módulos fiscais são uma unidade de medida em hectares, cujos valores são fixados pelo INCRA e na amostra variaram entre 35 e 110 ha, a depender do município (Material Suplementar 1). Na segunda etapa, dividimos as propriedades das 11 sub-regiões em três categorias: pequena (entre um e quatro módulos fiscais), média (entre 4 e 15 módulos fiscais)

e grande (mais de 15 módulos fiscais), conforme proposto pela Lei n. 8.629, de 25 de fevereiro de 1993 [43]. Na terceira etapa, selecionamos aleatoriamente nove propriedades para cada uma das categorias (pequena, média e grande) nas 11 sub-regiões. Para selecionar o entrevistado nas propriedades escolhidas, explicamos aos presentes que gostaríamos de falar com a pessoa responsável pelas decisões relacionadas ao uso do fogo na propriedade.

Coleta de dados

O estudo foi baseado em dados primários coletados por meio de entrevistas semiestruturadas [44], sendo que 25 entrevistas foram conduzidas por telefone e 45 presencialmente (Figura 1), nas quais as mesmas perguntas previamente estabelecidas foram aplicadas na mesma sequência aos entrevistados. O guia de entrevista adotado continha seis subseções (Material Suplementar 2). Na primeira, foram coletadas informações sobre o entrevistado, como idade, histórico no Pantanal, tempo de residência na região e papel desempenhado na propriedade. Na segunda, a percepção sobre o fogo foi avaliada usando uma técnica qualitativa de lista livre. Na terceira, foram coletadas informações relacionadas ao manejo do fogo, abordando motivação para o uso do fogo, períodos prioritários para queima, características dos locais escolhidos, práticas consideradas adequadas e inadequadas, tomada de decisão relacionada ao uso do fogo e possíveis mudanças nas estratégias de manejo do fogo. Na quarta seção, foram investigadas técnicas para prevenir incêndios descontrolados. Na quinta, foram coletadas informações sobre a ocorrência de incêndios, danos causados, soluções possíveis e responsáveis. Por fim, na última seção, o conhecimento e entendimento de regras gerais da legislação de uso do fogo foi investigado.

Apesar de ser uma prática comum e tradicional no Pantanal [45], o uso do fogo no manejo da vegetação, principalmente após os grandes incêndios ocorridos nos últimos anos, é um tópico potencialmente sensível de ser abordado, pelo receio de julgamento social ou possíveis punições associadas à sua aplicação. Portanto, com o objetivo de averiguar se existem elementos para verificar se as práticas adotadas por fazendeiros tradicionais do Pantanal diferem daqueles que chegaram recentemente no Pantanal e se práticas mais prejudiciais são adotadas por aqueles que chegaram recentemente na região, tivemos que abordar o assunto indiretamente e

e utilizamos o software para analisar os áudios das entrevistas. Para a pergunta de lista livre, utilizamos o índice de saliência de Smith, utilizando o software Anthropac, versão 4.98 (Analytic Technologies, Kentucky). A saliência combina a frequência com que o item foi relatado e a posição ou ordem adotada pelos entrevistados durante a listagem [48], permitindo a identificação dos itens mais importantes.

Resultados

Entre dezembro de 2021 e março de 2022, foram entrevistados 70 indivíduos associados à atividade pecuária na região do Pantanal. A amostra foi composta principalmente por homens (94,3%), sendo a maioria dos entrevistados proprietários (60%), enquanto os demais eram funcionários das propriedades (e.g. prestadores de serviços gerais, peões, gerentes, entre outros). A idade média dos entrevistados foi de 58,1 anos, com a maioria

(51,4%) na faixa etária entre 45 e 65 anos. As propriedades na amostra tinham uma média de 6.934 ha (n = 69, Mínimo = 44,0 ha, Máximo = 101.000 ha, D.P. = 14.971, Moda= 8.000 ha), com apenas cinco propriedades com mais de 15.000 ha. Dentre os entrevistados, apenas 8 (11,4%) nunca viveram no Pantanal, apesar de reportarem visitas frequentes às propriedades das quais são donos ou em que trabalham. Os demais podem ser divididos entre aqueles que viveram no bioma por menos de 15 anos (18,6%), entre 15 e 30 anos (24,4%) e por mais de 30 anos (45,7%).

Percepção sobre o fogo

Os resultados das listras livres demonstraram que a percepção dos participantes sobre o fogo é majoritariamente negativa (Tabela 1), cujas palavras mais salientes (ou seja, a combinação de frequência e posição reportada no ranking) foram prejuízos, destruição, animais, medo e morte.

Tabela 1 – Frequência, classificação, e saliência de acordo com as categorias de percepção da lista livre para o termo “fogo no Pantanal”.

Item	Frequência %	Classificação mediana	Saliência
Negativa	85,1	1,7	0,6
Neutra	16,4	1,5	0,1
Positiva	9,0	1,7	0,1

Para os três tamanhos de propriedades adotadas no estudo (pequena, média e grande), a percepção dos participantes sobre o fogo foi majoritariamente negativa, com a palavra “prejuízo” sendo a mais saliente nos três grupos, ou seja, a mais importante para explicar a percepção dos entrevistados.

“A percepção do Pantaneiro em relação ao fogo ficou negativa, porque é a hora que ele

toma prejuízo, porque queima a cerca dele, entendeu? Às vezes, morre até gado queimado. E depois, vem perseguição legal contra ele, do IBAMA, vem multa, vem tanta coisa e o fogo acontecendo sempre a época da seca que é quando ele é incontrollável (...) Antes, o fogo era uma ferramenta, aí passou a ser um tormento” (67 anos, pecuarista de Miranda).

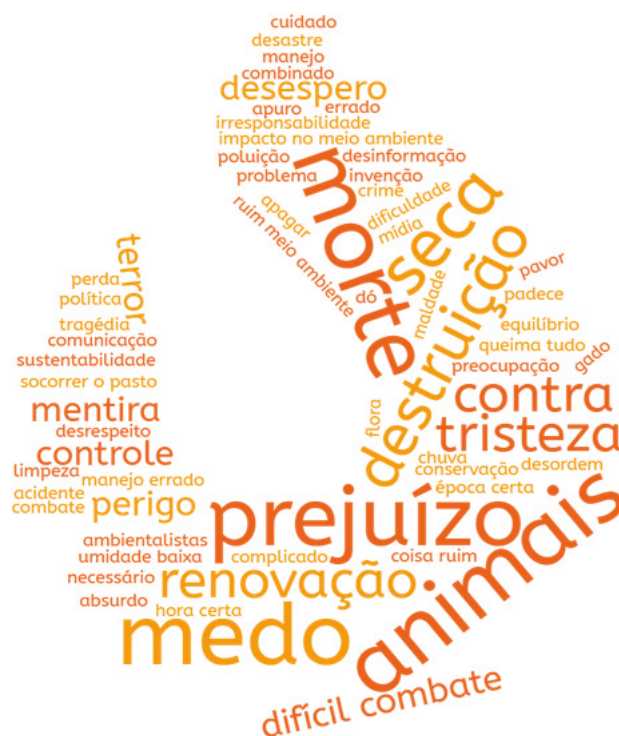


Figura 2 – Nuvem de palavras gerada a partir dos termos mencionados pelos entrevistados nas listas livres, refletindo suas percepções sobre o uso do fogo.

A percepção dos entrevistados a respeito do padrão de incêndios fora de controle no bioma nos últimos cinco anos foi bem equilibrada entre aqueles que entendiam que os incêndios estavam aumentando, diminuindo ou continuando iguais (Figura 3). Ao cruzarmos os dados supracitados com a sub-região do Pantanal onde o participante reside,

nas sub-regiões de Cáceres e Aquidauana parece haver uma percepção de redução no número de eventos de incêndio para o período questionado. Seca foi a causa mais citada pelos participantes para o aumento nos casos de incêndio nos últimos cinco anos (52,9%), seguida pela falta de queimas preventivas (11,8%).

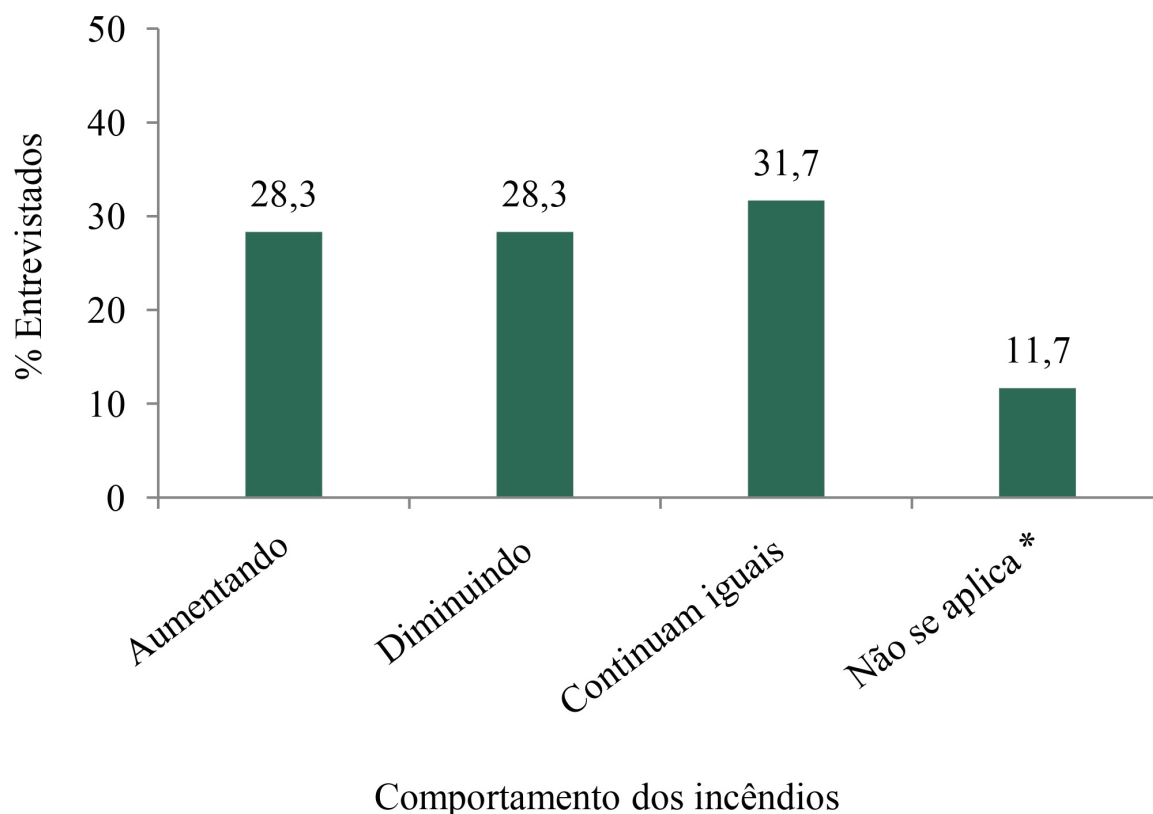


Figura 3 – Percepção dos entrevistados em relação à ocorrência de incêndios em sua sub-região nos últimos cinco anos (n = 60).

* A categoria de resposta “não se aplica” foi adotada nos casos em que o entrevistado era proprietário/estava na região há menos de cinco anos.

Fontes de aprendizado

Parte expressiva dos entrevistados (46.9%) relatou que seus conhecimentos sobre as práticas de uso de fogo foram adquiridos na convivência com familiares, tais como pais ou avós. Quando somados àqueles que relataram ter aprendido com pantaneiros mais velhos, essa porcentagem atinge 54,7%, ou seja, nessa parcela de participantes a prática do uso de fogo foi transmitida entre gerações, como observa-se no trecho a seguir:

“Eu aprendi a queimar campo com meu avô, e era nesse período de maio, junho e julho. Esse era um período bom porque o campo tinha um pouquinho de água ainda. Aonde você queimava o fogo andava e parava, porque ele ia achar uma área alagada. Então não tinha como perder o controle” (52 anos, pecuarista da Nhecolândia).

Mesmo entre aqueles que mencionaram ter aprendido as práticas com outros funcionários e

durante o trabalho (32,8%), este também é um ambiente onde há convivência de funcionários de diferentes gerações, permitindo a transmissão e troca de informações e de técnicas entre gerações.

Quando consideramos os pantaneiros tradicionais (n = 56), essas cifras são bastante semelhantes, com 58,9% reportando conhecimento advindo de familiares ou pantaneiros mais antigos. Já entre os pantaneiros recém-chegados, apenas 1 entrevistado mencionou conhecimento adquirido desta forma.

Práticas de uso, manejo e prevenção do fogo

Uso do fogo

Os entrevistados mencionaram o uso do fogo em três situações distintas: (i) renovação das pastagens, em áreas de campo, sobretudo naquelas formadas por espécies nativas, com o objetivo de provocar a rebrota das pastagens; (ii) eliminação de pragas, especialmente em áreas “suja” devido

à presença de espécies indesejadas, em especial as rasteiras e de pequeno porte; e (iii) eliminação de empilhados de matéria orgânica, como restos de galhos e árvores.

Percepção sobre a maneira adequada de usar o fogo

Para 82,9% (n = 58) dos entrevistados, há uma maneira correta de usar o fogo na sub-região onde vivem, ou seja, há práticas consideradas localmente adequadas quando o fogo é utilizado intencionalmente nas propriedades, e quando é desejável realizar a queima controlada. As práticas mais frequentes são descritas abaixo.

- i. Aceiros: são faixas onde a vegetação é removida da superfície do solo com o objetivo de impossibilitar a propagação do fogo. Na amostra, são descritos como uma importante estratégia para impedir que o fogo saia de controle e “pule” para propriedades vizinhas. Aceiros foram descritos pelos entrevistados como uma prática antiga do Pantanal, mas cujo aumento de maquinário agrícola no bioma, sobretudo de tratores nos últimos 30 anos, permitiu a intensificação do uso.
- ii. Ausência de ventos: usar o fogo somente em dias nos quais não há ventos ou quando estes estão fracos, dado que ventos fortes, como esperado, facilitam a dispersão e a perda de controle sobre o fogo. Adotar a direção do vento, desde que fraco, como um critério para definir a direção na qual o fogo será aceso foi uma das estratégias mencionadas. Nesse caso, era considerado correto acender o fogo ou na mesma direção ou na direção oposta ao vento de acordo com a configuração da paisagem. Nas falas dos entrevistados, ventos fracos estavam relacionados a outros fatores, tais como meses do ano e fase minguante da lua.
- iii. Umidade: os entrevistados mencionaram a umidade do ar e do solo como uma condição para o uso do fogo. No caso de umidade do solo, de acordo com a fala dos entrevistados, entende-se que avaliar sua adequabilidade é um processo sutil. Por um lado, caso este esteja muito úmido, não é possível realizar a queima. Por outro lado, o solo seco demais torna difícil controlar o fogo. No dia a dia, essa verificação pode incluir observar a profundidade da

pegada dos cavalos ou da própria bota/calçado. Nas falas dos entrevistados, a umidade também se correlaciona com certos horários do dia, especialmente com o fim da tarde/começo da noite.

- iv. Temperaturas amenas: para parte dos entrevistados, os fogos não devem ser acesos em dias de altas temperaturas, embora nenhuma temperatura ideal para o uso do fogo tenha sido mencionada durante as entrevistas.
- v. Equipe: a presença de uma equipe para monitorar a progressão do fogo e para impedir seu avanço para áreas onde é indesejado também foi uma estratégia frequentemente citada pelos participantes. Para esse fim, o uso de equipamentos pela equipe, tais como bombas d'água e caminhões-pipa, também foi mencionada, e outras técnicas como o contrafogo.

Outras estratégias também foram mencionadas, embora por uma porcentagem menor dos entrevistados (menos de 7,0% ou quatro entrevistados), como no caso de estratégias de (vi) comunicação, que implica informar os vizinhos previamente quando o fogo será utilizado na propriedade, permitindo que os vizinhos estejam alertas no caso de um possível acidente; (vii) fases da lua, em que se variou entre usar o fogo na fase minguante (dois entrevistados), cheia (um entrevistado) e crescente (um entrevistado). Nesse caso, a lua minguante foi relacionada pelos entrevistados a ventos fracos ou inexistentes, enquanto as luas crescentes e cheia foram associadas à rebrota das pastagens nativas; (viii) uso de contra fogo como uma forma de controle, o que consiste em acender o fogo em uma determinada área e, subsequentemente, iniciar outro foco de fogo que irá de encontro ao primeiro, causando a extinção do fogo; (ix) sentido do fogo, que consiste em acender o fogo nas extremidades de uma área em direção ao centro, uma técnica que usa o princípio mencionado anteriormente (contra fogo); (x) ponto de fuga para animais, caso no qual duas formas diferentes de utilizar o fogo foram mencionadas: deixar um corredor aberto através do qual os animais podem escapar do fogo, ou acender o fogo em apenas um lado da área em direção ao centro; (xi) paisagem, que consiste em observar a paisagem e prestar atenção a aspectos que podem facilitar a dispersão não intencional do fogo para outras áreas, tais como a presença de árvores e galhos secos; (xii) possuir autorização para utilizar o fogo.

Percepção sobre o momento certo para usar o fogo

Para a maior parte dos entrevistados (80%; $n = 56$), há meses do ano considerados mais adequados para o uso do fogo, com os meses mais citados sendo agosto (33,9%), setembro (35,7%), e outubro (37,5%). Há outros períodos do ano que também foram mencionados pelos participantes, nos quais podemos destacar a estação das primeiras chuvas (32,9%) e a estação seca (17,1%). Adicionalmente, a hora do dia mais adequada para o uso do fogo foi o período entre o meio da tarde (12,9%) e o entardecer (14,3%).

Manejo tradicional e contemporâneo do fogo

A grande maioria dos entrevistados (95,7%; $n = 67$) acredita haver diferenças na escolha do momento certo de usar o fogo comparando-se o momento presente com 15 anos atrás. Segundo eles, o bioma atualmente tem respondido de maneira diferente ao fogo, com maior risco de grandes incêndios, trazendo imprecisão com relação aos momentos considerados corretos. Dentre os principais fatores apontados para essa imprecisão e diferenças percebidas, destaca-se a irregularidade das chuvas (15,7%), o que inclui uma percepção de menor pluviosidade e menor previsibilidade do início da estação chuvosa.

Os participantes também relataram uma intensificação nas secas e mudança climática, uma categoria que inclui diferenças na dinâmica de cheia e seca do bioma. Outra diferença apontada na

resposta do bioma estaria relacionada ao acúmulo de matéria orgânica que têm ocorrido durante as últimas décadas, o que se exemplifica na fala dos entrevistados na forma de frases como: “o Pantanal sujou muito”, “os campos estão mais sujos”, “o Pantanal está abandonado”. Os entrevistados mencionaram ao menos três fatores relacionados com o aumento de matéria orgânica no bioma: (i) aumento de áreas de reserva; (ii) diminuição do gado e (iii) restrições da legislação ambiental para uso do fogo como estratégia de limpeza.

Entre os motivos citados pelos entrevistados para a mudança nas práticas de uso do fogo no Pantanal, destacam-se a saída dos pantaneiros e a chegada de novos proprietários. A saída dos pantaneiros, tradicionalmente ligados à região, foi atribuída a fatores como dificuldades econômicas e mudanças nas condições de vida, que tornaram mais difícil a permanência na área. Com a sua partida, o conhecimento sobre as estratégias tradicionais de uso do fogo também foi perdido. Simultaneamente, a chegada de novos proprietários, que não têm familiaridade com as práticas locais e os momentos adequados para o uso do fogo, pode ter contribuído para a adoção de métodos inadequados, exacerbando a perda de conhecimento e comprometendo as práticas tradicionais de manejo do fogo.

A vasta maioria (90%) daqueles que afirmaram existir estratégias localmente apropriadas para o uso e controle do fogo foram pantaneiros tradicionais, que têm vivido na região há mais tempo. Apenas 33,33% dos pantaneiros recém-chegados afirmaram existir técnicas adequadas para o uso do fogo em sua região (Figura 4).

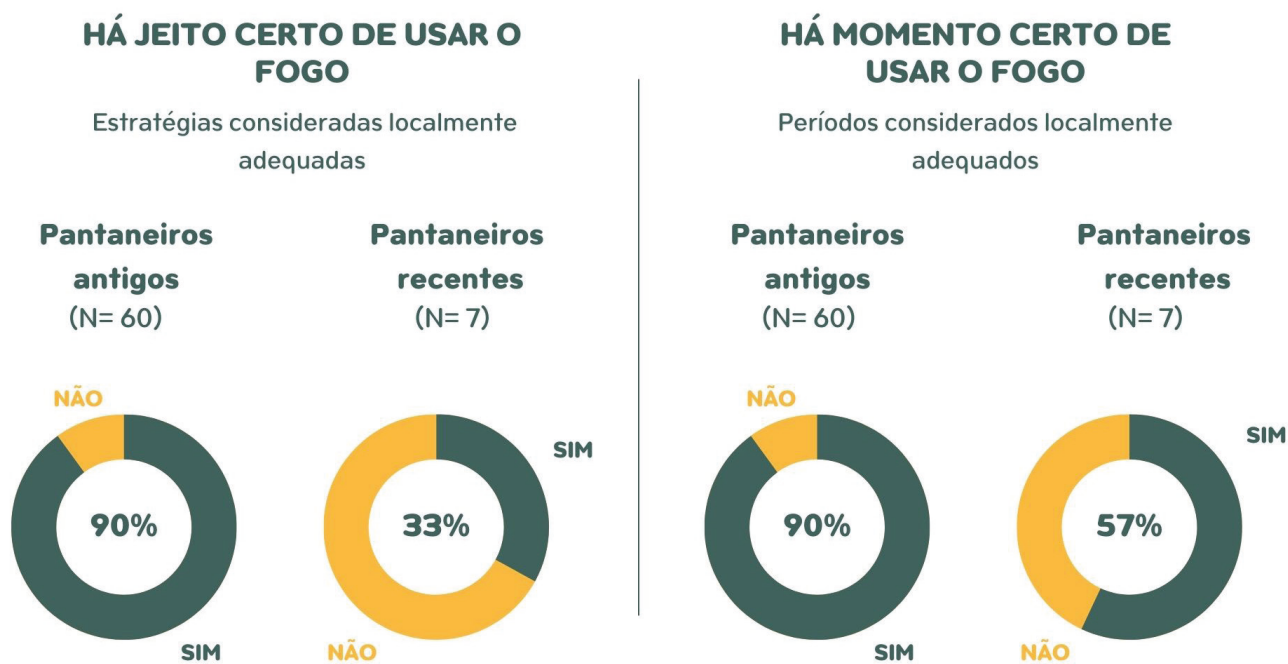


Figura 4 – Porcentagem de pantaneiros tradicionais e recentes que reportaram haver maneiras consideradas localmente adequadas para uso do fogo na região onde vivem e porcentagem de pantaneiros tradicionais versus recentes que reportaram haver momentos considerados localmente adequados para uso do fogo na região onde vivem.

Para nossa amostra, podemos afirmar que existe diferença estatisticamente significativa ($p = 0,004$) entre os dois grupos com base no resultado do teste exato de Fisher. Somente três estratégias de uso de fogo consideradas localmente apropriadas

foram mencionadas por pantaneiros recém-chegados que mencionaram haver uma maneira correta de empregar o fogo ($n = 2$), sendo elas: (i) ausência de ventos; (ii) aceiros; e (iii) a presença de uma equipe no local (Figura 5).

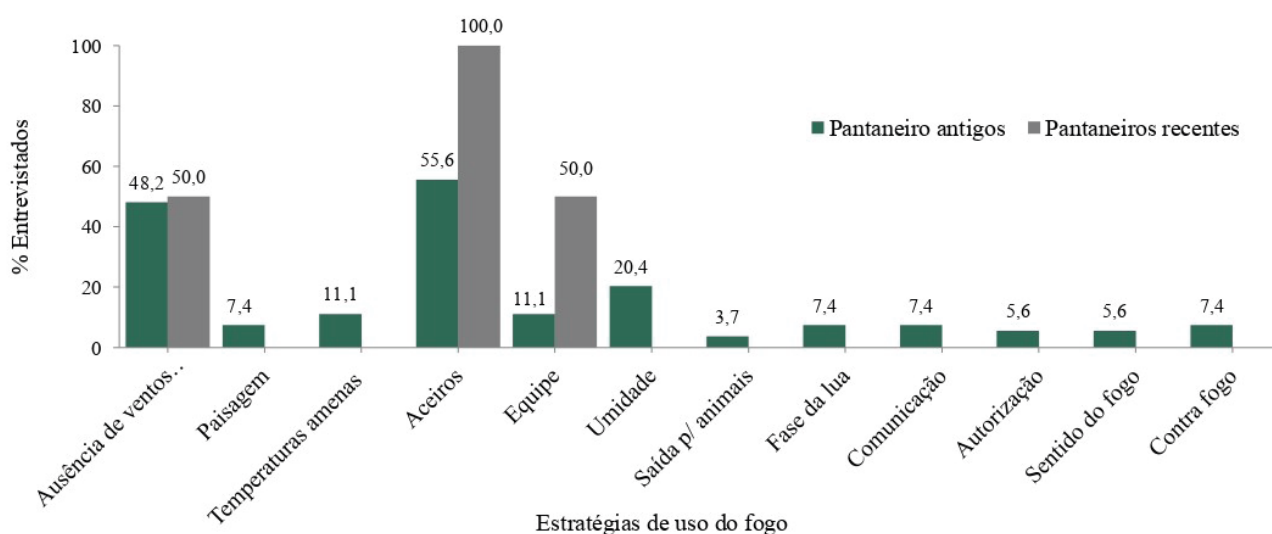


Figura 5 – Porcentagem de pantaneiros tradicionais e recentes que reportaram diferentes momentos considerados localmente adequados para uso do fogo na região onde vivem.

Quanto à percepção do momento certo de usar o fogo na sub-região, a porcentagem daqueles que desconhecem a existência de um momento certo ou entendem que não há momento certo foi maior entre os pantaneiros recém-chegados (Figura 6), com uma diferença estatisticamente significativa (teste de

Fisher, $p = 0,046$). Dentre aqueles que mencionaram haver momento certo para o uso do fogo em sua sub-região, há uma maior porcentagem de pantaneiros antigos que reportou haver meses considerados adequados localmente para o uso do fogo (teste de Fisher, $p = 0,002$).

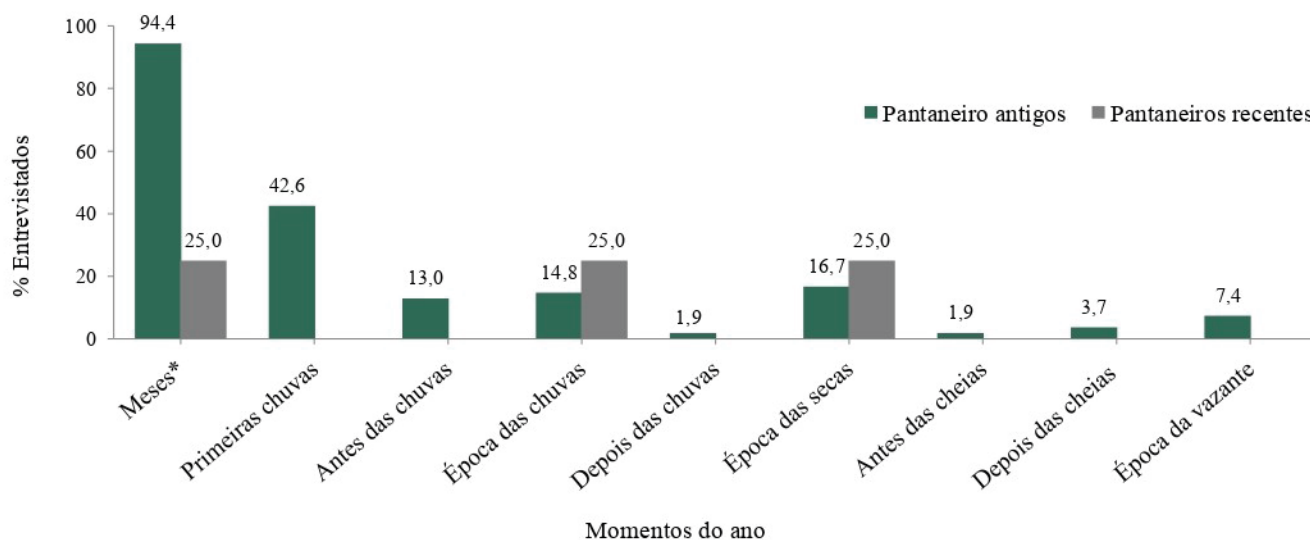


Figura 6 – Porcentagem de pantaneiros tradicionais e recentes que reportaram diferentes maneiras consideradas localmente adequadas para uso do fogo na região onde vivem.

Na percepção de uma parcela considerável dos entrevistados (37%), há uma parte de seus conhecidos e vizinhos que usa o fogo do jeito errado, causando incêndios descontrolados na região. No entanto, apenas 31,6% deles entendem que aqueles que usam o fogo de maneira errada são os novos proprietários.

Medidas de prevenção de incêndios

A maioria dos entrevistados (71,2%) reportou que foi feita alguma intervenção na propriedade para evitar incêndios no último ano. Dentre as intervenções, as mais frequentemente mencionadas foram os aceiros (48,7%). Outras medidas foram mencionadas por 8,1% dos entrevistados, sendo elas: investimento em infraestrutura para bombeiros, aumento no estado de alerta, curso de prevenção, manutenção das invernadas limpas, controle químico, e conscientização de funcionários. A maior parte daqueles que reportaram não adotar nenhum tipo de medida para evitar incêndios declarou não achar

necessário. Quanto ao comportamento dos vizinhos, na percepção da maior parte dos entrevistados (57,8%) há uma parcela de seus vizinhos que não fizeram nenhuma intervenção em suas propriedades para evitar incêndios descontrolados.

Legislação

As questões dirigidas aos participantes visavam avaliar o conhecimento geral acerca das normativas relacionadas ao uso do fogo. Para 89,8% dos entrevistados, existe um reconhecimento da existência de leis que regulamentam o emprego do fogo na sub-região em que residem. Porém, evidenciou-se consideráveis dúvidas entre os entrevistados em relação às restrições impostas. Na amostra geral, a maioria compreende que na legislação em vigor é possível realizar a queima prescrita e controlada, desde que mediante autorização de órgão competente. Contudo, 41,5% dos entrevistados afirmaram que não é possível utilizar o fogo em nenhum momento do ano. Além disso, apesar da maioria dos entrevistados

compreender que existe possibilidade de obter autorização para uso do fogo, parte considerável (20,7%) acredita que não existe autorização ou não tem certeza se existe.

Na percepção da maior parte dos entrevistados (69,2%) que compreendem haver possibilidade de obter autorização para uso do fogo, os pantaneiros, de forma geral, respeitam a legislação de uso do fogo. Para os 26,9% ($n = 14$) que acreditam que o pantaneiro não respeita a legislação sobre o uso do fogo, algumas justificativas apontadas pelos entrevistados foram: falta de recursos e necessidade ($n = 14,3\%$), incompatibilidade entre os períodos em que a queima é liberada e a demanda do proprietário ($n = 214,3\%$), ineficiência da fiscalização e da aplicação de multas ($n = 28,6\%$).

“Como a minha propriedade está no mais alto, se usar fogo aqui e o satélite pega, o IBAMA está no outro dia aqui, fechando minha propriedade. É terminantemente proibido usar fogo, nunca usei fogo aqui, por causa das restrições. A gente hoje tem muito medo, embora tenha essa propriedade e sabemos mexer há muito anos, você não tem a liberdade de trabalhar nela. Têm algumas leis que acham que as pessoas que tão no campo querem destruir o meio ambiente. Muito pelo contrário, as pessoas que tão no campo, vivem do campo, precisam do campo e o meio ambiente tem que estar saudável” (54 anos, pecuarista da Nhecolândia).

“Há muitos anos eu não uso [referindo-se ao fogo], já tem o que? Uns 20 anos que a gente não usa. Tava proibido, sujeito a multa, essas coisas. Então a gente parou de usar, mesmo sabendo que não é a melhor opção. Eu sei que não é a melhor opção, você largar indefinidamente sem queimar, porque na hora que ele vem, as consequências são graves” (55 anos, pecuarista de Barão de Melgaço).

Discussão

Há mais de 300 anos os pecuaristas do Pantanal incorporam o uso do fogo em suas práticas. A aplicação dessa estratégia na atividade pecuária regional está associada à diminuição da dominação por plantas daninhas, ao controle de outras espécies indesejadas, ao aumento do valor nutricional de pastagens pouco aceitas pelo gado através da rebrota, à redução de carrapatos e à eliminação de vegetação herbácea.

Tradicionalmente reconhecido como uma ferramenta de manejo crucial que viabilizou a principal atividade econômica na região, o fogo, em tempos passados, simbolizava vida, renovação e regeneração. Entretanto, apesar da relevância histórica do fogo para esse grupo, um aspecto que se destaca em nosso estudo é a percepção predominantemente negativa associada ao termo nos dias atuais. Durante as entrevistas, muitos participantes mencionaram eventos catastróficos recentes no bioma relacionados a incêndios descontrolados. Entre os pantaneiros que atuam em propriedades de diversos tamanhos, houve consenso em torno da palavra mais prontamente recordada: prejuízo. Diversos tipos de danos foram relatados, incluindo a perda de cercas, pastagens e gado, além da destruição de máquinas e estruturas da propriedade.

Embora episódios de incêndio não sejam restritos aos últimos anos no bioma, há evidências significativas que apontam para um aumento substancial em sua frequência e gravidade. Ao compararmos as médias anuais das últimas duas décadas, constata-se um aumento de 376% na área impactada pelos incêndios [49]. De acordo com os entrevistados, o principal fator por trás desse aumento é o agravamento das condições de seca na região. De fato, é reconhecido que alterações em variáveis climáticas e ambientais têm desempenhado um papel crucial na propagação dos incêndios [50]. O regime de chuvas no Pantanal, ligado à sazonalidade de secas e cheias, é influenciado pela evapotranspiração da Floresta Amazônica, uma vez que “rios aéreos” de umidade provenientes dela afetam a Zona de Convergência do Atlântico Sul [51]. Assim, o desmatamento na Amazônia possivelmente contribui para um clima mais seco nessa região, reduzindo a evapotranspiração e intensificando as estações de seca no Pantanal e nos planaltos circundantes [38]. Dados do MapBiomas mostram que o Pantanal teve retração de 81,7% de sua superfície de água que fica alagada por ao menos 6 meses entre 1985 e 2022. Contudo, especula-se que a gestão inadequada do fogo pode estar contribuindo ainda mais para o surgimento desses episódios de grandes incêndios, e talvez isso possa estar relacionado, entre outros fatores, à adoção de novos métodos pelos residentes [15].

Nos dois estados do Brasil em que o estudo foi realizado, o uso do fogo em atividades agropastoris é previsto pela legislação [52, 53]. Essa prática é conhecida como queima controlada e o uso do fogo deve limitar-se a áreas previamente definidas,

sendo necessária a autorização do órgão ambiental estadual [54]. As estratégias mais frequentemente mencionadas pelos entrevistados como necessárias ao uso correto do fogo, a saber: (i) aceiros; (ii) ausência de ventos fortes; (iii) umidade; (iv) temperaturas amenas; e a (v) presença de uma equipe no local, vão ao encontro de condições necessárias para a queima controlada descritas na legislação, documentos oficiais [55] e cartilhas de boas práticas [56]. Já medidas que contrariam as recomendações atuais de boas práticas de uso do fogo, como é o caso do uso do fogo em dias quentes e na presença de ventos fortes, foram mencionadas por uma pequena parcela dos entrevistados, 7% e 3,5%, respectivamente.

Porém, em relação aos meses ideais para o uso do fogo na pecuária, conforme indicado pelos entrevistados, notou-se que os períodos mais mencionados (i.e., meses de agosto, setembro e outubro) coincidem com a proibição da queima controlada no bioma do Pantanal no Mato Grosso (Decreto nº 259, de 05 de maio de 2023, proibição de 1º de julho até 31 de outubro [57]) e no Mato Grosso do Sul (Resolução Conjunta Semac-Ibama/MS n. 01, de 08 de agosto de 2014, proibição de 1º de agosto até 31 de outubro [58]). Os períodos de proibição são definidos pelos estados e podem ser antecipados ou prorrogados [53]. De fato, o estudo revelou uma considerável incerteza entre os pecuaristas quanto ao que é permitido ou não, aos períodos de permissão, aos procedimentos necessários para obtenção de autorização e aos órgãos responsáveis em casos de dúvida. Essa falta de clareza pode prejudicar significativamente a conformidade com as leis ambientais que regem o uso do fogo na região.

Ao compararmos esses dados entre os pantaneiros tradicionais e os recém-chegados, observamos disparidades nas estratégias adotadas e nos momentos considerados apropriados para o emprego do fogo nesses dois grupos. Na percepção da maioria dos novos pantaneiros, não existem estratégias localmente adequadas para o uso e controle do fogo na região em que vivem. Dos que relataram a existência de alguma estratégia, houve menção principal a medidas mais estruturais, como aceiros e a presença de uma equipe no local, além da ausência de ventos fortes. Os pantaneiros tradicionais, além de terem mencionado essas três estratégias, indicaram também outras mais relacionadas à observação do ambiente, como umidade do ar, umidade do solo, temperaturas amenas, observação da paisagem e até mesmo fases da lua. Além disso,

a porcentagem daqueles que desconheciam o momento adequado para o uso do fogo também foi maior entre os pantaneiros recentes. Contudo, para investigar se essas diferenças tornam as práticas dos pantaneiros recentes mais prejudiciais ao bioma, isso precisaria ser testado experimentalmente.

As entrevistas evidenciaram que uma parcela significativa do conhecimento tradicional sobre estratégias de manejo do fogo é transmitida de geração em geração e por meio do contato com membros mais experientes da comunidade. Jovens frequentemente participam ativamente das atividades de manejo do fogo em conjunto com os mais velhos. Essa compreensão foi aprimorada ao longo dos anos, gerando uma acumulação progressiva e coletiva de experiências, proveniente da atenta observação do entorno e da aplicação prática. No entanto, a maioria dos respondentes com mais de 15 anos de experiência no bioma apontou que o ambiente apresenta reações diferentes ao fogo em comparação com a situação de 15 anos atrás. Esses informantes atribuem essas mudanças não apenas a alterações nas condições ambientais, mas também às transformações no uso do solo.

Em relação às mudanças no uso do solo, muitas críticas foram feitas ao aumento das áreas de reserva do bioma, que consideram combustível para futuras queimadas. Além disso, especialmente nas sub-regiões pantaneiras de Mato Grosso, os entrevistados reportaram aumento no número de propriedades improdutivas ou abandonadas, onde ocorre acúmulo de matéria seca. Na perspectiva dos entrevistados, isso está relacionado às restrições ambientais que dificultaram a continuidade da pecuária na região, o que levou ao êxodo do Pantanal. De fato, considerando o êxodo, a partir de uma revisão de literatura [59], Mantero *et al.* encontraram que o abandono das áreas agrícolas rurais na Europa mediterrânea foi acompanhado da homogeneização da paisagem, resultando em maior risco, intensidade, frequência e gravidade de incêndios. Entretanto, no caso do Pantanal, a literatura tem mostrado que outras forças podem ter maior relação com os incêndios recentes. Em especial, o avanço da fronteira agrícola nos biomas do entorno, a Amazônia e Cerrado, e alterações nas variáveis climáticas [10].

Nesse contexto, para parte dos nossos entrevistados, uma medida importante para prevenir a propagação de incêndios no bioma seria um manejo mais realista dessas áreas, alinhado ao que é proposto no MIF. Outro ponto do estudo que merece destaque e deve ser considerado em futuras

iniciativas de MIF no bioma é que a identificação de estratégias consideradas localmente apropriadas e os momentos recomendados do ano para o uso do fogo variaram significativamente entre as sub-regiões do Pantanal. Por vezes, as estratégias relatadas dependiam não apenas de aspectos locais da paisagem e vegetação, mas também das condições meteorológicas momentâneas que variam ao longo dos anos. Isso indica que, para um manejo eficaz do fogo no território, pode ser necessário que o processo de obtenção de licenças seja mais dinâmico e que a legislação incorpore as especificidades regionais do uso do fogo.

Conforme relatado, o estudo revelou dúvidas entre os pecuaristas quanto ao que é permitido ou não pela legislação relacionado ao uso do fogo, assim como aos procedimentos necessários para obtenção de autorização. Portanto, sugere-se que os pantaneiros envolvidos em atividades pecuárias não apenas estejam plenamente informados sobre os requisitos legais, mas também participem ativamente de novas iniciativas de manejo do fogo na região.

Conclusão

Apesar do reconhecimento do potencial destrutivo dos incêndios, talvez um ponto importante seja o resgate da perspectiva de que o fogo é, essencialmente, uma ferramenta de manejo adaptada ao ecossistema do Pantanal. Essa mudança de percepção pode ser impulsionada ao explorar soluções colaborativas que envolvam ativamente os participantes da atividade pecuária e envolvê-los em uma legislação que apoia práticas de manejo sustentáveis. Soluções colaborativas incluem iniciativas como as brigadas comunitárias, não apenas provendo equipamentos e treinamento para controlar incêndios, mas desempenhando um papel vital na preparação preventiva e na promoção da conscientização ambiental. Além disso, a adoção de tecnologias como satélites para detecção de focos de calor vem oferecendo a capacidade de alertar rapidamente os pecuaristas sobre a ocorrência de possíveis incêndios, possibilitando uma resposta mais eficaz e prevenindo danos substanciais.

As informações coletadas neste estudo sugerem também que a participação de pecuaristas pantaneiros em novas iniciativas de manejo do fogo na região seja crucial para encontrar soluções que harmonizem a realidade sociocultural do território com os objetivos de conservação da biodiversidade.

Essa integração tem potencial de promover o desenvolvimento futuro de um sistema de manejo mais participativo para a pecuária no bioma, criando oportunidades para uma maior interação entre os diversos atores sociais, reduzindo conflitos existentes e evitando ações desarticuladas entre instituições e as populações locais. Para tanto, é necessário ampliar o entendimento da legislação vigente e fortalecer instrumentos que possibilitem o envolvimento da sociedade na construção e implementação de políticas públicas voltadas para o manejo sustentável do bioma.

Agradecimentos

Agradecemos a todos os pantaneiros que gentilmente compartilharam um pouco de suas visões e experiências conosco. A contribuição de cada um enriqueceu profundamente nosso entendimento e o processo de pesquisa. Nossa gratidão também se estende ao Alexandre de Matos Martins Pereira, analista ambiental do Prevfogo/IBAMA, pela valiosa sugestão de tópicos relevantes para políticas públicas relacionadas à gestão do fogo no bioma pantaneiro e pela revisão do guia de entrevistas.

Conflitos de interesse

Os autores declaram que a pesquisa foi conduzida na ausência de quaisquer relações comerciais, políticas ou financeiras que possam ser interpretadas como um potencial conflito de interesse.

Referências

1. Raish C, González-Cabán A, Condie CJ. The importance of traditional fire use and management practices for contemporary land managers in the American Southwest. *Global Environmental Change Part B: Environmental Hazards*. 2005; 6(2): 115-122. doi:10.1016/j.hazards.2005.10.004
2. Junk WJ, da Cunha CN, Wantzen KM, Petermann P, Strüßmann C, Marques MI et al. Biodiversity and its conservation in the pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Aquatic Sciences*. 12 Ago 2006; 68(3): 278-309. doi:10.1007/s00027-006-0851-4
3. Tomas WM, Berlinck CN, Chiaravalloti RM, Faggioni GP, Strüßmann C, Libonati R et al. Distance sampling surveys reveal 17 million vertebrates directly killed by the 2020's wildfires in the Pantanal, Brazil. *Scientific Reports*. 16 Dez 2021; 11(1). doi:10.1038/s41598-021-02844-5

4. Berlinck CN, Lima LH, Pereira AM, Carvalho Jr EA, Paula RC, Thomas WM et al. The Pantanal is on fire and only a sustainable agenda can save the largest wetland in the world. *Brazilian Journal of Biology*. 2022; 82. doi:10.1590/1519-6984.244200
5. de Magalhães Neto N, Evangelista H. Human activity behind the unprecedented 2020 wildfire in Brazilian Wetlands (Pantanal). *Frontiers in Environmental Science*. 15 Jun 2022; 10. doi:10.3389/fenvs.2022.888578
6. Libonati R, Geirinhas JL, Silva PS, Russo A, Rodrigues JA, Belém LB et al. Assessing the role of compound drought and heatwave events on unprecedented 2020 wildfires in the pantanal. *Environmental Research Letters*. 1 Jan 2022 Jan 1; 17(1): 015005. doi:10.1088/1748-9326/ac462e
7. Libonati R, DaCamara CC, Peres LF, Sander de Carvalho LA, Garcia LC. Rescue Brazil's burning pantanal wetlands. *Nature*. 8 Dez 2020; 588(7837): 217-219. doi:10.1038/d41586-020-03464-1
8. Leal Filho W, Azeiteiro UM, Salvia AL, Fritzen B, Libonati R. Fire in Paradise: Why the pantanal is burning. *Environmental Science & Policy*. Set 2021; 123: 31-34. doi:10.1016/j.envsci.2021.05.005
9. Pivello VR, Vieira I, Christianini AV, Ribeiro DB, da Silva Menezes L, Berlinck CN et al. Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. *Perspectives in Ecology and Conservation*. Jul 2021; 19(3): 233-255. doi:10.1016/j.pecon.2021.06.005
10. Marques JF, Alves MB, Silveira CF, Amaral e Silva A, Silva TA, dos Santos VJ et al. Fires dynamics in the Pantanal: Impacts of anthropogenic activities and climate change. *Journal of Environmental Management*. Dez 2021; 299: 113586. doi:10.1016/j.jenvman.2021.113586
11. Vila da Silva JS, Abdon MM, Alves da Silva SM, Moraes JA. Evolution os deforestation in the Brazilian Pantanal and surroundings in the timeframe 1976 - 2008. *Geografia, Rio Claro*. Jun 2011; 36: 35-55. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/895455>
12. Alho C, Silva J. Effects of severe floods and droughts on wildlife of the Pantanal Wetland (Brazil) – a review. *Animals*. Out 2012 18; 2(4): 591-610. doi:10.3390/ani2040591
13. Aragão LE, Anderson LO, Fonseca MG, Rosan TM, Vedovato LB, Wagner FH et al. 21st century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nature Communications*. 13 Feb 2018; 9(1). doi:10.1038/s41467-017-02771-y
14. Alho CJ, Mamede SB, Benites M, Andrade BS, Sepúlveda JJ. Threats to the biodiversity of the Brazilian pantanal due to land use and occupation. *Ambiente & Sociedade*. 2019; 22. doi:10.1590/1809-4422asoc201701891vu2019l3ao
15. Marengo JA, Cunha AP, Cuartas LA, Deusdará Leal KR, Broedel E, Seluchi ME et al. Extreme drought in the Brazilian Pantanal in 2019-2020: Characterization, causes, and impacts. *Frontiers in Water*. 23 Feb 2021; 3. doi:10.3389/frwa.2021.639204
16. Hardesty J, Myers RL, Fulks W. Fire, ecosystems, and people: A preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *Georg. Wright Forum* 2005, 22, 78-87.
17. Horn S, Orvis KH, Kennedy L, Clark GM. Prehistoric fires in the highlands of the Dominican Republic: Evidence from charcoal in soils and sediments. *Caribbean Journal of Science*. Maio de 2000; 36: 10-18.
18. Schullery P. The fires and fire policy. *BioScience*. 1989 Nov; 39(10): 686-694. doi:10.2307/1310999
19. Shea RW, Shea BW, Kauffman JB, Ward DE, Haskins CI, Scholes MC. Fuel biomass and combustion factors associated with fires in savanna ecosystems of South Africa and Zambia. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. 1996 Oct; 101(D19): 23551-23568. doi:10.1029/95jd02047
20. Mistry J, Schmidt IB, Eloy L, Bilbao B. New Perspectives in fire management in South American savannas: The importance of intercultural governance. *Ambio*. 11 de Maio de 2018; 48(2): 172-179. doi:10.1007/s13280-018-1054-7
21. Schmidt IB, Fonseca CB, Ferreira MC, Sato MN. Implementação do Programa Piloto de Manejo Integrado do Fogo em três Unidades de Conservação do Cerrado. *Biodiversidade Brasileira*; 2016; 6(2): 55-70.
22. Berlinck CN, Lima LHA. Implementação do Manejo Integrado do Fogo em Unidades de Conservação Federais no Brasil: Em 2021. Disponível em: <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:235561139>
23. Myers R. Living with Fire – Sustaining Ecosystems & Livelihoods Through Integrated Fire Management. Janeiro de 2006.
24. Kaufmann M, Shlisky A, Kent B. Integrating scientific knowledge into social and economic decisions for ecologically sound fire and restoration management. Janeiro de 2003.
25. Ebert A, Rocha AR, Nunes AV, Pott A, Oliveira B, De Cunha CN et al. Manejo Integrado do Fogo no Pantanal - Um roteiro para o fogo bom. 2023.

26. Franke J, Barradas ACS, Borges MA, Costa MM, Dias PA, Hoffmann AA et al. Fuel load mapping in the Brazilian Cerrado in support of integrated fire management. *Remote Sensing of Environment*. 2018; 217: 221-232.
27. Berlinck CN, Batista EKL. Good fire, bad fire: It depends on who burns. *Flora*. 2020; 268: 151610.
28. Falleiro R, Santana M, Ribas C. *Bio Brasil* 2016. Biodiversidade Brasileira - BioBrasil. 22 de julho de 2020; 6: 88-105.
29. Schmidt IB, Moura LC, Ferreira MC, Eloy L, Sampaio AB, Dias PA et al. Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. *Journal of Applied Ecology*. 2018; 55(5) :2094-2101.
30. Ribeiro DB, Pereira AMM. Solving the problem of wildfires in the Pantanal Wetlands. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 2023; 21(4): 271-273.
31. Eloy L, Schmidt IB, Borges SL, Ferreira MC, Dos Santos TA. Seasonal fire management by traditional cattle ranchers prevents the spread of wildfire in the Brazilian Cerrado. *Ambio*. Agosto de 2019; 48(8): 890-899.
32. Weiduschat AA, Lima PP. The Native Cashew Tree of Roraima in the Experience of Prevfogo in the Indigenous Lands of the “Lavrado”: to Conserve and to Use that Ancestral wealth in that State whose own Name Derives from the Karib Designation of the Cashew – IOROI (*Anacardium occide*). *Biodiversidade Brasileira-BioBrasil*, Agosto de 2020; (1): 14-14.
33. Rodrigues C, da Silveira Junior W, Moura A, Morelli M, Fontes M. Focus Group as a tool for a participatory construction and development of Integrated Fire Management strategies. *Biodiversidade Brasileira - BioBrasil*. Agosto de 2020; 10: 13.
34. Ministério Público do Estado de Mato Grosso do Sul, Ministério Público do Estado de Mato Grosso. Relatório geral - Estudo sobre os pontos de ignição dos incêndios do Pantanal – 2020. Junho de 2022. Disponível em: <https://www.mpmt.mp.br/portalcao/1/1138/notas-tecnicas>
35. Silva J, Abdon M. Delimitação do Pantanal Brasileiro e suas sub-regiões. *Pesq Agropec Bras*. Janeiro de 1998; 33.
36. Rodela LG. Unidades de vegetação e pastagens nativas do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Em 2006. Disponível em: <https://api.semanticscholar.org/CorpusID: 89568569>
37. Girard P. The Pantaneiros, perceptions and conflicts about the environment in the Pantanal. Em: *Tropical Wetland Management: The South-American Pantanal and the International Experience*. 2012. p. 7-28.
38. Bergier I, Assine ML, McGlue MM, Alho CJR, Silva A, Guerreiro RL et al. Amazon rainforest modulation of water security in the Pantanal wetland. *Science of The Total Environment*. Em 2018; 619-620: 1116-1125.
39. Wilcox RW. “The law of the least effort”: cattle ranching and the environment in the savanna of Mato Grosso, Brazil, 1900-1980. *Environ Hist Durh N C*. Em 1999; 4(3): 338-368.
40. Swarts FA. The Pantanal : understanding and preserving the world’s largest wetland. Em 2000. Disponível em: <https://api.semanticscholar.org/CorpusID: 128514779>
41. Saunders M, Lewis P, Thornhill A, Bristow A. “Research Methods for Business Students” Chapter 4: Understanding research philosophy and approaches to theory development. Em 2019. p. 128-171.
42. Trochim W, Donnelly JP. *The Research Methods Knowledge Base* [Internet]. Cengage Learning; 2006. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?id=n7YpnwEACAAJ>
43. Lei nº 8.629 de 25/02/1993, Diário Oficial da União [Internet], 26 fev 1993 (Brasil). Disponível em: <https://legis.senado.leg.br/norma/550505>
44. Newing H. *Conducting research in conservation*. 2010. doi:10.4324/9780203846452
45. Soriano BMA, Cardoso EL, Tomas WM, Santos SA, Crispim SMA, Pellegrin LA. *Uso do fogo para o manejo da vegetação no Pantanal. Embrapa Pantanal- Documentos (Infoteca-e)*. 2020. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1123857>
46. Jones SJ. *Learn to Use Fisher’s Exact Test in Stata With Greater Manchester Police’s Stop and Search Data* (2017). SAGE Research Methods Datasets. SAGE Publications. Mar 2019. doi: <https://doi.org/10.4135/9781526498885>
47. Bengtsson M. How to plan and perform a qualitative study using content analysis. *NursingPlus Open*. 2016; 2: 8-14.
48. Thompson EC, Juan Z. Comparative Cultural Salience: Measures Using Free-List Data. *Field Methods*. 2006; 18(4): 398-412.
49. Garcia LC, Szabo JK, de Oliveira Roque F, de Matos Martins Pereira A, Nunes da Cunha C, Damasceno-Júnior GA et al. Record-breaking wildfires in the world’s largest continuous tropical wetland: Integrative fire management is urgently needed for both biodiversity and humans. *J Environ Manage*. 1º de setembro de 2021; 293: 112870.

50. Leal Filho W, Azeiteiro UM, Salvia AL, Fritzen B, Libonati R. Fire in Paradise: Why the Pantanal is burning. *Environmental Science & Policy*, 2021; 123: 31-34.
51. Espinoza JC, Marengo JA, Ronchail J, Molina-Carpio J, Noriega M, Rodriguez-Morata C, Scavone G. Hydroclimate of the Andes Amazon transition in South America: A review. *Frontiers in Earth Science*, 2019; 7: 125.
52. Decreto n.º 15.654, 15 abr 2024. Institui o Plano Estadual de Manejo Integrado do Fogo, e dá outras providências. Diário Oficial. (Mato Grosso, Brasil). Disponível em: <http://aacpdappls.net.ms.gov.br/appls/legislacao/secoge/govato.nsf/fd8600de8a55c7fc04256b210079ce25/de547de4ca866323042586bc0042040d>.
53. Lei Ordinária n.º 9.584, 4 jul 2011 (Mato Grosso, Brasil). Define procedimentos, proibições, estabelece regras de execução e medidas de precaução a serem obedecidas quando do emprego do fogo em práticas agrícolas, pastoris e florestais, e dá outras providências. Disponível em: <https://www legisweb.com.br/legislacao/?id=134437>.
54. Ibama. Queima controlada; [citado 19 fev 2024]. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/hotsites/pantanalsemincendios/queima-controlada>
55. Rodrigues CAG, Crispim SMA, Filho JAC. Queima controlada no Pantanal. Corumbá: Embrapa Pantanal [Internet]. 2002; 2002(Embrapa Pantanal. Documentos, 35). Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/810723>
56. Damasceno-Junior G, Guerra A, Pereira A, Berlinck C, Roque F, Ebert A et al. Manejo integrado do fogo no pantanal – Um roteiro para o fogo bom. 2023.
57. Decreto n.º 259, 5 maio 2023. Diário Oficial Eletrônico. Declara estado de emergência ambiental nos meses de maio a novembro de 2023, dispõe sobre o período proibitivo de queimadas no Estado de Mato Grosso e dá outras providências. Disponível em: https://www.normasbrasil.com.br/norma/decreto-259-2023-mt_445097.html. Acesso em: 5 maio 2023 (Mato Grosso, Brasil).
58. Resolução Conjunta n.º 01, 8 ago 2014. Diário Oficial Eletrônico. Proíbe a execução da queima controlada no âmbito do Estado de Mato Grosso do Sul no período e situações que especifica. (Mato Grosso do Sul, Brasil). Disponível em: <https://www legisweb.com.br/legislacao/?id=273492>. Acesso em: 11 ago 2014.
59. Mantero G, Morresi D, Marzano R, Motta R, Mladenoff DJ, Garbarino M. The influence of land abandonment on forest disturbance regimes: a global review. *Landscape Ecology*. 2020; 35: 2723-2744.

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

<http://www.icmbio.gov.br/revistaelectronica/index.php/BioBR>

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

ISSN: 2236-2886





Análise da suscetibilidade de espécies da ictiofauna da região hidrográfica do rio Paraguai aos incêndios de 2020

Sheila Rancura^{1*}

 <https://orcid.org/0009-0007-2936-3306>

* Contato principal

Cindy Emanuely Brito²

 <https://orcid.org/0009-0009-7571-1804>

Davidson Gomes Nogueira³

 <https://orcid.org/0000-0002-9180-4500>

Carla Natacha Marcolino Polaz¹

 <https://orcid.org/0000-0002-3890-3008>

Izabel Correa Boock de Garcia¹

 <https://orcid.org/0000-0002-2252-3799>

¹ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Aquática Continental/CEPTA, Pirassununga/SP, Brasil. <sheila.rancura@icmbio.gov.br, carla.polaz@icmbio.gov.br, izabel.garcia@icmbio.gov.br>.

² Universidade do Estado de Mato Grosso/UNEMAT, Cáceres/MT, Brasil. <emanuelycindy@outlook.com>.

³ Universidade Federal de Mato Grosso do Sul/UFMS, Instituto de Biociências/INBIO, Campo Grande/MS, Brasil. <davidson.spike@gmail.com>.

Recebido em 28/02/2024 – Aceito em 22/08/2024

Como citar:

Rancura S, Brito CE, Nogueira DG, Polaz CNM, Garcia ICB. Análise da suscetibilidade de espécies da ictiofauna da região hidrográfica do rio Paraguai aos incêndios de 2020. Biodivers. Bras. [Internet]. 2024; 14(4): 89-105. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2552

Palavras-chave: Peixes; incêndios; pesca; planície de inundação.

RESUMO – A região hidrográfica do rio Paraguai abriga a maior superfície continental inundável do planeta, o Pantanal brasileiro. Seus pulsos de inundação influenciam os ciclos da biodiversidade regional, tendo elevada importância para a manutenção da abundância de peixes. Contudo, mudanças climáticas associadas a alterações antrópicas modificam sua dinâmica, aumentando a possibilidade de eventos extremos como os incêndios do ano de 2020. Neste contexto, buscou-se avaliar espécies da ictiofauna da macrorregião hidrográfica do rio Paraguai suscetíveis aos impactos dos incêndios de 2020, por meio do levantamento de áreas queimadas, da identificação das espécies mais sensíveis aos impactos do fogo e da percepção dos pescadores sobre os impactos dos incêndios. Dentre as espécies avaliadas neste estudo foram identificadas como mais suscetíveis aos impactos dos incêndios *Neofundulus paraguayensis* (Eigenmann & Kennedy, 1903), *Hyphessobrycon rutiliflavus* Carvalho, Langeani, Miyazawa & Troy, 2008, *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829), *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) e *Zungaro jahu* (Ihering, 1898). As regiões de pesca utilizadas pelas colônias de Barão de Melgaço, Miranda e Rondonópolis foram as mais atingidas pelo fogo, tanto na análise das áreas queimadas quanto



na percepção dos pescadores. A percepção dos pescadores aparenta ser um bom indicador dos efeitos dos grandes incêndios sobre a disponibilidade dos recursos pesqueiros. Assim, o monitoramento participativo da pesca pode fornecer dados sobre a situação das populações de peixes ao longo do tempo, contribuindo para a compreensão das mudanças provocadas por eventos extremos sobre a dinâmica ecológica da região.

Analysis of the susceptibility of fish species in the hydrographic region of the Paraguay river to the 2020 fires

Keywords: Fish; fires; fishing; floodplain.

ABSTRACT – The hydrographic region of the Paraguay River encompasses the largest flooded continental surface on the planet, the Brazilian Pantanal. Its flood pulses influence the cycles of regional biodiversity, playing a crucial role in maintaining fish abundance. However, climate change associated with anthropogenic alterations is impacting the ecosystem dynamics, increasing the likelihood of extreme events such as the fires in the year 2020. In this context, we sought to evaluate fish species in the hydrographic region of the Paraguay River susceptible to the impacts of the 2020 fires, through the survey of burned areas, identification of species most sensitive to fire impacts, and perception of fishermen about fire impacts. Among the species assessed in this study, the ones identified as having higher susceptibility to fire were *Neofundulus paraguayensis* (Eigenmann & Kennedy, 1903), *Hyphessobrycon rutiliflavus* Carvalho, Langeani, Miyazawa & Troy, 2008, *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829), *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887), and *Zungaro jahu* (Ihering, 1898). The fishing regions used by the colonies of Barão de Melgaço, Miranda, and Rondonópolis were the most affected by fire, both in the analysis of burned areas and fishermen's perception. Fishermen's perception appears to be a good indicator of the effects of large fires on fishery resource availability. Thus, participatory fishing monitoring can provide data on the status of fish populations over time, contributing to understanding changes caused by extreme events on the ecological dynamics of the region.

Análisis de la susceptibilidad de especies de la ictiofauna de la región hidrográfica del río Paraguay a los incendios de 2020

Palabras clave: Peces; incendios; pesca; planicie de inundación.

RESUMEN – La región hidrográfica del río Paraguay alberga la mayor superficie continental inundable del planeta, el Pantanal brasileño. Sus pulsos de inundación influyen en los ciclos de biodiversidad regional, siendo de gran importancia para mantener la abundancia de peces. Sin embargo, los cambios climáticos asociados con alteraciones antropogénicas modifican su dinámica, aumentando la posibilidad de eventos extremos como los incendios del año 2020. En este contexto, se buscó evaluar las especies de la ictiofauna de la región hidrográfica del río Paraguay susceptibles a los impactos de los incendios de 2020, mediante el levantamiento de áreas quemadas, la identificación de las especies más sensibles a los impactos del fuego y la percepción de los pescadores sobre los impactos de los incendios. Entre las especies evaluadas en este estudio se identificaron como más susceptibles a los impactos de los incendios a *Neofundulus paraguayensis* (Eigenmann & Kennedy, 1903), *Hyphessobrycon rutiliflavus* Carvalho, Langeani, Miyazawa & Troy, 2008, *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829), *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) y *Zungaro jahu* (Ihering, 1898). Las regiones de pesca utilizadas por las colonias de Barão de Melgaço, Miranda y Rondonópolis fueron las más afectadas por el fuego, tanto en el análisis de las áreas quemadas como en la percepción de los

pescadores. La percepción de los pescadores parece ser un buen indicador de los efectos de los grandes incendios sobre la disponibilidad de los recursos pesqueros. Así, el monitoreo participativo de la pesca puede proporcionar datos sobre la situación de las poblaciones de peces a lo largo del tiempo, contribuyendo a la comprensión de los cambios provocados por eventos extremos sobre la dinámica ecológica de la región.

Introdução

A região hidrográfica do rio Paraguai abriga a maior superfície continental inundável do planeta, o Pantanal brasileiro. As planícies inundáveis são conhecidas por conter uma grande variedade de espécies [1][2]. Essas regiões são de grande importância para a pesca, pois oferecem uma abundância de alimentos e abrigo aos peixes [3] [4], o que resulta em um alto potencial de produção pesqueira. O Pantanal é considerado o maior sistema alagável de água doce contínuo do mundo, ocupando uma área com cerca de 179.300 km², abrangendo parte dos estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, no Brasil, e áreas no Paraguai e na Bolívia [5][6][7]. A planície pantaneira possui uma relação de interdependência com a região de planalto, responsável por grande parte da produção hídrica que mantém o pulso de inundação do Pantanal [8]. Fatores como precipitação, ciclos climáticos e alterações no uso e ocupação do solo afetam a intensidade e duração das inundações, que, por sua vez, influenciam os ciclos da biodiversidade regional, assim como das pessoas que dela dependem [9].

Diferenças no regime hidrológico e variações do relevo criam um mosaico de ambientes sujeitos a inundações periódicas, propiciando a manutenção de uma comunidade aquática abundante e diversificada [10]. Assim, na medida em que essas áreas fornecem sítios reprodutivos, alimento e abrigo contra predadores, contribuem para uma elevada produção pesqueira [11]. Tal produção sustenta uma atividade econômica regionalmente significativa [12], refletindo na grande importância dos peixes para a população pantaneira [10][11][12][13]. A pesca de subsistência é a principal fonte de alimentação das populações ribeirinhas; além desse tipo de pesca, ainda ocorrem a pesca comercial (ou profissional) artesanal e esportiva, que movimentam a economia da região. A pesca profissional artesanal é exercida por pescadores que realizam a pesca de forma autônoma e têm nessa atividade seu principal meio de vida, utilizando recursos de produção próprios, seja

individualmente ou com o auxílio de outros parceiros e sem vínculo empregatício [14]. A principal forma de organização social desse tipo de pesca é por meio das Colônias de Pescadores. A pesca também se constitui num dos principais atrativos turísticos do Pantanal, gerando emprego e renda na indústria hoteleira e na comercialização de insumos para a pesca, como a compra e venda de iscas [15]. A pesca comercial tem como foco principal espécies migradoras de longa distância, por serem de médio e grande porte. Estudos de diagnóstico pesqueiro na região hidrográfica do Paraguai realizados pela Agência Nacional de Águas (ANA) [14] apontaram que as espécies mais capturadas pela pesca profissional artesanal em 2018 foram *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829), *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887), *Megaleporinus macrocephalus* (Garavell & Britski, 1988), *Pseudoplatystoma reticulatum* Eigenmann & Eigenmann, 1889, *Brycon hilarii* (Valenciennes, 1850) e *Zungaro jahu* (Ihering, 1898).

O Pantanal brasileiro teve grande parte de sua área afetada pelo fogo no ano de 2020 [16]. Dentre as consequências dos incêndios é possível citar a perda da vegetação, a modificação generalizada do solo, a facilitação de processos erosivos e a mortalidade direta e indireta da fauna silvestre [17] [18]. As alterações ao nível da vegetação e solo interferem no ambiente aquático [17] mas pouco se sabe como os incêndios afetaram a ictiofauna da região. A compreensão do impacto dos grandes incêndios sobre a biodiversidade é importante para o planejamento de ações de manejo, inclusive aquelas voltadas à conservação das espécies ameaçadas de extinção [16].

Nesse contexto, o objetivo geral deste trabalho foi avaliar a suscetibilidade de espécies da ictiofauna aos impactos dos incêndios de 2020 na região hidrográfica do rio Paraguai, por meio do mapeamento das áreas queimadas, da identificação das espécies mais sensíveis aos impactos do fogo e da percepção dos pescadores sobre as consequências dos incêndios na atividade pesqueira.

Material e Métodos

Foi definida como área de estudo a Macrorregião Hidrográfica do Paraguai, que corresponde à bacia hidrográfica do rio Paraguai situada no território nacional, compreendendo trechos do alto e médio rio Paraguai [19][20]. Destaca-se que o termo “Região Hidrográfica do Paraguai” (RHI Paraguai) foi usado como sinônimo de “Macrorregião Hidrográfica do Paraguai” estabelecida na Divisão Hidrográfica Nacional atualizada em 2021 [20]. O recorte da RHI Paraguai foi utilizado por contemplar aspectos físicos e bióticos intimamente relacionados à distribuição da ictiofauna e à dinâmica do bioma Pantanal [8][14]. A RHI Paraguai é composta por duas grandes unidades de relevo: o planalto e a planície pantaneira. A planície corresponde ao bioma Pantanal [6] e o planalto corresponde ao grande produtor de água e sedimentos que são transportados em direção

à planície. Assim, as chuvas que ocorrem nas cabeceiras dos rios na região do planalto, associadas as peculiaridades de relevo e geologia da planície são as principais responsáveis pelos pulsos de inundação que caracterizam o bioma Pantanal, viabilizando sua diversidade de ambientes aquáticos que influenciam na composição e abundância da ictiofauna [10].

Foram consideradas espécies de interesse os peixes com ocorrência registrada [21] na RHI Paraguai e classificados como ameaçados (categorias CR, EN ou VU) ou quase ameaçados (categoria NT) até junho de 2022 no Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade (SALVE/ICMBio) [21] e/ou na Portaria MMA n. 148/2022 [22], além daqueles identificados como importantes para a pesca regional em estudo realizado pela ANA e parceiros sobre a ictiofauna e pesca na RHI Paraguai [14]. Dessa forma, foram selecionadas 21 espécies-alvo para o presente estudo (Quadro 1).

Quadro 1 – Espécies da ictiofauna consideradas nas análises do presente estudo: espécies categorizadas como ameaçadas, quase ameaçadas e/ou de importância pesqueira na RHI Paraguai.

	Nome científico	Categoria	Nome popular
1	<i>Austrolebias ephemerus</i> Volcan & Severo-Neto, 2019 *	Ameaçada-Em Perigo (EN): Portaria MMA 148/2022	Peixe-anual, killifish
2	<i>Ancistrus formoso</i> Sabino & Trajano, 1997 *	Ameaçada-Vulnerável (VU): Portaria MMA 148/2022	Cascudo-Cego
3	<i>Trichomycterus dali</i> Rizzato, Costa, Trajano & Bichuette, 2011 *	Ameaçada-Vulnerável (VU): Portaria MMA 148/2022	Bagrinho-cego-da-serra-da-bodoquena
4	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Ameaçada-Vulnerável (VU): Portaria MMA 148/2022, pesca	Pintado
5	<i>Hyphessobrycon rutiliflavus</i> Carvalho, Langeani, Miyazawa & Troy, 2008 *	Quase ameaçada (NT): SALVE/2º ciclo	Piabinha
6	<i>Melanorivulus dapazi</i> (Costa, 2005) *	Quase ameaçada (NT): SALVE/2º ciclo	killifish
7	<i>Neofundulus paraguayensis</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903) *	Quase ameaçada (NT): SALVE/2º ciclo	Peixe-anual, killifish
8	<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	Quase ameaçada (NT): SALVE/1º ciclo, pesca	Pacu
9	<i>Zungaro jahu</i> (Ihering, 1898)	Quase ameaçada (NT): SALVE/1º ciclo, pesca	Jaú
10	<i>Brycon hilarii</i> (Valenciennes, 1850)	Pesca	Piraputanga
11	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i> (Valenciennes, 1840)	Pesca	Jurupoca
12	<i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes 1837)	Pesca	Piapara
13	<i>Megaleporinus macrocephalus</i> (Garavello & Britski, 1988)	Pesca	Piavuçu, Piaussu
14	<i>Metynnis cuiaba</i> Pavanelli, Ota & Petry, 2009	Pesca	Pacupeva, pacu cd, pacu prata
15	<i>Metynnis mola</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	Pesca	Pacupeva, pacu prata
16	<i>Myloplus levis</i> (Eigenmann & McAtee, 1907)	Pesca	Pacupeva
17	<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Pesca	Barbado
18	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	Pesca	Curimba, curimbatá
19	<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	Pesca	Cachara
20	<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	Pesca	Dourado
21	<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Pesca	Jurupensem, Jurupecê, bagre

*espécies com distribuição restrita

A sensibilidade ao fogo das diferentes espécies-alvo do estudo foi avaliada a partir de pontuações atribuídas às seguintes características: endemismo; hábitos alimentares; época de desova; época do período reprodutivo; densidade e grau de ameaça. O valor zero foi atribuído às qualidades que não tendem a tornar a espécie mais vulnerável aos efeitos das queimadas. Valores maiores foram atribuídos às características com maior potencial para influenciar negativamente na sobrevivência dos peixes durante e após a passagem do fogo [23]. As informações sobre as espécies foram levantadas a partir de dados disponíveis nas fichas específicas do sistema SALVE/ICMBio e na literatura científica [14][24][25][26]. A análise dessas características foi associada ao tamanho da área de distribuição e ao mapeamento das áreas queimadas para identificar as espécies provavelmente mais suscetíveis aos impactos do fogo.

A percepção dos pescadores sobre os efeitos do fogo na atividade pesqueira foi obtida por meio da realização de questionário estruturado. O questionário continha perguntas sobre a localização dos rios utilizados, as principais espécies pescadas e se os pescadores perceberam alguma influência das queimadas em suas áreas de pesca ou sobre os peixes. Inicialmente, as 18 colônias de pescadores existentes na RHI Paraguai foram divididas em duas categorias: mais e menos afetadas pelo fogo, conforme indicação das equipes da Embrapa Pantanal, da Secretaria de Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso (SEMA/MT) e do Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (IMASUL/MS). Em seguida, foi realizado um sorteio para a seleção de três colônias em cada categoria. Foram sorteadas as colônias de Cáceres/MT, Barão de Melgaço/MT e Miranda/MS na categoria de colônias indicadas como mais afetadas pelo fogo e Rondonópolis/MT, Nobres/MT e Coxim/MS na categoria de colônias indicadas como as menos afetadas. Em cada colônia, foram realizadas dez entrevistas, totalizando 60 pescadores/as entrevistados/as. Destaca-se que as indicações das colônias mais ou menos afetadas pelo fogo usadas como critério para a seleção dos locais a serem amostrados foram baseadas numa percepção preliminar das equipes da Embrapa Pantanal e das Secretarias de Meio Ambiente Estaduais a respeito dos impactos do fogo, dado que tais equipes possuem especialistas em recursos pesqueiros da RHI Paraguai e grande conhecimento da realidade local.

Para o mapeamento das áreas queimadas, foram considerados diferentes recortes geoespaciais. Para as seis espécies de distribuição restrita, foram utilizadas suas áreas de ocorrência, elaboradas a partir da descrição constante da ficha da espécie no sistema SALVE [21]. Para as espécies de distribuição ampla, foram utilizadas duas unidades de análise: a RHI Paraguai e o bioma Pantanal [6][20]. As regiões de pesca utilizadas por cada colônia de pescadores foram mapeadas a partir das Microrregiões Hidrográficas [20] vinculadas aos rios utilizados para pesca e citados pelos pescadores nas entrevistas. Foi considerada uma região de pesca por colônia, totalizando seis regiões de pesca, as quais, para algumas regiões, apresentaram sobreposições. No total, foram mapeados 14 territórios, sendo seis áreas ocupadas por espécies de distribuição restrita, duas áreas ocupadas por espécies de distribuição ampla e seis áreas correspondentes a cada região de pesca das diferentes colônias de pescadores avaliadas neste estudo.

As unidades geoespaciais selecionadas para o estudo foram sobrepostas à base de dados de uso e cobertura da terra (Coleção 7) e cicatrizes de fogo (Coleção 1) disponibilizadas pelo Projeto MapBiomias [27][28]. As classes de uso e cobertura da terra do MapBiomias presentes na RHI Paraguai foram reagrupadas em três classes: Área antrópica (1), Área natural terrestre (2) e Campo alagado, área pantanosa e corpos hídricos (3), esta última representando o *habitat* da ictiofauna. Para cada território avaliado, foi calculado o percentual de área total queimada e o percentual de *habitat* da ictiofauna atingido pelo fogo em 2020. As análises foram executadas em ambiente SIG por meio do software livre QGIS 3.28 e na plataforma *Google Earth Engine*. Foi utilizado o software Excel para a realização dos cálculos e sistematização dos dados.

Resultados e Discussão

De acordo com as características avaliadas, as espécies que provavelmente apresentam maior sensibilidade aos impactos do fogo são: *Austrolebias ephemerus*, *Pseudoplatystoma corruscans*, *Neofundulus paraguayensis*, *Melanorivulus dapazi*, *Ancistrus formoso*, *Trichomycterus dali*, *Hyphessobrycon rutiliflavus*, *Piaractus mesopotamicus* e *Zungaro jahu* (Quadro 2).

Quadro 2 – Valores de sensibilidade ao fogo obtidos para as espécies avaliadas.

Táxon	Sensibilidade ao fogo	Endemismo	Hábito alimentar preferencial	Época de desova	Fase reprodutiva	Densidade	Status de conservação
<i>Austrolebias ephemerus</i>	9	1	0	1	1	2	4
<i>Ancistrus formoso</i>	6	1	0	0	0	2	3
<i>Trichomycterus dali</i>	6	1	0	0	0	2	3
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	7	0	1	1	1	1	3
<i>Hyphessobrycon rutiliflavus</i>	5	1	0	0	0	2	2
<i>Melanorivulus dapazi</i>	6	1	0	0	1	2	2
<i>Neofundulus paraguayensis</i>	7	1	0	1	1	2	2
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	5	0	1	1	1	0	2
<i>Zungaro jahu</i>	5	0	1	0	1	1	2
<i>Brycon hilarii</i>	3	0	1	1	1	0	0
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	2	0	1	0	0	1	0
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	2	0	0	1	1	0	0
<i>Megaleporinus macrocephalus</i>	1	0	1	0	0	0	0
<i>Metynnis cuiaba</i>	3	0	1	1	1	0	0
<i>Metynnis mola</i>	3	0	1	1	1	0	0
<i>Myloplus levis</i>	4	0	1	1	1	1	0
<i>Pirirampus pirinampu</i>	3	0	1	1	1	0	0
<i>Prochilodus lineatus</i>	2	0	0	1	1	0	0
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i>	3	0	1	1	1	0	0
<i>Salminus brasiliensis</i>	4	0	1	1	1	1	0
<i>Sorubim lima</i>	3	0	1	1	1	0	0

Pesos atribuídos às características avaliadas: endemismo na Macrorregião Hidrográfica do Paraguai: sim = 1, não = 0; hábito alimentar preferencial: predadores de vertebrados, herbívoros e frugívoros = 1, predadores de invertebrados e detritívoros = 0; época de desova: no período seco = 1, fora do período seco = 0, sem período definido = 0; período reprodutivo: sobreposto parcial ou totalmente ao período seco = 1, fora do período seco = 0; densidade: rara = 2, moderada = 1, abundante = 0; status de conservação: CR = 5, EN = 4, VU = 3, NT = 2, LC = 0. Foi considerado período seco os meses de agosto a outubro [38][35].

Dentre as espécies citadas, *A. ephemerus*, *A. formoso*, *T. dali*, *M. dapazi*, *N. paraguayensis* e *H. rutiliflavus* possuem distribuição restrita e características como endemismo e baixa densidade, além de suas categorias de ameaça contribuírem para aumentar a sensibilidade ao fogo. As espécies de distribuição ampla consideradas mais sensíveis foram: *P. corruscans* (pintado), *Z. jahu* (jaú) e *P. mesopotamicus* (pacu), migradoras de longa distância e com hábito alimentar baseado na predação de

peixes menores (pintado e jaú) ou com tendência à frugivoria (pacu). Para as espécies de ampla distribuição, características reprodutivas e hábitos alimentares tiveram maior influência na definição da sensibilidade ao fogo.

A avaliação da susceptibilidade ao fogo foi resultado da associação entre os dados de sensibilidade ao fogo, distribuição das espécies e do mapeamento das áreas queimadas (Figura 1).

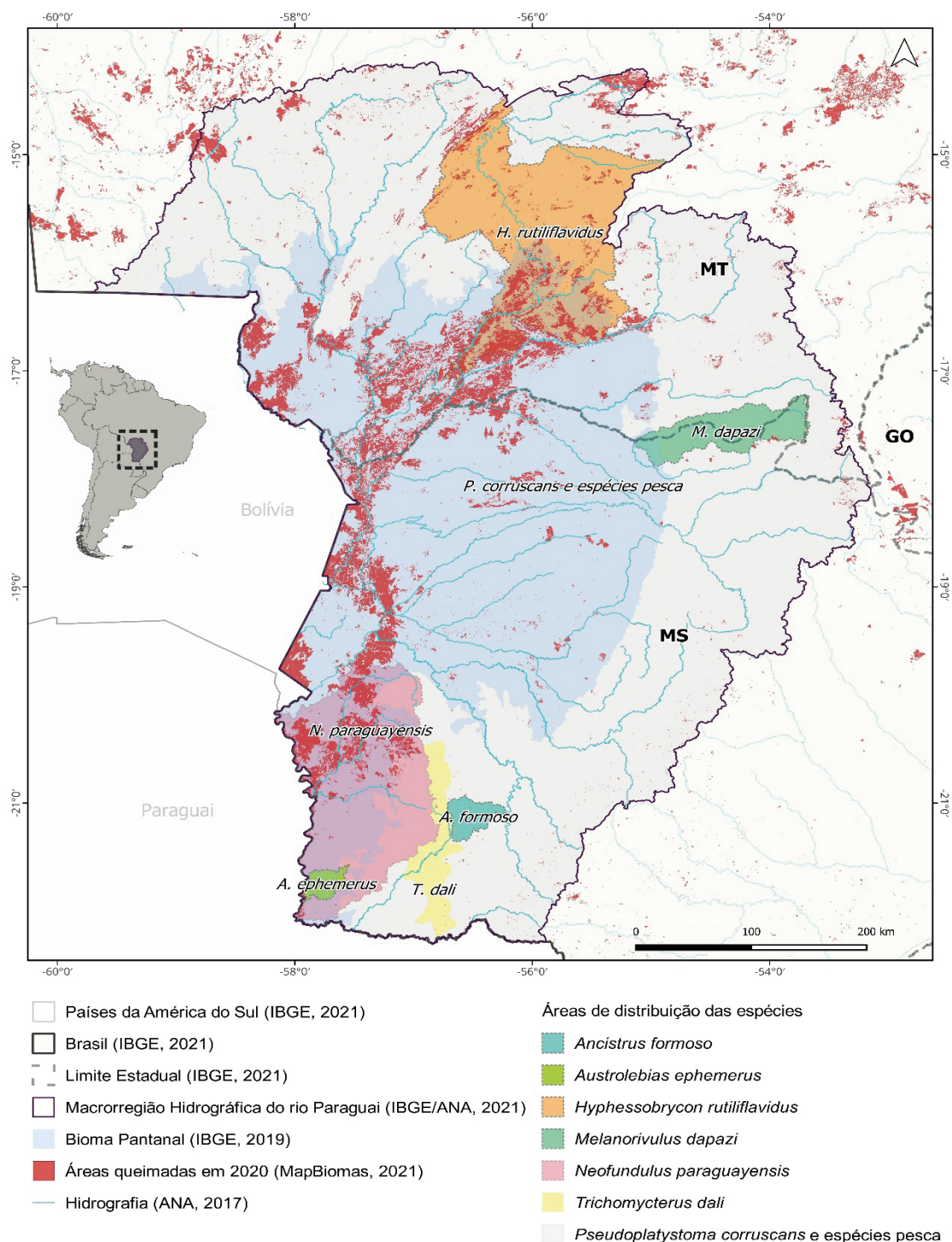


Figura 1 – Localização das áreas de distribuição das espécies da ictiofauna avaliadas no presente estudo e das áreas queimadas no ano de 2020.

O mapeamento das áreas queimadas indicou que os territórios de duas espécies com distribuição restrita além do bioma Pantanal (representando um dos territórios utilizados pelas espécies de distribuição

ampla e de interesse para a pesca) apresentaram as maiores proporções de área queimada e *habitat* da ictiofauna atingidos pelo fogo (Figura 2).

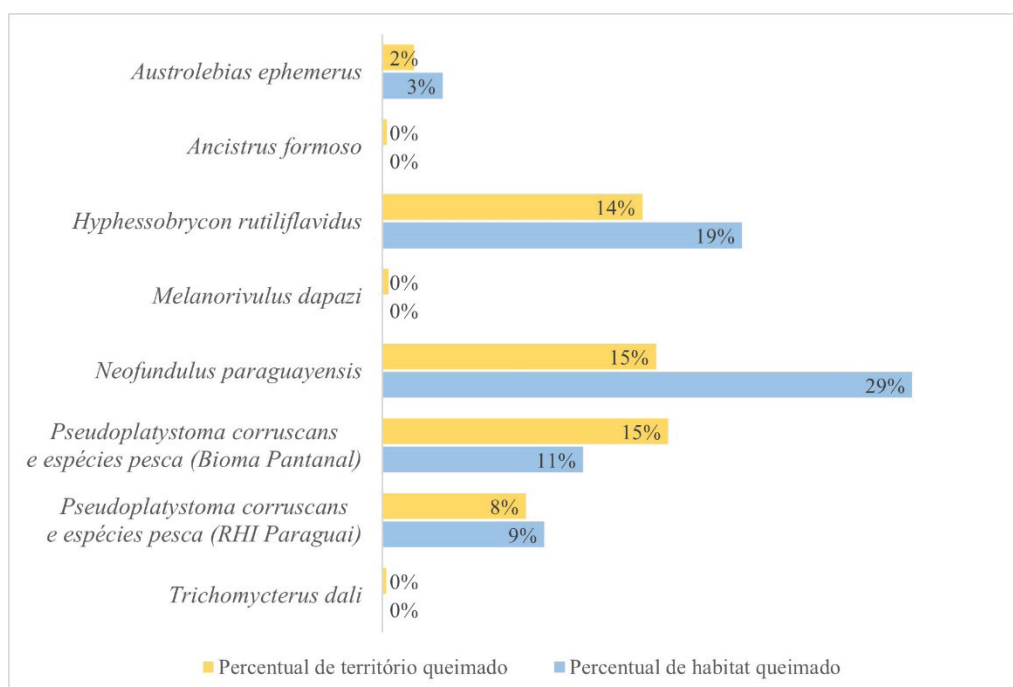


Figura 2 – Percentual do território e *habitat* da ictiofauna atingidos pelo fogo em 2020 por área de distribuição das espécies avaliadas.

Os resultados mostram que o *habitat* de *N. paraguayensis*, um rivulídeo com ocorrência restrita ao Pantanal do Nabileque, uma planície de inundação na porção sul do Pantanal [29], foi o mais atingido por queimadas. O território e o *habitat* ocupado por *H. rutiliflavus* também está entre os mais atingidos pelo fogo, uma condição preocupante, dado que *H. rutiliflavus* possui ocorrência registrada apenas nas cabeceiras dos riachos que drenam para afluentes do rio Cuiabá [30].

Dentre as demais espécies com distribuição restrita, os peixes troglóbios *A. formoso* e *T. dali* apresentaram *habitat* pouco atingido por queimadas, devido às características intrínsecas aos seus locais de ocorrência (cavernas inundadas). Os rivulídeos *M. dapazi*, com distribuição limitada à parte média-alta da drenagem do rio Correntes, e *A. ephemerus*, restrito a lagoas temporárias da região do rio Paraguai em Porto Murtinho, também não apresentaram altas proporções de *habitat* atingido pelo fogo. Cabe destacar que as áreas de ocorrência de *A. formoso* e *T. dali* não abrangem porções do bioma Pantanal e *M. dapazi* possui apenas 9% de seu território sobreposto a este bioma.

Com relação aos incêndios que afetaram os territórios ocupados por espécies de distribuição ampla, observa-se que no ano de 2020 cerca de 11% da área de alagados e corpos hídricos do bioma Pantanal foram atingidos pelo fogo, afetando negativamente ambientes importantes para as espécies migradoras de longas distâncias. A entrada de resíduos de queimadas nos corpos hídricos prejudica a qualidade da água. Facilitada por características inerentes à organização espacial da rede fluvial, as alterações ocasionadas pelos incêndios promovem mudanças no PH, oxigênio dissolvido e outros parâmetros físico-químicos dos corpos hídricos [31]. Além disso, a perda de vegetação e alterações no solo contribuem para processos erosivos e maior entrada de sedimentos nos canais, com efeito cumulativo ao longo das drenagens, resultando em alterações na morfologia do canal, na qualidade da água e na perda da conectividade fluvial [33]. Neste sentido, os resultados apontaram que as espécies de interesse para pesca mais provavelmente afetadas são *P. corruscans* (ameaçado de extinção), *P. mesopotamicus* e *Z. jahu*.

Por se tratar de espécie frugívora, *P. mesopotamicus* (pacu) é bastante afetado pela perda de mata ciliar [34]. Para outras espécies com

hábito alimentar predominantemente herbívoro e frugívoro a perda de vegetação provocada por queimadas implica na diminuição da disponibilidade de recursos alimentares e na qualidade da dieta. Estudos indicaram que espécies de peixes sensíveis às mudanças da vegetação nativa apresentam declínio populacional em limiares menores do que aqueles detectados para vertebrados terrestres, respondendo negativamente a valores inferiores a 10% de perda da vegetação nativa [33].

Apesar dos ciclos entre períodos secos e chuvosos serem característicos da região, nos anos de 2019 e 2020 o Pantanal atravessou uma seca prolongada, marcada por um início tardio do período chuvoso [35]. Essa condição influenciou o nível dos rios, sendo que em outubro de 2020 o Serviço Geológico do Brasil/Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) informou que em todas as estações fluviométricas de monitoramento da Bacia do rio Paraguai os níveis encontravam-se abaixo do normal para o período [36]. Em 2020, o rio Paraguai apresentou o nível mais baixo dos últimos 17 anos durante o período de inundação [16]. Questões

climáticas como o aumento de períodos secos e a diminuição da precipitação são documentadas em diversos estudos na região [36][37][38], aumentando a possibilidade de incêndios e alterando a dinâmica de inundações, com consequências indesejadas para a biodiversidade regional.

A Figura 3 representa a variação da superfície hídrica da RHI Paraguai entre os anos de 1985 e 2021. Para além da dinâmica temporal de cheias e secas da região, nota-se uma tendência de diminuição da superfície hídrica ao longo dos anos. De fato, o mapeamento da dinâmica da superfície de água no Brasil realizado pelo Projeto MapBiomas indicou que a RHI Paraguai e o bioma Pantanal possuem as maiores tendências de redução da superfície de água. De acordo com os dados disponíveis na plataforma Mapbiomas Água [39], entre 1985 e 2002 a superfície de água na RHI Paraguai se mantinha acima de 1.000.000 ha, com um decréscimo contínuo acentuando-se em meados dos anos 2000 e chegando à menor extensão em 2021, com cerca de 378.029 ha (Figura 3).

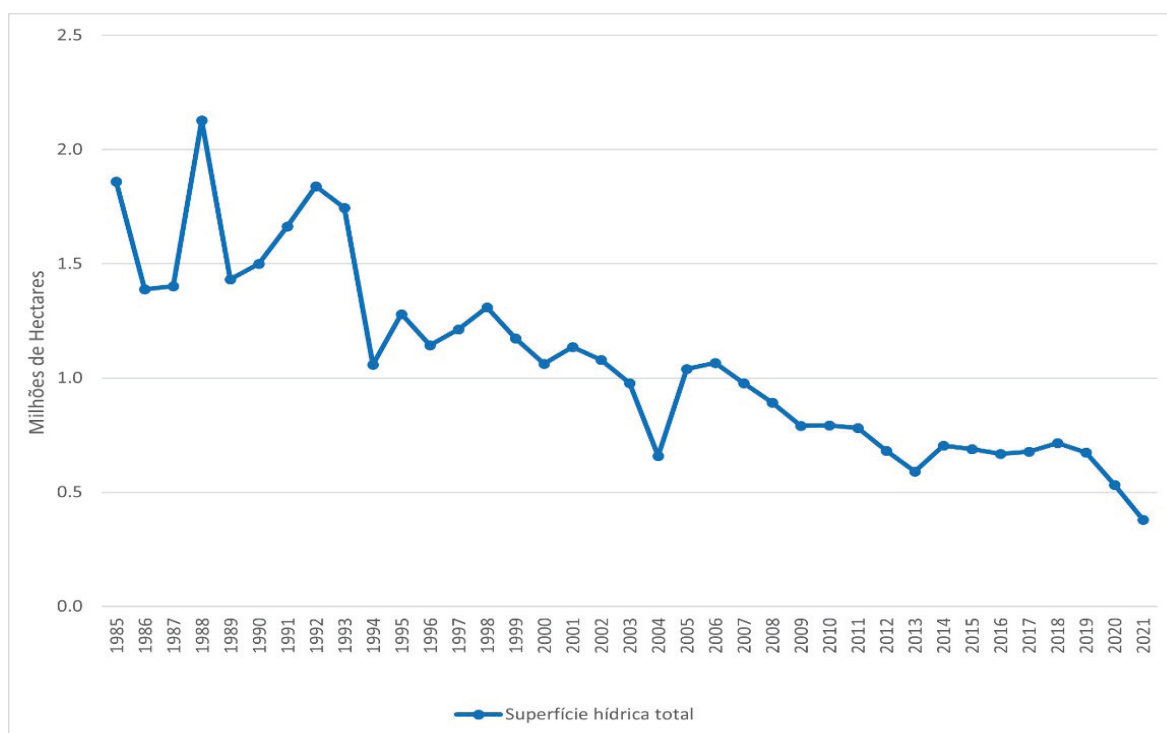


Figura 3 – Variação da superfície hídrica na RHI Paraguai entre 1985 e 2021 (Fonte: Projeto MapBiomas: Mapeamento da Superfície de Água do Brasil, Coleção 2).

A alteração no nível de água afeta a cobertura do solo, que varia de campos alagados a formações campestres nos períodos mais secos. Na cheia, parte da vegetação alagada se decompõe, servindo de substrato para o desenvolvimento da vegetação aquática e como fonte de alimento aos peixes detritívoros, herbívoros, insetívoros e onívoros, que são a base da cadeia alimentar dos peixes carnívoros e de outras espécies animais [11]. Na fase seca, o canal do rio serve como rota de migração, dispersão e refúgio para organismos aquáticos e o crescimento da vegetação terrestre nas áreas anteriormente alagadas é favorecido pela fertilização decorrente da decomposição da vegetação submersa na fase anterior [11]. Em anos mais secos, o nível da água é insuficiente para inundar os campos ao longo dos rios, criando condições mais favoráveis para os incêndios, comumente originados por atividades antrópicas [16]. Logo, os pulsos de inundação influenciam a proporção de *habitat* disponível para a ictiofauna, assim como as áreas que ficam suscetíveis ao fogo. O fogo consome a matéria orgânica que seria acumulada na planície de inundação e utilizada como substrato e fonte de alimento para organismos aquáticos. Potencializada pelo início do período úmido, a entrada de resíduos de queimadas nos corpos hídricos prejudica a qualidade da água, causando estresse oxidativo e diminuição da capacidade de nado em peixes [31]. A presença das cinzas dos incêndios na água modifica parâmetros físico-químicos e diminui a quantidade de oxigênio dissolvido, comprometendo a sobrevivência de organismos aquáticos [32]. Nesse sentido, a diminuição da superfície hídrica regional associados a eventos climáticos extremos como os grandes incêndios comprometem não apenas a biota aquática, mas também animais que têm nos peixes um importante recurso alimentar.

As alterações decorrentes dos incêndios têm reflexos sobre a dinâmica reprodutiva das espécies migradoras, que se caracteriza pela movimentação dos peixes em direção às cabeceiras dos rios que compõem o Pantanal, no final da estação seca. Ali ocorrem as desovas e, posteriormente, a deriva

de ovos e larvas rio abaixo para a planície de inundação pantaneira, ambiente fundamental para a alimentação e desenvolvimento de juvenis de grande parte das espécies [14][40]. As áreas alagáveis da planície são de fundamental importância para alimentação e acúmulo de reservas que viabilizam o desenvolvimento das gônadas e o processo de migração até os locais de desova [14]. Quando peixes migradores não conseguem acumular reservas suficientes, deixam de realizar a migração ou não conseguem completá-la, seus ovários entram em regressão e os ovócitos são reabsorvidos [40], resultando em impactos no recrutamento e na reprodução da ictiofauna regional [14][40].

Dessa forma, para o pintado, o jaú, o pacu e outras espécies migradoras de grande porte, os principais impactos do fogo estão relacionados à perda e à degradação dos ambientes necessários à alimentação, reprodução e sobrevivência das larvas, assim como a diminuição da conectividade hidrológica, que prejudica o processo migratório. É importante considerar a atuação sinérgica de fatores como as queimadas, a diminuição da superfície hídrica, alterações no uso e ocupação do solo e o aumento de barramentos na região hidrográfica do Paraguai que potencializam a fragmentação do *habitat* e prejudicam a conectividade hidrológica entre planície e planalto, comprometendo a ictiofauna regional [14].

De forma complementar aos dados obtidos sobre a suscetibilidade da ictiofauna aos incêndios, foi verificado como o fogo afetou as áreas de pesca utilizadas pelos pescadores vinculados às colônias amostradas no estudo (Figura 4). Destaca-se que as regiões de pesca foram mapeadas a partir das microrregiões hidrográficas [20] vinculadas aos rios citados pelos pescadores entrevistados. Embora tais regiões representem territórios possivelmente mais abrangentes que os diretamente utilizados pelos pescadores, os impactos em cada bacia influenciam tanto a qualidade dos rios quanto a atividade pesqueira.

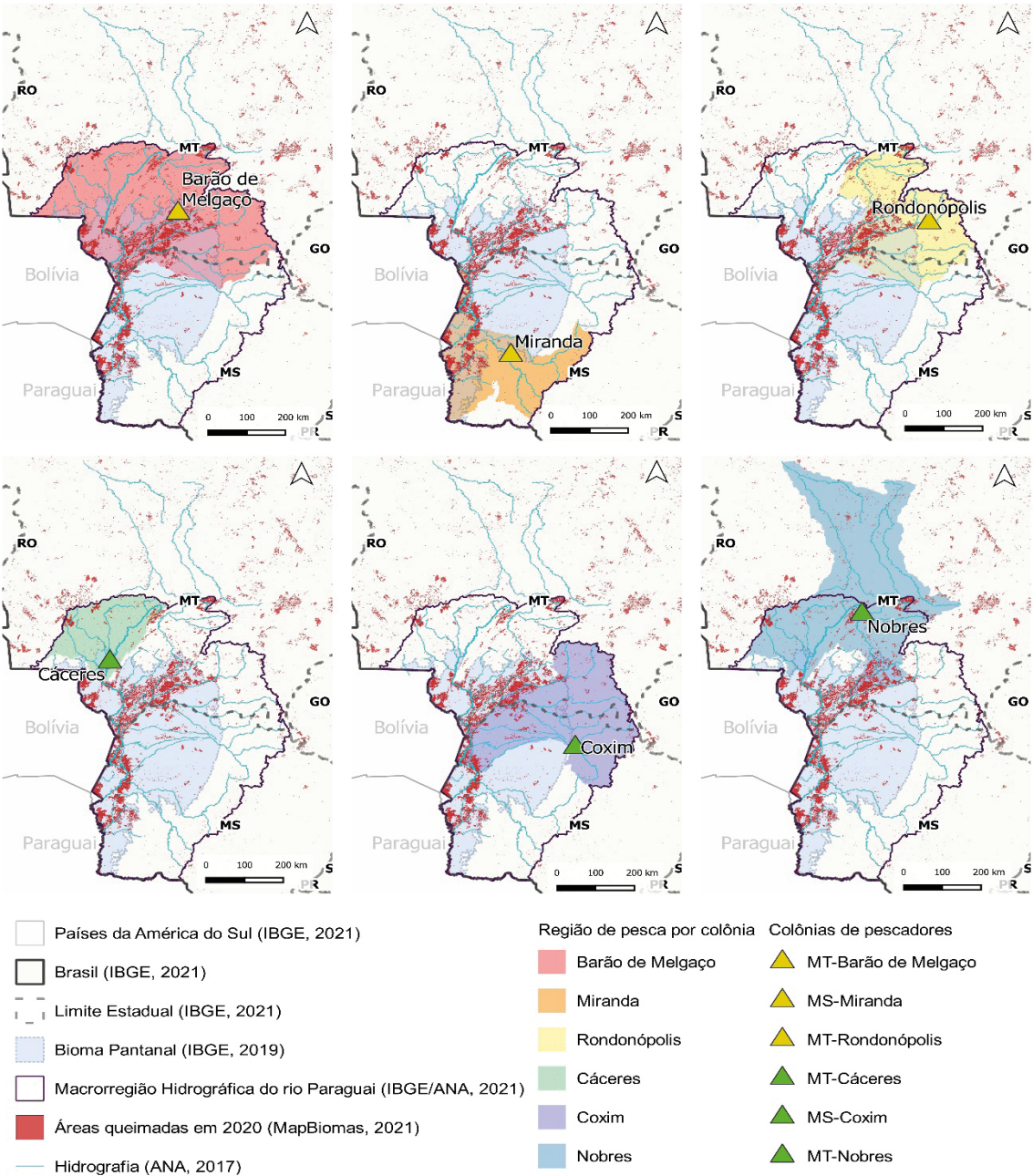


Figura 4 – Regiões de pesca utilizadas por cada colônia e distribuição das áreas queimadas registradas em 2020 pela plataforma MapBiomas.

A Figura 5 indica o percentual da área queimada em cada região de pesca e a proporção

de *habitat* da ictiofauna atingido por queimadas nas áreas utilizadas por cada colônia.

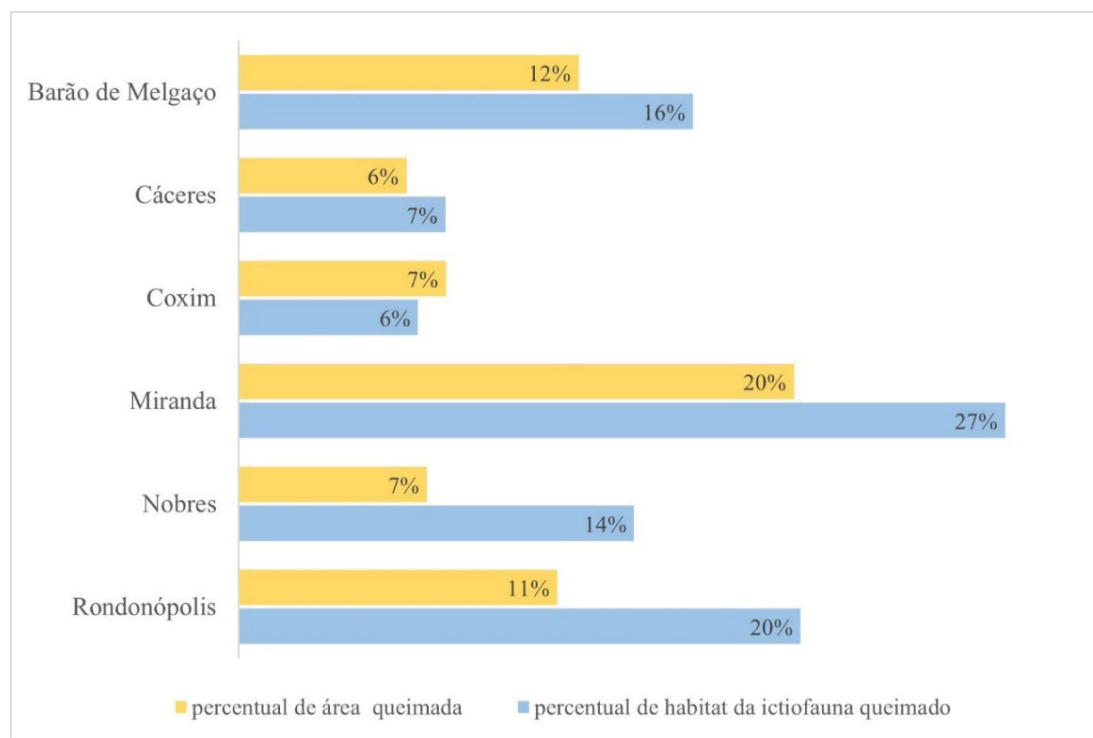


Figura 5 – Percentual de área queimada e *habitat* da ictiofauna atingidos pelo fogo no ano de 2020 por região de pesca de cada colônia.

A região de pesca utilizada pelos pescadores vinculados à colônia de Miranda/MS teve as maiores proporções de área e *habitat* atingidos por incêndios. As regiões utilizadas pelos pescadores das colônias de Rondonópolis/MT e Barão de Melgaço/MT também estão entre as mais atingidas pelas queimadas.

Nas colônias de Barão de Melgaço/MT, Miranda/MS e Rondonópolis/MT, 100% dos pescadores indicaram que suas áreas de pesca foram afetadas pelo fogo (Figura 6), corroborando os

resultados apresentados na Figura 5, na qual essas três colônias apresentaram as maiores proporções de áreas atingidas por incêndios. Apesar de Coxim/MS também apresentar um alto percentual de pescadores que observaram os efeitos das queimadas em suas regiões de pesca os resultados obtidos a partir do mapeamento das áreas queimadas não corroboraram esta percepção. Nas demais colônias os resultados indicam que os impactos do fogo podem ter sido menos intensos e não foram percebidos de forma tão acentuada pelos pescadores.

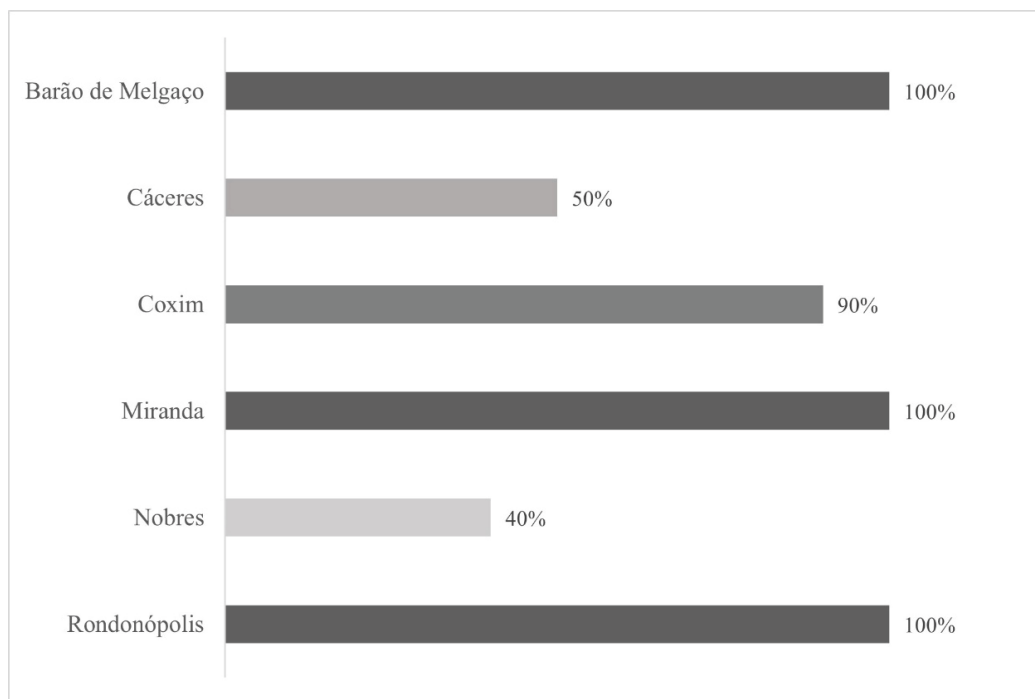


Figura 6 – Percentual de pescadores que afirmaram que suas áreas de pesca foram afetadas por queimadas.

Os peixes citados como mais afetados pelas queimadas na percepção dos pescadores foram o pacu, o piavuçu e o pintado (Figura 7). Peixes de pequeno porte utilizados como iscas também foram

citados como afetados pelas queimadas, uma vez que fatores relacionados aos incêndios, como acúmulo de cinzas e materiais particulados alteram a qualidade da água, interferindo na comunidade aquática [17][32].

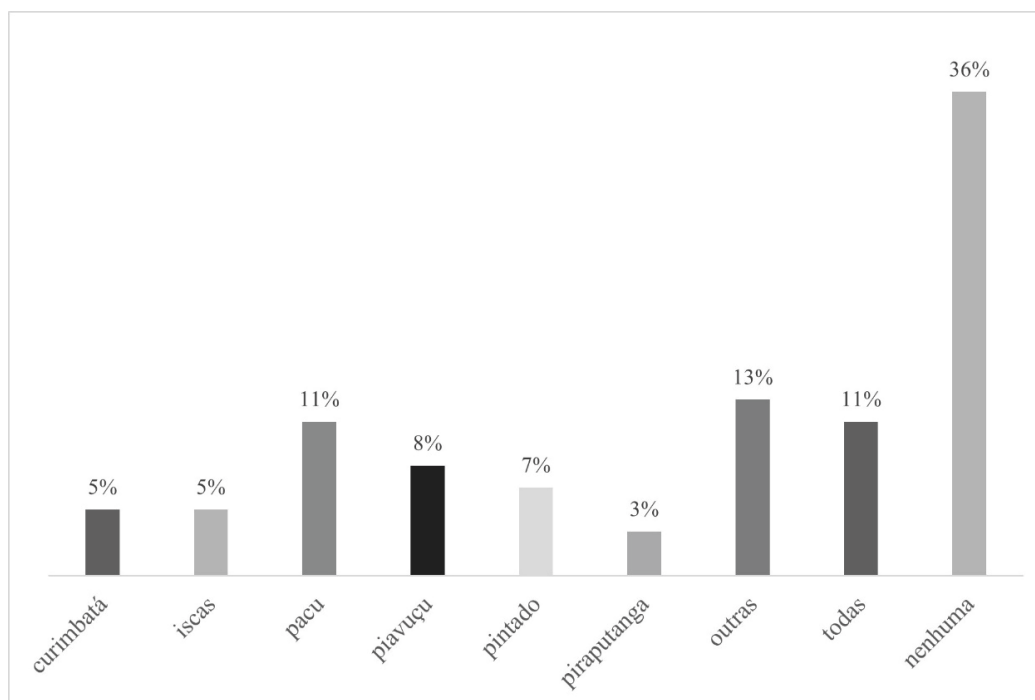


Figura 7 – Espécies mais afetadas pelos incêndios de 2020 de acordo com a percepção dos pescadores entrevistados (percentual calculado a partir do total de citações). A categoria “outras” incluiu: acari, barbado, cachara, dourado, jiripoca, lambari, pacu-peva e piaui.

Pouco mais de um terço dos pescadores (36%) não indicou espécies afetadas nominalmente. Deve-se destacar que os impactos do fogo sobre o ambiente aquático podem ser menos perceptíveis, porém tendem a se acumular com o passar dos anos. As alterações no ambiente terrestre favorecem processos erosivos e interferem na morfologia e conectividade dos canais, modificando o fluxo de indivíduos e a estrutura e composição das comunidades de peixes ao longo do tempo [33].

Ao correlacionar as análises para a susceptibilidade de espécies da ictiofauna ao fogo com a abordagem sobre a percepção dos pescadores, foram observadas correspondências para algumas espécies. São elas: migradoras de maior porte (pintado) e aquelas de hábito alimentar predominantemente frugívoro, como o pacu [34][41]. Além disso, o mapeamento do território queimado foi coincidente com o observado pelos pescadores, com ambos os resultados apontando as regiões de pesca utilizadas pelas colônias de Barão de Melgaço, Miranda e Rondonópolis como as mais afetadas pelo fogo. Neste sentido, a percepção dos pescadores, tanto sobre as áreas quanto sobre as espécies afetadas, aparenta ser um bom indicador dos impactos decorrentes das queimadas.

A valorização da percepção dos ribeirinhos com relação aos efeitos do fogo ganha importância singular na conservação do bioma pantaneiro e na manutenção social dessas comunidades. Suas vivências e conhecimentos sobre o ambiente local podem contribuir para o acompanhamento dos impactos dos incêndios sobre os peixes e sobre a atividade pesqueira. Nesse sentido, o estabelecimento de protocolos de monitoramento e de desembarque pesqueiro de cunho participativo podem fornecer dados que permitam avaliar a situação das populações de peixes ao longo do tempo, ao passo que favorecem o intercâmbio de informações para a compreensão das mudanças sobre o ecossistema regional.

Conclusões

A partir da abordagem utilizada neste estudo foram identificadas como espécies mais suscetíveis aos impactos dos incêndios de 2020 duas espécies com distribuição restrita (*Hyphessobrycon rutiliflavus* e *Neofundulus paraguayensis*), além de peixes migradores de grande porte (*Pseudoplatystoma corruscans*, *Piaractus mesopotamicus* e *Zungaro*

jahu), que dependem da manutenção das áreas alagáveis e da conectividade hidrológica para garantir seus ciclos reprodutivos. Espécies frugívoras como o pacu (*Piaractus mesopotamicus*) também são afetadas pela diminuição dos recursos alimentares oriunda da perda de vegetação ripária provocada pelos incêndios.

Todos os pescadores entrevistados nas colônias de Barão de Melgaço, Miranda e Rondonópolis identificaram impactos decorrentes dos incêndios do ano de 2020 na pesca. Tal percepção coincidiu com os dados obtidos pelo mapeamento das áreas queimadas, cujos resultados apontaram para maiores proporções de área e ambientes aquáticos atingidos pelo fogo nas regiões de pesca utilizadas por pescadores das três colônias mencionadas acima. Com relação às espécies afetadas pelo fogo de acordo com a percepção dos pescadores, o pintado e as espécies com tendência à frugivoria (pacu e piraputanga) e herbivoria (piavuçu) estão entre os mais afetados.

Os impactos do fogo para a ictiofauna estão principalmente relacionados a perda e degradação do *habitat*, de áreas reprodutivas e a diminuição da disponibilidade de alimentos. Contudo, após um evento de alteração da paisagem, os impactos aos quais a rede fluvial está submetida se acumulam com o passar dos anos [33][42], favorecendo a degradação das bacias e resultando em impactos negativos sobre a ictiofauna, mesmo para as espécies com distribuição ampla.

A intensificação de eventos extremos, como os incêndios de 2020, são consequência não só das mudanças climáticas num contexto global, mas também das alterações locais e regionais impostas pelo uso e ocupação do solo na RHI Paraguai. O impacto dessas transformações se dará não apenas no campo da biodiversidade, mas sobre todas as populações que tradicionalmente ocupam e dependem do Pantanal para sua sobrevivência. Diante dessa situação, é importante alinhar esforços e valorizar o conhecimento da população local sobre seu ambiente, favorecendo o intercâmbio das informações necessárias para a compreensão das mudanças sobre a dinâmica ecológica da região.

Agradecimentos

Às colônias e pescadores participantes do projeto. Aos analistas ambientais Mariella Butti e Wellington Peres e ao Prof. Dr. Claumir Muniz pela

disponibilidade e apoio. À SEMA-MT, IMASUL-MS e Embrapa Pantanal pelas informações fornecidas. Ao ICMBio, FUNDEP, CNPq, PIBIC e CAPES pelo suporte financeiro aos projetos de pesquisa que permitiram a realização deste estudo.

Referências

1. Junk WJ, da Silva CJ. Neotropical floodplains: A comparison between the Pantanal of Mato Grosso and the large Amazonian river floodplains. In: Tundisi JG, Bicudo CEM, Matsumura-Tundisi T. Limnology in Brazil. Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences and Brazilian Limnological Society; 1995. P.195-217.
2. Welcomme RL. Fish biodiversity in floodplain and their associated rivers. In: Gopal B, Junk W, Davis JA. Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. Netherlands. Backhuys Publishers; 2000. P.61-87.
3. Resende EK, Palmeira, SS. Estrutura e dinâmica das comunidades de peixes da planície inundável do rio Miranda, Pantanal de Mato Grosso do Sul. Anais do 2º Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal; 18 - 22 nov 1996; Corumbá. Embrapa Pantanal; 1999. P.249-282.
4. Muniz CC. Avaliação do papel do pulso de inundação sobre a riqueza e biodiversidade de peixes em ambiente inundável, no sistema de baías Caiçara, porção norte do Pantanal Matogrossense, alto Paraguai [tese]. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos; 2010. 82 p.
5. Junk WJ, da Cunha CN, Wantzen KM, Petermann P, Strüßmann C, Marques MI, Adis J. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. Aquatic Sciences. 2006; 68: 278-309.
6. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Série Relatórios Metodológicos volume 45: Biomas e sistema costeiro-marinho do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE; 2019. [acesso em 14 abr 2022]. Disponível em <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101676.pdf>
7. Chiaravalloti R, Catella A, Siqueira A. Pesca Profissional Artesanal no Pantanal Sul: Histórico, Manejo dos Recursos e Recomendações para a Sustentabilidade. Biodiversidade Brasileira-BioBrasil [Internet]. 2022 [citado em 2024 jan 25]; 12(2): 1-15. Disponível em: <https://revistaeletronica.icmbio.gov.br/BioBR/article/view/1987/1357>
8. Agência Nacional de Águas. Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Paraguai – PRH Paraguai: Resumo Executivo. Brasília/DF: ANA; 2018. [acesso em 30 nov 2021]. Disponível em: https://metadados.snirh.gov.br/files/bdc7c120-39c0-439a-86c6-4599c29643f0/PF-02_PRH_Paraguai_Resumo_Executivo.pdf
9. Alho C, Sabino J. Seasonal Pantanal flood pulse: implications for biodiversity. Oecologia Australis [Internet]. 2012 [cited 2023 nov 24]; 16(4): 958-978. Available from: <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1604.17>
10. Fernandes IM, Zuanon J, Penha J. Peixes. In: Fernandes IM, Signor CA, Penha J. Biodiversidade no Pantanal de Poconé. Cuiabá: Centro de Pesquisa do Pantanal; 2010. P.103-117.
11. Resende EK. Pulso de inundação: processo ecológico essencial à vida no Pantanal. Série Documentos Embrapa Pantanal 94 [Internet]. 2008 [citado em 2022 out 05]. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/807537/1/DOC94.pdf>
12. Catella AC. A Pesca no Pantanal Sul: situação atual e perspectivas. Série Documentos - Embrapa Pantanal 48 [Internet]. 2003 [citado em 2022 out 05]. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/799005/1/DOC48.pdf>
13. Moraes AS, Mourão GDM, Catella AC, Rodrigues CAG, Vieira LM. Pesquisa, meio ambiente e produção no Pantanal [Internet]. EMBRAPA Pantanal; 2002 [citado em 2024 fev 01]. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/812732/1/ADM020.pdf>
14. Agência Nacional de Águas. Estudos de avaliação dos efeitos da implantação de empreendimentos hidrelétricos: Relatório de Diagnóstico Final de Ictiofauna, Ictioplâncton e Pesca. Brasília/DF: ANA; 2020 [acesso em 12 abr 2022]. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/planos-e-estudos-sobre-rec-hidricos/plano-de-recursos-hidricos-rio-paraguai/estudos-de-avaliacao-dos-efeitos-da-implantacao-de-empreendimentos-hidreletricos>
15. Polaz CNM. Caracterização da ictiofauna e aplicação de índice de integridade biótica no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, Poconé/MT [tese]. São Carlos: USP. 2013.175 f.
16. Garcia L, Szabo J, Roque F, Pereira A, Da Cunha C, Damasceno-Junior G, Morato R, Tomas W, Libonati R, Ribeiro D. Record-breaking wildfires in the world's largest continuous tropical wetland: Integrative fire management is urgently needed for both biodiversity and humans. Journal of Environmental Management [Internet]. 2021 [cited 2022 Aug 25]; 293: 112870. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112870>
17. Bozek MA, Young MK. Fish mortality resulting from delayed effects of fire in the Greater Yellowstone Ecosystem. Great Basin Naturalist [Internet]. 1994 [cited 2023 Nov 24]; 54(1): 91-95. Available from: <https://scholarsarchive.byu.edu/gbn/vol54/iss1/6>
18. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Projeto Avaliação do Impacto do Fogo sobre a Biodiversidade do Pantanal: Relatório técnico anual 2021. Brasília: ICMBio. 2022. 46p.

19. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Série Relatórios Metodológicos volume 48: Bacias e divisões hidrográficas do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE; 2021. [acesso em 14 abr 2022]; Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101854.pdf>
20. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Divisão Hidrográfica Nacional - DHN250 - Documentação Técnica (Versão 2021.09.24). Rio de Janeiro: IBGE; 2021. [acesso em 14 abr 2022]; Disponível em: https://geofp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/estudos_ambientais/bacias_e_divisoes_hidrograficas_do_brasil/2021/Divisao_Hidrografica_Nacional_DHN250/vetores/Documentacao_Tecnica_DHN250.pdf
21. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade [homepage na internet]. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade-SALVE [acesso em 13 jun 2022]. Disponível em <https://salve.icmbio.gov.br/salve/>
22. Portaria MMA nº 148, de 7 de junho de 2022 (Brasil). Altera os Anexos da Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014, e da Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. [Internet]. Diário Oficial da União. 2022 jun 08 [citado em 2022 abr 14]. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-148-de-7-de-junho-de-2022-406272733>
23. Batista EKL, Figueira JEC, Solar RRC, de Azevedo CS, Beirão MV, Berlinck CN, Brandão RA, de Castro FS, Costa HC, Costa LM et al. In Case of Fire, Escape or Die: A Trait-Based Approach for Identifying Animal Species Threatened by Fire. Fire [Internet]. 2023 [cited 2023 nov 28]; 6(6): 242. Available from: <https://doi.org/10.3390/fire6060242>
24. Resende EK, Pereira RAC, Almeida VLL. Peixes herbívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. Corumbá: EMBRAPA-CPAP; 1998.
25. Vazzoler AEA. Biologia da reprodução de peixes teleosteos: teoria e prática. São Paulo: EDUEM; 1996.
26. Peixer J, Mateus LAF, Resende EK. First gonadal maturation of *Pirirampus pirirampu* (Siluriformes: Pimelodidae) in the Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. Braz J Biol [Internet]. 2006 Feb [cited 2023 nov 24]; 66(1b): 317-23. Available from: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000200014>
27. Projeto MapBiomias [homepage na internet]. Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil – Coleção 7 [acesso em 21 set 2022]. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas/>
28. Projeto MapBiomias [homepage na internet]. Mapeamento de cicatrizes de fogo no Brasil – Coleção 1 [acesso em 18 nov 2021]. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas/>
29. Costa WJM. Taxonomy of the seasonal killifish genus *Neofundulus* in the Brazilian Pantanal (Cyprinodontiformes: Rivulidae). Vertebrate Zoology [Internet]. 2015 [cited 2022 set 09]; 65(1): 15-25. Available from: <https://vertebrate-zoology.arphahub.com/article/31500/list/9/>
30. Carvalho F, Santos A. Peixe da vez - *Hyphessobrycon rutiliflavus* (Carvalho, Langeani, Miyazawa & Troy, 2008). Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia [Internet]. Setembro 2015 [citado 2022 set 09]; 115: 38. Disponível em: https://www.sbi.bio.br/images/sbi/boletim-docs/2015/setembro_115.pdf
31. Ali M, Parvez S, Pandey S, Atif F, Kaur M, Rehman H, Raisuddin S. Fly ash leachate induces oxidative stress in freshwater fish *Channa punctata* (Bloch). Environment International, 2004. 30(7): 933-938.
32. Brito DQ. Avaliação ecotoxicológica das cinzas de queimadas do cerrado em ambientes aquáticos. [Dissertação de mestrado]. Brasília: Universidade de Brasília. 2014. 122f.
33. Brejão GL, Leal CG, Gerhard P. A ecologia de peixes de riacho sob a perspectiva da ecologia de paisagens. Oecologia Australis [Internet]. 2021 [citado em 2022 mai 13]; 25(2): 475-493. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/475>
34. Muniz CC, Alencar SS, Andrade MLF, Junior ESO, Oliveira Furlan A, Carniello MA. Dispersão de sementes por *Piaractus mesopotamicus* Holmberg, 1887 (Osteichthyes, Characidae) na Estação Ecológica de Taiaí, Pantanal Norte/MT, Northern. Ambiência. 2014. 10(3): 663-676.
35. Marengo JA, Cunha AP, Cuartas LA, Leal KRD, Broedel E, Seluchi ME, Michelin CM, Baião CFP, Ângulo EC, Almeida, EK, Kazmierczak ML, Mateus NPA, Silva RC, Bender F. Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019-2020: Characterization, Causes, and Impacts. Frontiers in Water [Internet]. 2021 [cited 2022 aug 25]; 3:1-20. Available from: <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.639204>
36. Serviço Geológico do Brasil – CPRM. Boletim semanal de monitoramento Bacia do rio Paraguai Boletim nº 12 – ano 2020. Brasília: Serviço Geológico do Brasil; 2020 [acesso em 25 ago 2022]. Disponível em: http://www.cprm.gov.br/sace/boletins/Paraguai/20201001_17-20201001%20-%20174650.pdf

37. Thielen D, Schuchmann K-L, Ramoni-Perazzi P, Marquez M, Rojas W, Quintero JI, Marques MI. Quo vadis Pantanal? Expected precipitation extremes and drought dynamics from changing sea surface temperature. PLoS ONE [Internet]. 2020 [cited 2022 aug 25]; 15 (1): e0227437. Available from: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227437>
38. Cardoso M, Marcuzzo F. Mapeamento de três decênios da precipitação pluviométrica total e sazonal do bioma Pantanal. Anais do 3º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal. 16-20 out 2010; Cáceres-MT. Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2010. p.84-94. v. único.
39. Projeto MapBiomias [homepage na internet]. Mapeamento da Superfície de Água do Brasil Coleção 2 [acesso em 23 fev 2024]. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/agua>
40. Resende EK. Considerações para definição de períodos de defeso de reprodução: o caso do Pantanal [Internet]. EMBRAPA Pantanal; 2003 [citado 2022 out 05]. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/812710/1/ADM039.pdf>
41. Araujo JM, Correa SB, Anderson J, Penha J. Fruit preferences by fishes in a Neotropical floodplain. Biotropica [Internet]. 2020 [cited 2024 feb 07]; 52: 1131-1141. Available from: <https://doi.org/10.1111/btp.12790>
42. Camana M, Dala-Corte R, Collar FC, Becker F. Assessing the legacy of land use trajectories on stream fish communities of southern Brazil. Hydrobiologia [Internet]. 2020 [cited 2022 may 13]; 849: 1-16. Available from: https://www.researchgate.net/publication/344100380_Assessing_the_legacy_of_land_use_trajectories_on_stream_fish_communities_of_southern_Brazil

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

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

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

ISSN: 2236-2886





Líquens do Miranda, Pantanal: uma investigação das espécies líquênicas dos capões

Matheus Magalhães Henriques do Aido^{1*}

 <https://orcid.org/0009-0001-2435-6103>

* Contato principal

André Aptroot¹

 <https://orcid.org/0000-0001-7949-2594>

Natália Mossmann Koch¹

 <https://orcid.org/0000-0001-6958-4495>

Adriano Afonso Spielmann¹

 <https://orcid.org/0000-0003-0137-0807>

¹ Universidade Federal de Mato Grosso do Sul/UFMS, Campo Grande/MS, Brasil. <henriquesaido@gmail.com, andreaptroot@gmail.com, nkoch@umn.edu, adriano.spielmann@ufms.br>.

Recebido em 10/03/2024 – Aceito em 17/10/2024

Como citar:

Aido MMH, Aptroot A, Koch NM, Spielmann AA. Líquens do Miranda, Pantanal: uma investigação das espécies líquênicas dos capões. Biodivers. Bras. [Internet]. 2024; 14(4): 106-137. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2564

Palavras-chave: Fungos liquenizados; Ascomycota; taxonomia.

RESUMO – Este estudo expõe a diversidade da funga líquênica da região do Miranda, Pantanal Sul-mato-grossense. A metodologia amostrou o máximo de morfotipos de líquens epifíticos presentes em cada ponto, abrangendo um total de 25 áreas amostradas. Os espécimes foram coletados entre 50 cm a 170 cm de altura. Foram encontrados 48 gêneros e 84 espécies de líquens. As espécies mais abundantes são: *Alyxoria varia*, *Bacidina medialis*, *Glyphis cicatricosa*, *Glyphis scyphulifera*, *Graphis caesiella*, *Graphis lineola*, *Lecanora leprosa*, *Opegrapha astraia*, *Opegrapha cylindrica*, *Pertusaria flavens* e *Trypethelium eluteriae*. Os gêneros com maior número de espécies presentes são *Graphis* (11 espécies) e *Pyrenula* (9 espécies). Os líquens com hábito de crescimento crostoso são os mais comuns na região amostrada.

Lichens from Miranda, Pantanal: an investigation of lichen species of capões

Keywords: Lichenized fungi; Ascomycota; taxonomy.

ABSTRACT – This study exposes the diversity of lichen fungi in the Miranda region, Pantanal. The methodology sampled the maximum number of epiphytic lichens morphotypes present at each point, covering 25 sampled areas. Specimens were collected between 50 centimeters to 170 centimeters tall. Forty eight genera and 84 species of lichens were found. The most abundant species are: *Alyxoria varia*, *Bacidina medialis*, *Glyphis cicatricosa*, *Glyphis scyphulifera*, *Graphis caesiella*, *Graphis lineola*, *Lecanora leprosa*, *Opegrapha astraia*, *Opegrapha*



cylindrica, *Pertusaria flavens* and *Trypethelium eluteriae*. *Graphis* is the genera with the largest number of species present (11 species) and *Pyrenula* is the second with 9 species. Lichens with crustose growth habits are the most common in the sampled region.

Líquenes del Miranda, Pantanal: Una investigación sobre las especies de líquenes de capões

Palabras clave: Hongos liquenizados; Ascomycota; taxonomía.

RESUMEN – Este trabajo expone la diversidad de hongos liquenizados en la región Miranda, Pantanal. La metodología muestreó el máximo número de morfotipos de líquenes epífitos presentes en cada punto, abarcando 25 áreas muestreadas. Se recolectaron especímenes de entre 50 cm y 170 cm de altura. Se encontraron 48 géneros y 84 especies de líquenes. Las especies más abundantes son: *Alyxoria varia*, *Bacidina medialis*, *Glyphis cicatricosa*, *Glyphis scyphulifera*, *Graphis caesiella*, *Graphis lineola*, *Lecanora leprosa*, *Opegrapha astraia*, *Opegrapha cylindrica*, *Pertusaria flavens* y *Trypethelium eluteriae*. *Graphis* es el género con mayor número de especies presentes (11 especies) y *Pyrenula* es el segundo con 9 especies. Los líquenes con hábitos de crecimiento costrosos son los más comunes en la región muestreada.

Introdução

A definição de líquen é complexa e tem sido modificada através do tempo. Em 1867, Schwendener defendeu a hipótese de que o talo liquênico é composto por dois organismos em simbiose, os fungos filamentosos e as algas unicelulares envoltas por eles[1]. Com o avanço da liquenologia e utilizando-se de técnicas moleculares, foram surgindo novas hipóteses a respeito da complexidade dos talos liquênicos e das interações ecológicas presentes neles. Por exemplo, talos constituídos por mais de um fotobionte[2], interação ecológica entre fungos e fotobiontes[3], interação ecológica entre fungos[4][5][6], interação entre talos liquênicos[7], líquens como um complexo ecossistema e a utilização dos termos metaorganismo e holobionte[8][9]. Os talos liquênicos podem apresentar os seguintes hábitos: (1) foliosos, com talos destacados do substrato, com ou sem córtex inferior e com grandes lobos semelhantes a folhas; (2) fruticosos, semelhantes a pequenos arbustos, com um ponto de fixação no substrato onde ramificam-se estruturas cilíndricas ou achatadas; (3) crostosos, fortemente aderidos ao substrato, assemelhando-se a crostas, e sem córtex inferior; (4) filamentosos, compostos por diversos filamentos finos, frouxos e entrelaçados; (5) esquamulosos, com pequenas escamas agregadas.

O Pantanal apresenta grande potencial para estudos liquenológicos. Torres et al.[10] trataram

dos microlíquens do Chaco Brasileiro, e Canêz et al. [11] publicaram uma revisão do que se sabia até a data, incluindo chaves, comentários e descrições das espécies, resultando em 165 espécies e infra-espécies encontradas no Pantanal. Recentemente, Aptroot et al. [12] encontraram quatro espécies novas para a Ciência, demonstrando que a diversidade real ainda está longe de ser bem conhecida.

Do ponto de vista ecológico, os líquens são organismos pioneiros e modificam o ambiente onde se estabelecem através da ciclagem de carbono, fixação de nitrogênio e ciclagem de minerais[13]. Estão presentes em quase todos os ambientes terrestres. Alguns líquens são cosmopolitas enquanto outros possuem sua distribuição restrita a um ambiente ou área geográfica[14]. Esses padrões de distribuição podem variar conforme conhecemos melhor a biodiversidade de líquens[15].

É importante que ocorram levantamentos das espécies de líquens, pois são esses estudos que ajudarão compreender onde e como esses organismos estão distribuídos, sendo assim, um importante passo para conservação. Por esse motivo, o presente estudo foi feito na região do Miranda, no Pantanal Sul-mato-grossense uma área pouco conhecida do ponto de vista liquenológico. Para facilitar estudos futuros, foram incluídas breves descrições para os gêneros e espécies encontrados, assim como chaves de identificação e um guia fotográfico das espécies (Material Suplementar 2).

Metodologia

Área de estudo

As coletas dos espécimes de líquens foram realizadas no estado do Mato Grosso do Sul, município de Corumbá, no bioma Pantanal, especificamente na sub-região do Miranda[16] (Figura 1). Segundo a classificação climática utilizada pela Embrapa, o clima do Pantanal é tropical – Aw[17]. A temperatura média anual máxima e mínima são de 30,6°C e 21°C, respectivamente. As chuvas são sazonais, com período de maior concentração das precipitações durante o verão e com o inverno mais seco. A pluviosidade anual média de 1070 mm e a média anual da umidade relativa do ar de 76,8%[18]. A concentração das chuvas durante o verão, somadas à baixa declividade do relevo, geram o acúmulo da água nas calhas dos rios, que por sua vez transbordam o excedente inundando para a parte da planície pantaneira, no fenômeno denominado “pulsos de inundação”[19].

A vegetação do Pantanal é composta por espécies de ampla distribuição, por exemplo, *Mauritia flexuosa*, *Tabebuia aurea* e *Sapindus saponaria*. Essas espécies também são encontradas nos biomas Cerrado, Floresta Amazônica, Mata Atlântica e Chaco[20], esses mesmos biomas fazem fronteira com o Pantanal. A fitofisionomia da área de estudo é composta por mata ciliar, capões e vegetação campestre. Os capões são fragmentos florestais encontrados em pequenas elevações da planície pantaneira (Figuras 2 e 3). Por esse motivo, é possível o estabelecimento de estruturas florestais, com diversos tipos de crescimento, diferente da matriz majoritariamente campestre e inundável[21]. Os capões podem apresentar variação na composição vegetal entre o centro e a borda, onde as espécies pioneiras como *Attalea phalerata*, *Cecropia pachystachya* e *Guazuma ulmifolia* geralmente estão presentes na borda, e espécies como *Acacia paniculata*, *Dilodendron bipinnatum* e *Rhamnidium elaeocarpum* são mais comuns no interior dos capões[22].

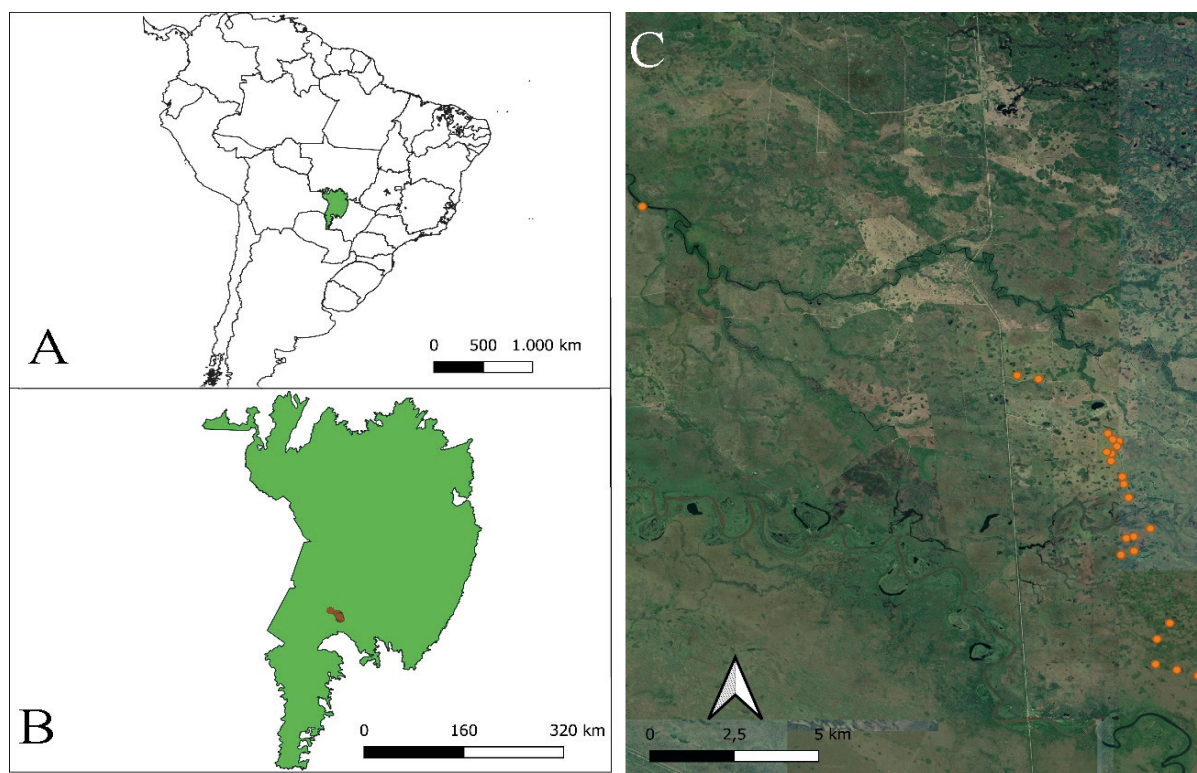


Figura 1 – (A) Localização do Pantanal na América do Sul; (B) Limites do bioma e locais de coleta; Imagem de satélite dos pontos de coleta.



Figura 2 – Vista externa de um capão.



Figura 3 – Vista do interior de um capão.

Metodologia de coleta

Para este trabalho foram coletados somente líquens epifíticos, aqueles presentes nas cascas das árvores dos capões. As coletas ocorreram em quatro campanhas que tiveram duração média de uma semana cada. Foram feitas, conforme disponibilidade logística, em dezembro de 2021 e fevereiro a abril de 2022. Para a coleta utilizou-se o método do caminhamento[23], onde foram amostrados o máximo de morfotipos das comunidades epifíticas. Para isso, foi utilizado critério de altura mínima (50 cm) e máxima de (170 cm) em relação ao solo, para a coleta nos forófitos. A retirada dos talos foi feita com o uso de faca removendo apenas parte da casca das árvores[24][25] e os espécimes foram guardados em sacos de papel pardo[26]. As coletas foram depositadas no herbário da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (Herbário CGMS).

Metodologia de identificação

No processo de reconhecimento das espécies foram utilizadas chaves de identificação para os gêneros e espécies (as chaves estão citadas nos resultados). Foram necessárias avaliações das morfologias das macroestruturas e microestruturas utilizando-se de estereomicroscópio e microscopia óptica. A análise das macroestruturas é voltada a descrever e comparar a morfologia dos talos. Já as microestruturas são aquelas presentes em escala anatômica, sendo necessário cortes anatômicos (feitos a mão livre), assim como a mensuração e caracterização dos esporos[26]. Para identificar

a química dos líquens foram usados os testes colorimétricos (*spot tests*), com os seguintes reagentes: hipoclorito de sódio (C), hidróxido de potássio (K) e iodeto de potássio (I). Também foi empregada a fluorescência ao ultravioleta (UV)[27].

Resultados

Foram identificadas 84 espécies em 1049 amostras. Outras 212 coletas foram identificadas somente até gênero, totalizando 1261 espécimes da região do Miranda. Todos os líquens coletados são representantes do filo *Ascomycota* e do subfilo *Pezizomycotina*, e compreendem 13 ordens, 25 famílias e 48 gêneros (Material Suplementar 1).

As espécies mais abundantes foram, em ordem alfabética, *Alyxoria varia* (Pers.) Ertz e Tehler, *Bacidina medialis* (Tuck. ex Nyl.) Kistenich, Timdal, Bendiksbj e S. Ekman, *Glyphis cicatricosa* Ach., *Glyphis scyphulifera* (Ach.) Staiger, *Graphis caesiella* Vain., *Graphis lineola* Ach., *Lecanora leprosa* Fée, *Opegrapha astraea* Tuck., *Opegrapha cylindrica* Raddi, *Pertusaria flavens* Nyl. e *Trypethelium eluteriae* Spreng. (Figura 4). Para muitas coletas do gênero *Graphis* Adans., não foi possível realizar as identificações em nível de espécie devido à ausência de ascósporos ou porque as lirelas estavam deterioradas.

Os gêneros com os maiores números de espécies nos capões são *Graphis* (11 espécies) e *Pyrenula* Ach. (9 espécies). O hábito de crescimento mais comum é o crostoso, seguido por foliosos e esquamuloso. Não foram encontrados líquens fruticulosos (Figura 4).

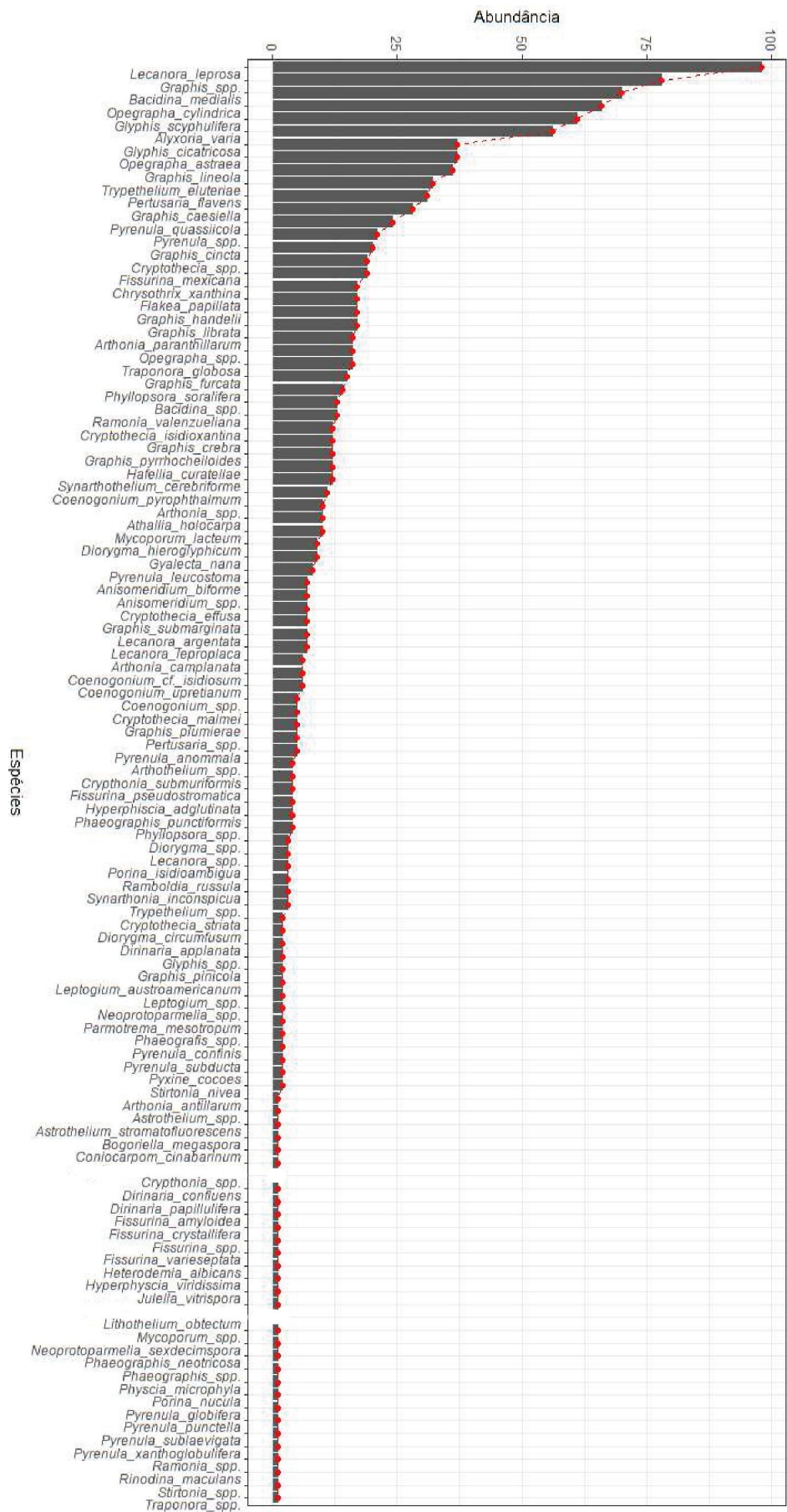


Figura 4 – Curva de abundância das espécies coletadas.

O Material Suplementar 2 contempla um guia fotográfico das espécies encontradas nos capões. Esse

guia tem o intuito de facilitar as futuras identificações e evidenciar essas espécies.

Chave para gêneros de líquens do Pantanal do Miranda

1a Talo folioso ou esquamuloso	2
1b Talo crostoso	10
2a Talo cinza-chumbo, escuro; fotobionte uma cianobactéria (<i>Nostoc</i>)	Leptogium
2b Talo verde ou cinza-esverdeado; fotobionte uma alga verde	3
3a Talo esquamuloso, verde	4
3b Talo folioso, mais ou menos cinza-esverdeado	5
4a Talo fino, formado por uma camada de células	Flakea
4b Talo mais engrossado, formado por várias camadas de células	Phyllopsora
5a Talo sem córtex inferior, K–, UV–	Hyperphyscia
5b Talo com córtex inferior, K+ amarelo ou UV+ amarelo	6
6a Superfície inferior com rizinas	7
6b Superfície inferior sem rizinas	Dirinaria
7a Talo com lobos arredondados e largos, com mais de 1 cm de largura	Parmotrema
7b Talo com lobos mais lineares e mais estreitos, com menos de 1 cm de largura	8
8a Córtex superior K+ amarelo ou UV+ amarelo; medula UV–	Pyxine
8b Córtex superior k+ amarelo e UV–; medula UV+ ou UV–	9
9a Córtex superior paraplectenquimático e medula UV–	Physcia
9b Córtex superior prosoplectenquimático e medula UV+ branca	Heterodermia
10a Talo amarelo, com sorédio e sem ascomas	Chrysothrix
10b Talo não amarelo, normalmente com estruturas reprodutivas	11
11a Talo com esporomas arredondados e fechados	12
11b Talo com esporomas arredondados e abertos, ou com esporomas lineares abertos ou fechados (quando esporomas ausentes, esta chave não pode ser usada: poucas espécies podem ser reconhecidas quando estéreis)	21
12a Fotobionte trebouxioide	Pertusaria
12b Fotobionte <i>Trentepohlia</i>	13
13a Peritécios reunidos em grupos densos nos pseudoestromas	Trypethelium
13b Peritécios isolados ou em grupos esparsos	14
14a Ascósporos mais de quatro vezes mais longos do que largos	Porina
14b Ascósporos menos de quatro vezes mais longos do que largos	15

15a Ascósporos marrons	16
15b Ascósporos incolores	18
16a Ascósporos com septos e paredes engrossados	17
16b Ascósporos com septos e paredes não engrossados; geralmente com verrugas	Bogoriella
17a Engrossamentos dos ascósporos parcialmente angulares	Pyrenula
17b Engrossamentos dos ascósporos arredondados	Lithothelium
18a Talo corticado, verde	Astrothelium
18b Talo não corticado, esbranquiçado	19
19a Ascósporos 1-septados	Anisomeridium
19b Ascósporos muriformes	20
20a Ascomas simples	Julella
20b Ascomas compostos	Mycoporum
21a Esporomas arredondados; fotobionte uma alga verde	22
21b Esporomas lineares ou, quando arredondados, o fotobionte é <i>Trentepohlia</i>	32
22a Apotécios amarelo-brilhantes, laranjas ou vermelhos	23
22b Apotécios amarelo-pálidos, marrons a negros	24
23a Apotécios amarelo-brilhantes a laranja	Athallia
23b Apotécios vermelhos	Ramboldia
24a Ascósporos marrons	25
24b Ascósporos hialinos	26
25a Margem do apotécio concolor ao talo	Rinodina
25b Margem do apotécio negra	Buellia
26a Ascósporos septados	27
26b Ascósporos simples	30
27a Ascósporos 1-septados	Coenogonium
27b Ascósporos multisseptados	28
28a Apotécios achatados a convexos	Bacidina
28b Apotécios côncavos	29
29a Ascósporos 8 por asco	Ramonia
29b Ascósporos mais de 8 por asco	Gyalecta
30a Talo amarronzado, lustroso	Neoprotoparmelia
30b Talo cinzento, não lustroso	31

31a Apotécios achatados a convexos ou, quando côncavos, disco marrom	Lecanora
31b Apotécios côncavos, com disco negro	Traponora
32a Paráfises não ramificadas; talo corticado	33
32b Paráfises ramificadas; talo não corticado	36
33a Ascósporos marrons	Phaeographis
33b Ascósporos incolores	34
34a Disco dos apotécios marrons	Glyphis
34b Disco dos apotécios negros, marrons ou cinzentos	35
35a Apotécios com carbonização	Graphis
35b Apotécios sem carbonização	Fissurina
36a Apotécios com carbonização	37
36b Apotécios sem carbonização	39
37a Apotécios lineares	38
37b Apotécios arredondados ou em forma de mancha de tinta	Arthothelium
38a Disco dos apotécios fechados	Opegrapha
38b Disco dos apotécios abertos	Alyxoria
39a Apotécios com pigmento vermelho	Coniocarpon
39b Apotécios sem pigmento vermelho	40
40a Apotécios em grupos densos	Synarthothelium
40b Apotécios isolados	41
41a Apotécios com paráfises	42
41b Apotécios sem paráfises	44
42a Apotécios com margem talina espessa	Diorygma
42b Apotécios praticamente sem margem talina	43
43a Disco dos apotécios bem abertos, usualmente não pruinosos	Arthonia
43b Disco dos apotécios quase fechados, sempre pruinosos	Synarthonia
44a Ascósporos muriformes	Cryptothecia
44b Ascósporos transversalmente septados	45
45a Talo bissoide	Crypthonia
45b Talo não bissoide	Stirtonia

Gêneros e espécies de líquens do Pantanal do Miranda

Alyxoria Ach. ex Gray 1821

Talo crostoso, não corticado, esbranquiçado ou levemente esverdeado. Lirelas presentes, negras, com ou sem ramificações, proeminentes, discos expostos e negros. Ascósporos fusiformes, incolores, transversalmente septados, com 3–6 septos. Fotobionte trentepohliode. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 15 espécies no mundo[28], três no Brasil e duas no Mato Grosso do Sul[29]: *Alyxoria cyanea* Aptroot e *Alyxoria varia* (Ach.) Ertz e Tehler. Nos capões do Pantanal foi amostrada somente uma espécie.

Alyxoria varia (Pers.) Ertz e Tehler 2011

Talo não corticado, branco ou levemente esverdeado. Lirelas negras, sésseis, com ou sem ramificações quando maduras; as fendas entre os lábios espaçadas, expondo o disco negro. Ascósporos fusiformes, incolores, com 3–6 septos, 22–37 μm de comprimento. Química: talo K–, C–, UV–; não foram detectadas substâncias de importância taxonômica.

Nos capões estudados, *A. varia* foi um dos líquens mais abundantes, tendo sido amostrados nada menos que 59 talos.

Anisomeridium (Müll. Arg.) M. Choisy 1928

Talo crostoso, corticado, verde acinzentado, marrom ou esbranquiçado. Peritécios globosos ou

levemente achatados, negros, cobertos pelo talo e com ostíolos apicais. Ascósporos unisseptados e incolores, com o comprimento variável entre as espécies. Fotobionte trentepohliode. Literatura: Torres et al.[10]; Aptroot et al.[28].

São conhecidas 75 espécies no mundo[28], 26 no Brasil e sete no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrado somente uma espécie.

Anisomeridium biforme (Schaer.) R.C. Harris 1978

Talo crostoso, corticado, verde acinzentado ou marrom. Peritécios globosos ou levemente achatados, negros, cobertos pelo talo e com ostíolos apicais. Ascósporos incolores, com um septo, globosos ou ovóides e com 10 μm de comprimento. Química: talo UV–.

Arthonia Ach. 1806

Talo crostoso, ecorticado, superfície opaca ou brilhante de cor cinza-esverdeada ou esbranquiçada. Sem sorédios ou isídios. Ascomas presentes, circulares ou irregulares, negros ou marrom-pálidos, parecidos com borrifos de tinta, achatados ou levemente elevados. Paráfises anastomosadas. Ascósporos globosos. Ascósporos transversalmente septados, 3–5 septos, incolores, soleiformes ou clavados. Fotobionte trentepohliode. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 200 espécies no mundo, 71 no Brasil e seis no Mato Grosso do Sul[28]. Nos capões do Pantanal foram amostradas *A. antillarum*, *A. complanata* e *A. parantillarum*.

Chave para identificação das espécies de *Arthonia* dos capões do Pantanal

- 1a Talo UV+ amarelo (liquexantona) ***Arthonia antillarum***
 1b Talo UV– 2
- 2a Ascomas marrom-pálidos ou beges ***Arthonia parantillarum***
 2b Ascomas negros ***Arthonia complanata***

Arthonia antillarum (Fée) Nyl. 1867

Talo crostoso, ecorticado, cinza-esverdeado ou esbranquiçado. Sorédios e isídios ausentes. Ascomas marrom-pálidos, irregulares e planos (no mesmo

nível do talo). Ascósporos globosos. Ascósporos incolores, clavados ou soleiformes, transversalmente septados, com 3 septos e com 17 μm de comprimento. Química: talo UV+ amarelo (liquexantona).

***Arthonia complanata* Fée 1825**

Talo crostoso, não corticado e esbranquiçado. Sorédios e isídios ausentes. Ascomas negros, mais ou menos circulares, planos ou levemente salientes. Ascósporos incolores, clavados, transversalmente septados, 4–5 septos, 14–32 μm de comprimento. Química: talo UV–.

***Arthonia parantillarum* Aptroot 2003**

Talo crostoso, sem córtex, cinza-esverdeado ou esbranquiçado. Sorédios e isídios ausentes. Ascomas marrom-pálidos, irregulares e planos. Ascósporos incolores, clavados ou soleiformes, transversalmente septados, 3–4 septos, 22–32 μm de comprimento. Química: talo UV–.

***Arthothelium* A. Massal. 1852**

Talo crostoso, ecorticado, branco, esverdeado ou cinza. Sorédios raramente presentes. Isídios ausentes. Apotécios presentes, alongados, estrelados ou irregulares, nivelados ao talo ou levemente convexos e com discos negros. Paráfises anastomosadas. Ascósporos globosos ou clavados. Ascósporos muriformes, incolores, soleiformes ou clavados. Fotobionte trentepohliode. Química: KOH+ púrpura se o apotécio possuir pigmento vermelho. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 100 espécies no mundo[28], 12 no Brasil e até o momento nenhuma espécie havia sido identificada no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foram amostrados cinco talos sem a possibilidade de identificação devido à falta de ascósporos.

***Astrothelium* Eschw. 1824**

Talo crostoso, corticado, verde-oliva ou marrom-pálido e com prótalo preto às vezes presente. Sorédios e isídios ausentes. Peritécios presentes, globosos, negros, solitários ou quando em grupos inseridos em pseudocifelas de cor branca ou marrom. Ostíolos apicais, solitários. Paráfises anastomosadas, hialinas e às vezes aspergidas. Ascósporos incolores, 3–19 septos ou muriformes, geralmente menores que 90 μm de comprimento. Fotobionte trentepohliode. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 285 espécies no mundo[28], 170 no Brasil e 23 espécies no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada somente uma espécie.

***Astrothelium stromatofluorescens* Aptroot e M. Cáceres 2016**

Talo crostoso, corticado, verde-oliva. Sorédios e isídios ausentes. Peritécios presentes, globosos e inseridos em pseudocifelas de cor marrom-pálido. Ostíolos apicais. Himênio não aspergidos. Ascósporos transversalmente septados 15–30 μm de comprimento. Química: pseudoestromas UV+ amarelo.

***Athallia* Arup, Frödén e Söchting 2013**

Talo crostoso, esbranquiçado, ecorticado ou raramente com córtex e talo geralmente inconspícuo. Apotécios presentes, sésseis, arredondados. Discos de cor laranja, planos ou levemente convexos, com margem de mesma cor dos discos ou amareladas e algas presentes. Himênio não aspergido e hialino. Ascósporos elipsoide, às vezes levemente curvados, incolores e biloculares. Fotobionte trentepohliode. Literatura: Arup et al.[30].

São conhecidas nove espécies no mundo[30]; não foram encontrados dados a respeito do número de espécies desse gênero no Brasil, Mato Grosso do Sul e no Pantanal. Nos capões do Pantanal foi amostrada somente uma espécie.

***Athallia holocarpa* (Hoffm.) Arup, Frödén e Söchting 2013**

Talo crostoso, esbranquiçado, ecorticado, talo inconspícuo. Apotécios presentes, sésseis, arredondados, discos de cor laranja ou avermelhada, planos ou levemente convexos com as margens laranjas, avermelhadas ou amareladas e com algas presentes. Himênio não aspergido e hialino, epitécio laranja e granular. Ascósporos elipsoides, incolores, biloculares e com 9–17 μm de comprimento. Química: não testada.

***Bacidina* Vězda 1991**

Talo crostoso, não corticado e verde-acinzentado. Isídios presentes. Sorédios presentes. Apotécios presentes, sésseis, discos amarelos, marrom-pálidos ou negros, margem das mesmas cores dos discos e sem algas. Ascósporos elipsoide ou filiformes, incolores 1–50 septos. Fotobionte clorococoides. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 20 espécies no mundo[28], 17 no Brasil e seis no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada uma espécie.

Bacidina medialis (Tuck ex Nyl.) Kistenich, Timdal, Bendiksby e S. Ekman 2018

Talo crostoso, sem córtex acinzentado. Apotécios sésseis, discos pálidos com as margens da mesma cor do disco e sem algas. Ascósporos filiformes, incolores com três septos 25–30 μm de comprimento. Nenhuma Química: foi observada.

Foram coletados 69 talos de *B. medialis* nos capões do Pantanal. Sendo assim, podemos dizer que é relativamente abundante.

Bogoriella Zahlbr. 1928

Talo crostoso, ecorticado, branco ou róseo e às vezes cercado por um prótalo preto. Sorédios e isídios ausentes. Peritécios presentes, globosos ou cônicos, negros, com ou sem clipeo. Ostíolos apicais. Paráfises septadas. Himênio aspergido. Ascósporos, marrons, assimetricamente septados, com 1–3 septos, ou submuriformes e com parede ornamentada com espinhos. Fotobionte trentepohliode. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 18 espécies no mundo[28], oito no Brasil e quatro no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada uma espécie.

Bogoriella megaspora (Aptroot e M. Cáceres) Aptroot e Lücking 2016

Talo crostoso, ecorticado, branco e sem protalo. Sorédios e isídios ausentes. Peritécios presentes, globosos, negros, com clipeo e com os ostíolos apicais. Himênio aspergido. Ascósporos, marrons com um septo. Química: não testada.

Buellia De Not. 1846

Talo crostoso, corticado, cinza ou esbranquiçado e às vezes com protalo preto. Sorédios e isídios ausentes. Apotécios presentes, sésseis, discos e margem negros, raramente pruinosos, planos. Margem sem algas. Excípulo interno e externo preto. Paráfises não ramificadas e Himênio aspergido. Ascósporos elipsoides, transversalmente septados, um septo, marrons ou incolores e com 4, 8 ou 16 Ascósporos por asco. Fotobionte trebouxioide. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 21 espécies no mundo[28], 11 no Brasil[29], não foi possível encontrar quantas espécies foram identificadas no Mato Grosso do Sul. Nos capões do Pantanal foi amostrada *H. curatellae*.

Buellia curatellae Malme 1927

Talo crostoso, esbranquiçado, corticado e com protalo preto. Sorédios e isídios ausentes. Apotécios presentes, sésseis, discos e margens negros e sem algas. Himênio aspergido. Ascósporos elipsoides, com um septo, marrons 15–20 μm de comprimento, 8 por asco e sem espessamento da parede subapical. Química: não testada.

Chrysothrix Mont. 1852

Talo crostoso, placoide, granular, verde-amarelado vibrante. Apotécios ausentes. Sorédios cobrindo quase a totalidade do talo, grânulos com tamanhos variáveis. Fotobionte clorococoides. Literatura: Torres et al.[10]; Aptroot et al.[28].

São conhecidas dez espécies no mundo, sete no Brasil e uma no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada uma espécie.

Chrysothrix xanthina (Vain.) Kalb 2001

Talo crostoso, placoide e verde-amarelado. Sorédios por todo o talo, grânulos com aproximadamente 50 μm de diâmetro. Química: talo UV–, KC–.

Coenogonium Ehrenb. 1820

Talo crostoso, não corticado, verde-oliva e brilhoso. Protalo branco e feltroso. Isídios às vezes presentes. Apotécios sésseis, amarelos, amarelo-pálidos ou levemente ocre, sem pruína e com margem presente. Himênio não aspergido. Ascósporos incolores, com um septo, elipsoides ou fusiformes. Fotobionte trentepohliode. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 130 espécies no mundo[28], 52 no Brasil e 19 no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foram amostradas quatro espécies.

Chave para identificação das espécies de *Coenogonium* dos capões do Pantanal

- 1a Talo sem isídios ***Coenogonium pyrophthalmum***
- 1b Talo com isídios 2
- 2a Apotécios ausentes ***Coenogonium* cf. *isidiosum***
- 2b Apotécios presentes ***Coenogonium upretianum***

Coenogonium* cf. *isidiosum (Breuss) Rivas Plata, Lücking, L. Umaña e Chaves 2006

Talo verde-oliva, brilhante e não corticado. Protalo branco e feltroso. Isídios presentes, simples, cilíndricos e às vezes capitados. Sorédios ausentes. Apotécios ausentes.

Coenogonium pyrophthalmum (Mont.) Lücking, Aptroot e Sipman 2006

Talo verde-acinzentado ou verde-oliva, ecorticado, brilhante ou fosco. Protalo branco às vezes presente. Isídios ausentes. Sorédios ausentes. Apotécios sésseis, amarelos ou ocre, com margem presente e com cor mais pálida que o disco. Ascósporos elípticos ou fusiformes, incolores, com um septo, 12–17 μm de comprimento por 2,5–4 μm de largura.

Coenogonium upretianum M. Cáceres e Aptroot 2018

Talo verde-oliva ou verde acinzentado, brilhante ou fosco e ecorticado. Protalo branco às vezes presente. Isídios presentes e ramificados. Sorédios ausentes. Apotécios presentes, sésseis, discos amarelos e com margem amarelo-pálidas. Ascósporos incolores, elípticos ou mais ou menos fusiformes, com um septo, 12–17 μm de comprimento por 2,5 μm de largura.

Coniocarpon DC. 1805

Talo crostoso, ecorticado e esbranquiçado ou acinzentado. Sorédios e isídios ausentes. Apotécios presentes, alongados, estrelados ou irregulares e encontram-se no mesmo nível do talo ou levemente mais elevados. Discos podem ser cinzas, brancos ou marrons e são pruinosos. Paráfises anastomosadas. Ascósporos globosos ou levemente clavados. Ascósporos incolores, 3–5 septos e soleiformes. Apotécios quando pigmentados KOH+ púrpura. Fotobionte trentepohliode. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas quatro espécies no mundo[28], duas no Brasil[29]: *Coniocarpon cinnabarinum* DC. e *Coniocarpon piccoloides* Aptroot e M. Cáceres, e uma no Mato Grosso do Sul (*C. cinnabarinum*). Nos capões do Pantanal foi amostrada somente uma espécie.

Coniocarpon cinnabarinum DC. 1805

Talo crostoso, ecorticado e esbranquiçado ou acinzentado. Sorédios e isídios ausentes. Apotécios presentes, irregulares, erumpentes, com margem avermelhada, disco esbranquiçado e pruinoso. Paráfises anastomosadas. Ascos globosos. Ascósporos incolores, soleiformes e com 3–4 septos. Química: Apotécio KOH+ púrpura.

Cryphonia Frisch e G. Thor 2010

Talo crostoso, não corticado, feltroso, branco ou acinzentado e protalo branco às vezes presente. Sorédios e isídios ausentes. Pseudoisídios podem estar presentes. Apotécios às vezes presentes, arredondados ou irregulares e emergentes. Paráfises anastomosadas. Ascos globosos ou clavados. Ascósporos elipsoides, 1–7 septos a submuriformes e incolores. Fotobionte trentepohliode. Química: talo e ou apotécio UV+ amarelo e C+ vermelho. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 20 espécies no mundo[28], sete no Brasil[28] *Cryphonia albida* (Fée) Frisch e G. Thor e *Cryphonia submuriformis* A.a. Menezes, M. Cáceres e Aptroot e duas no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada *C. Submuriformes*.

Cryphonia submuriformis M. Cáceres e Aptroot 2013

Talo crostoso e cinza-esverdeado. Protalo branco, filamentoso e pouco aderido ao substrato. Ascomas clavados. Apotécios no centro do talo,

planos, brancos, irregulares e ramificados. Ascósporos submuriformes, 17–20 μm de comprimento e incolores. Química: talo K –, C –; apotécios UV+ amarelos.

***Cryptothecia* Stirt. 1876**

Talo crostoso, ecorticado, filamentoso, branco ou cinza-esverdeado. Protalo esbranquiçado, filamentoso, pouco aderido ao substrato. Apotécios

pálidos ou brancos, nivelados ao talo, às vezes com aparência filamentosa, irregulares e ramificados. Ascomas globulares ou levemente subclavados. Ascósporos muriformes e incolores. Fotobionte trentepohlioide. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 65 espécies no mundo[28], 14 no Brasil e seis no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foram amostradas quatro espécies.

Chave para identificação das espécies de *Cryptothecia* dos capões do Pantanal

- 1a Talo UV+ amarelo (liquexantona) ***Cryptothecia isidioxanthina***
 1b Talo UV– 2
- 2a Talo C+ vermelho (ácido girofórico) ***Cryptothecia striata***
 2b Talo C– 3
- 3a Ascósporos com 30–67 μm ***Cryptothecia effusa***
 3b Ascósporos com 60–80 μm ***Cryptothecia malmei***

***Cryptothecia effusa* (Müll. Arg.) R. Sant. 1952**

Talo crostoso, ecorticado, esbranquiçado ou acinzentado e com protalo branco filamentoso. Apotécios esbranquiçados, no mesmo nível do talo, arredondados ou irregulares. Ascomas globulares. Ascósporos muriformes, incolores e com 30–67 μm de comprimento. Química: talo UV–.

***Cryptothecia isidioxanthina* Aptroot e M. Cáceres 2017**

Talo crostoso, granulado, cinza-esverdeado. Protalo branco e pouco aderido ao substrato. Pseudoisídios presentes em toda parte central do talo. Apotécios não foram vistos. Ascósporos não foram vistos. Química: talo C–, K+ amarelo e UV+ amarelo (liquexantona).

***Cryptothecia malmei* Redinger 1933**

Talo crostoso, ecorticado e acinzentado ou esbranquiçado. Apotécios inconspícuos, da mesma cor do talo. Ascósporos muriformes, 60–80 μm de comprimento e incolores. Química: talo UV–.

***Cryptothecia striata* G. Thor 1991**

Talo crostoso, branco a bege. Protalo branco, filamentoso, pouco aderido ao substrato. Ascósporos muriformes, incolores e 46–80 μm de comprimento. Química: talo C+ vermelho (ácido girofórico), K– e UV–.

***Diorygma* Eschw. 1824**

Talo crostoso, ecorticado, verde-acinzentado. Sorédios e isídios ausentes. Apotécios lireliformes, quase imperceptíveis, sésseis ou planos nivelados ao talo, sem carbonização, discos marrons ou esbranquiçados, margem da mesma cor do talo. Ascósporos transversalmente septados ou muriformes, incolores, lúmen arredondado. Fotobionte: trentepohlioide. Química: talo pode reagir KOH+ amarelo → vermelho. Literatura: Kalb et al.[31], Aptroot et al.[28].

São conhecidas 30 espécies no mundo, 25 no Brasil e nove no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foram amostradas duas espécies.

Chave para identificação das espécies de *Diorygma* dos capões do Pantanal

- 1a Ascósporos com septos transversais somente ***Diorygma circumfusum***
 1b Ascósporos com septos transversais e longituinais (muriformes) ***Diorygma hieroglyphicum***

Diorygma circumfusum (Stirt.) Kalb, Staiger e Elix 2004

Talo crostoso, ecorticado, verde-acinzentado. Sorédios e isídios ausente. Apotécios lireliformes, sésseis, margem da mesma cor do talo, disco esbranquiçado. Ascósporos filiforme, hialino, com 18 septos transversais, 72 μm de comprimento e lúmen arredondado. Química: talo KOH+ amarelo $\rightarrow$ vermelho (ácido norstictico).

Diorygma hieroglyphicum (Pers.) Staiger e Kalb 2004

Talo crostoso, ecorticado, verde-acinzentado ou esbranquiçado. Isídios e sorédios ausentes. Apotécios lireliformes, sésseis, esbranquiçados e com fendas que interrompem o talo no entorno dos apotécios. Ascósporos muriformes, incolores, 100 μm de comprimento. Talo KOH+ amarelo $\rightarrow$ vermelho (ácido norstictico).

Dirinaria (Tuck.) Clem. 1909

Talo folioso, verde acinzentado ou cinza e bastante adpresso ao substrato. Pruína presente. Lacínulas curtas ou alongadas, confluentes ou planas. Máculas presentes ou ausentes. Superfície inferior corticada, preta ou marrom escura, sem rizinas. Sorédios e isídios podem estar presentes. Apotécios sésseis, com disco marrons ou negros, margem da mesma cor do talo. Ascósporos unisseptados e marrons. Fotobionte: trebouxioide. Química epitécio KOH+ púrpura. Literatura: Torres et al.[10]; Barbosa et al.[32].

São conhecidas 27 espécies no mundo[28], 14 no Brasil e 12 no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foram amostradas três espécies.

Chave para identificação das espécies de *Dirinaria* dos capões do Pantanal

- 1a Talo sem isídios e sem sorédios ***Dirinaria confluens***
 1b Talo com isídios ou sorédios 2
 2a Talo com isídios ***Dirinaria papillulifera***
 2b Talo com sorédios ***Dirinaria applanata***

Dirinaria applanata (Fée) D.D. Awasthi 1970

Talo folioso, verde acinzentado, lóbulos mais largos do que longos e mais ou menos planos. Pruínas presentes e laminais nas lacínulas. Sorédios em pústulas. Apotécios lecanorinos, discos quando maduros são convexos, negros ou marrons, margem da mesma cor do talo. Himênio aspergido, pálido ou hialino e epihimênio marrom. Ascósporos bacilares, marrons, unisseptados, 10 μm de comprimento. Química: medula UV+ branco (ácido divaricático).

Dirinaria confluens (Fr.) D.D. Awasthi 1975

Talo folioso, verde-acinzentado. Lacínulas confluentes. Sorédios e isídios ausentes. Pruínas presentes laminais nas lacínulas. Medula branca e sem pigmentos. Apotécios sésseis, discos negros ou marrons e côncavos, margem da mesma cor do talo. Ascósporos unisseptados, 15–17 μm de comprimento. Química: não testada.

***Dirinaria papillulifera* (Nyl.) D.D. Awasthi 1964**

Talo folioso e verde-acinzentado. Sorédios ausentes. Isídios presentes simples e bacilares. Pruínas presentes e laminais nas lacínulas. Apotécios não vistos. Química: não testada.

***Fissurina* Fée 1825**

Talo crostoso, corticado, cinza, branco-amarelado ou verde-acinzentado. Isídios e sorédios ausentes. Lirelas presentes, sésseis ou imersas e agregadas em pseudoestroma ou não. Discos

marrom-pálidos, abertos ou fechados e pruínas ausentes. Lábios acinzentados, sem carbonização, sem alga e inconspícuo. Ascósporos elipsoides, incolores transversalmente septados com 3–7 septos. Fotobionte: trentepohliode. Química: não testada. Literatura: Cáceres et al.[33]; Mercado-Díaz et al.[34].

São conhecidas 157 espécies no mundo[28], 45 no Brasil e sete no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foram amostradas cinco espécies. *F. amyloidea*, *F. crystallifera*, *F. mexicana*, *F. pseudostromatica* e *F. varieioseptata*.

Chave de identificação para as espécies de *Fissurina* encontradas nos capões do Pantanal

- 1a Lirelas em pseudoestromas 2
- 1b Lirelas não inseridas em pseudoestromas 3
- 2a Ascósporos transversalmente septados ***Fissurina pseudostromatica***
- 2b Ascósporos muriformes ***Fissurina mexicana***
- 3a Ascósporos com 3 septos 4
- 3b Ascósporos 5-6 septos ***Fissurina varieioseptata***
- 4a Ascósporos com 13–16 μm de comprimento ***Fissurina amyloidea***
- 4b Ascósporos 20–25 μm de comprimento ***Fissurina crystallifera***

***Fissurina amyloidea* M. Cáceres, Aptroot e Lücking 2014**

Talo crostoso, corticado, contínuo, cinza, cinza-esverdeado ou verde. Sorédios e isídios ausentes. Córtex superior prosoplectenquimático. Lirelas, erumpentes, irregularmente ramificados e com pouca ou quase nenhuma carbonização. Lábio inconspícuo com margem talina ascendente, fina, translúcida, inteira ou com fissuras. Discos expostos, beges ou marrom-pálidos e sem pruína. Excípulo marrom escuro quando jovem se tornando amarelados quando maduros. Himênio hialino não isperso e paráfises sem ramificações. Ascos cilíndricos. Ascósporos elipsoides ou ovais, transversalmente septados com 3 septos, 13–16 μm de comprimento e incolores. Química: não testada.

***Fissurina crystallifera* Merc.-Díaz, Lücking e Parnmen 2014**

Talo crostoso, corticado, branco, cinza ou cinza-esverdeado. Com ou sem protalo. Sorédio e isídio ausentes. Córtex superior prosoplectenquimático. Lirelas, irregularmente ramificado, erumpente e com margem inconspícuo. Disco fechado. Margem talina presente e esbranquiçada. Excípulo hialino ou amarelado. Himênio hialino e não aspergido. Paráfises sem ramificações. Ascósporos elipsoides ou oblongos, incolores, transversalmente septados com 3 septos e com 20–25 μm de comprimento. Química: não testada.

Fissurina mexicana Lücking e Rivas Plata 2011

Talo crostoso, corticado, cinza-esverdeado. Soréδιο e isídios ausentes. Córtex superior prosoplectenquimático. Lirelas, erumpente e com margem inconspícua. Discos fechados ou levemente expostos. Himênio não aspergido e hialino. Ascósporos fusiformes. Ascósporos elipsoides, transversalmente septados com 3 septos, 30–45 μm de comprimento e incolores.

Fissurina pseudostromatica Lücking e Rivas Plata 2011

Talo crostoso, corticado e verde-oliva. Isídios e sorédios ausentes. Lirelas agregadas em pseudoestromas, esbranquiçadas, não ramificadas, e imersas. Discos fechados ou levemente expostos, lábios inconspícuos e brancos. Himênio não aspergido e hialino. Ascósporos fusiformes. Ascósporos elipsoides, com três septos, 15–20 μm de comprimento e incolores. Química: não vista.

Fissurina varieiseptata Common e Lücking 2011

Talo crostoso, corticado e cinza ou branco-amarelados. Isídios e sorédios ausentes. Lirelas ramificadas ou não, imersas e com margem talina. Discos mais ou menos abertos. Lábios inconspícuos. Himênio não aspergido e hialino. Ascósporos elipsoides, incolores 5–6 septos e com 12–18 μm de comprimento. Química: não vista.

Flakea O.E. Erikss. 1992

Talo esquamuloso, verde e pouco aderido ao substrato. Superfície do córtex superior com papilas. Superfície inferior esbranquiçada e fibrosa. Sorédios e isídios ausentes. Ascomata desconhecido. Fotobionte: myrmecioide. Química: testes negativos. Literatura: Aptroot et al.[28].

É conhecida somente uma espécie no mundo, que ocorre no Brasil e no Mato Grosso do Sul [29], e também foi amostrada nos capões do Pantanal.

Flakea papillata O.E. Erikss. 1992

Talo esquamuloso, verde e pouco aderido ao substrato. Superfície do córtex superior com papilas. Superfície inferior esbranquiçada e fibrosa. Sorédios e isídios ausentes. Ascomas desconhecidos. Química: não apresenta.

Glyphis Ach. 1814

Talo crostoso, corticado, branco ou verde-acinzentado. Sorédios e isídios ausentes. Ascomas lirelifórmes, circulares ou planos e inseridos em pseudoestromas, discos marrons sem pruínas. Ascósporos incolores, transversalmente septados, clavados, 7–9 septos, muriformes e ovoides. Fotobionte: trentepohlioide. Literatura: Torres et al.[10].

São conhecidas sete espécies no mundo[28], seis no Brasil e quatro no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foram amostradas duas espécies.

Chave para identificação das espécies de *Glyphis* dos capões do Pantanal

1a Apotécios em estroma, lirelifórmes; ascósporos transversalmente septados ***Glyphis cicatricosa***

1b Apotécios solitários, arredondados; ascósporos muriformes ***Glyphis scyphulifera***

Glyphis cicatricosa Ach. 1814

Talo crostoso, corticado e verde-acinzentado. Ascomas lireliformes, planos, inseridos em pseudoestromas e discos marrons. Ascósporos clavados, transversalmente septados, 7–9 septos, incolores com 32–40 µm de comprimento.

Glyphis scyphulifera (Ach.) Staiger 2002

Talo crostoso, corticado, verde-acinzentado às vezes esbranquiçado. Lirelas circulares, sésseis, discos marrons. Ascósporos incolores, muriformes e 35 µm de comprimento.

Graphis Adans. 1763

Talo crostoso, branco ou verde-acinzentado e corticado. Sorédios e isídios ausentes. Lirelas

presentes, imersas, erumpentes, proeminentes ou sésseis, disco aberto ou fechado com ou sem pruínas. Excípulo com carbonização apical, basal, lateral ou completa, lábio inteiro ou estriado. Himênio aspergido ou não aspergido e hialino Ascósporos fusiformes, transversalmente septados ou muriformes e incolores. Fotobionte trentepohlioide. Literatura: Lücking et al.[35].

São conhecidas 225 espécies no mundo[28], 158 no Brasil e 40 no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foram amostradas 11 espécies.

Todas as espécies encontradas na área estudada apresentaram lirelas com carbonização lateral, sem estrias, ascósporos transversalmente septados e ácido norstíctico nas que apresentaram reações químicas. Desse modo, tais caracteres não puderam ser utilizados para montar a chave para espécies. Para a montagem da chave foi utilizado o quadro abaixo.

Quadro 1 – Quadro com os caracteres dos espécimes de *Graphis* coletados no Pantanal. IR = irregularmente ramificadas; R = ramificadas; SR = sem ramificações.

Espécies	Lirelas	Himênio	Disco	Pruína	Reação Química
<i>Graphis caesiella</i>	IR	Não aspergido	Fechado	Presentes	KOH+ amarelo→vermelho
<i>G. cincta</i>	R	Aspergido	Fechado	Ausentes	KOH+ amarelo→vermelho
<i>G. crebra</i>	IR	Aspergido	Aberto	Presentes	KOH+ amarelo→vermelho
<i>G. handelii</i>	IR	Aspergido	Aberto	Ausentes	KOH+ amarelo→vermelho
<i>G. lineola</i>	SR	Aspergido	Fechado	Ausentes	Negativas
<i>G. plumierae</i>	SR	Aspergido	Fechado	Presentes	KOH+ amarelo→vermelho
<i>G. submarginata</i>	R	Aspergido	Aberto	Presentes	Negativas
<i>G. furcata</i>	SR	Não aspergido	Fechado	Raras	Negativas
<i>G. librata</i>	R	Não aspergido	Fechado	Ausentes	KOH+ amarelo→vermelho
<i>G. pinicola</i>	IR	Não aspergido	Fechado	Raras	Negativas
<i>G. pyrrhocheiloides</i>	R	Não aspergido	Aberto	Presentes	KOH+ amarelo→vermelho

Chave para identificação das espécies de *Graphis* dos capões do Pantanal

1a Lirelas com disco fechado	2
1b Lirelas com disco aberto	8
2a Lirelas distintamente pruinosas	3
2b Lirelas sem pruína ou pruína raramente presente	4
3a Himênio aspergido	<i>Graphis plumierae</i>
3b Himênio não aspergido	<i>Graphis caesiella</i>
4a Himênio aspergido	5
4b Himênio não aspergido	6
5a Talo K+ amarelo → vermelho (ácido norstíctico)	<i>Graphis cincta</i>
5b Talo K–	<i>Graphis lineola</i>
6a Talo K+ amarelo → vermelho (ácido norstíctico)	<i>Graphis librata</i>
6b Talo K–	7
7a Lirelas geralmente não ramificadas, ou quando ramificadas de maneira furcada	<i>Graphis furcata</i>
7b Lirelas irregularmente ramificadas	<i>Graphis pinicola</i>
8a Lirelas sem pruína	<i>Graphis handelii</i>
8b Lirelas distintamente pruinosas	9
9a Himênio aspergido	10
9b Himênio não aspergido	<i>Graphis pyrrhocheiloides</i>
10a Talo K+ amarelo → vermelho (ácido norstíctico)	<i>Graphis crebra</i>
10b Talo K–	<i>Graphis submarginata</i>

***Graphis caesiella* Vain. 1890**

Talo crostoso e esbranquiçado. Lirelas alongadas e irregularmente ramificadas e com carbonização inteira e lateral. Himênio não aspergido e hialino. Disco fechado e lábio com pruínas brancas. Ascósporos transversalmente septados, 5–9 septos, 30–32 μm de comprimento e incolores. Talo KOH+ amarelo → vermelho (ácido norstíctico).

***Graphis cincta* (Pers.) Aptroot 2009**

Talo crostoso e esbranquiçado. Lirelas alongadas, estreitas, erumpentes e com margem talina presente, carbonização lateral e inteira. Himênio aspergido e hialino. Discos fechados. Lábio não pruinoso. Ascósporos transversalmente septados, 7–9 septos, 25–35 μm de comprimento e hialino. Química: Talo KOH+ amarelo → vermelho (ácido norstíctico).

***Graphis crebra* Vain. 1899**

Talo crostoso e esbranquiçado. Lirelas erumpentes, com margem talina e irregularmente ramificadas. Carbonização lateral e inteira. Himênio aspergido e hialino. Discos expostos e com pruínas brancas. Ascósporos transversalmente septados 5–9 septos, 20–32 μm de comprimento. Talo KOH+ amarelo $\rightarrow$ vermelho (ácido norstíctico).

***Graphis furcata* Fée 1825**

Talo crostoso e esbranquiçado. Lirelas erumpentes, curtas, mais comumente não ramificadas e lábios raramente com pruínas brancas. Carbonização lateral e inteira. Discos fechados. Himênio hialino e não aspergido. Ascósporos transversalmente septados, 7–9 septos, 25–35 μm de comprimento e incolores. Química: reações negativas.

Obs.: Os espécimes coletados apresentam lirelas com pruína branca.

***Graphis handelii* Zahlbr. 1930**

Talo crostoso e esbranquiçado. Lirelas erumpentes, com margem talina, irregularmente ramificadas e com carbonização lateral e inteira. Himênio aspergido e hialino. Discos expostos e não pruinosos. Ascósporos transversalmente septados 5–11 septos, 25–32 μm de comprimento e incolores. Química: talo KOH+ amarelo $\rightarrow$ vermelho (ácido norstíctico).

***Graphis librata* C. Knight 1884**

Talo crostoso e esbranquiçado. Lirelas curtas, ramificadas, lateralmente carbonizadas e inteiras. Himênio não aspergido. Discos fechados lábios não pruinosos. Ascósporos transversalmente septados, 5–9 septos, 20–30 μm de comprimento e incolores. Química: talo KOH+ amarelo $\rightarrow$ vermelho (ácido norstíctico) e UV–.

***Graphis lineola* Ach. 1810**

Talo crostoso e esbranquiçado. Lirelas erumpentes, com margem talina, lateralmente carbonizadas e inteiras. Disco fechado e lábio não pruinoso. Himênio aspergido. Ascósporos hialino, transversalmente septados, com 7–9 septos e com 20–32 μm de comprimento. Química: reações negativas.

***Graphis pinicola* Zahlbr. 1930**

Talo crostoso e esbranquiçado. Lirelas erumpentes, curtas ou alongadas, irregularmente ramificadas, com margem talina, inteiras e lateralmente carbonizadas. Discos fechados e lábios raramente pruinosos. Himênio não aspergido. Ascósporos transversalmente septados, com 7 septos, com 25–35 μm de comprimento e incolores. Química: reações negativas.

***Graphis plumierae* Vain. 1915**

Talo crostoso e esbranquiçado. Lirelas imersas, com margem talina, às vezes ramificadas, inteiras e com carbonização lateral. Discos fechados. Lábio com pruína branca. Himênio aspergido. Ascósporos incolores, transversalmente septados, 7 septos e 25 μm de comprimento. Química: talo KOH+ amarelo $\rightarrow$ vermelho (ácido norstíctico).

***Graphis pyrrhocheiloides* Zahlbr. 1923**

Talo crostoso e esbranquiçado. Lirelas alongadas, irregularmente ramificadas, inteiras e lateralmente ramificadas. Discos expostos e com pruínas brancas. Himênio não aspergido. Ascósporos transversalmente septados, 7–9 septos, 25–35 μm de comprimento. Química: talo KOH+ amarelo $\rightarrow$ vermelho (ácido norstíctico) e UV–.

***Graphis submarginata* Lücking 2008**

Talo crostoso e esbranquiçado. Lirelas erumpentes, com margem talina, inteiras, irregularmente ramificadas e lateralmente carbonizadas. Discos expostos e com pruínas brancas. Himênio aspergido. Ascósporos transversalmente septados, 11 septos, 20–30 μm de comprimento e incolores. Química: reações negativas.

***Gyalecta* Ach. 1808**

Talo crostoso, sem córtex e brancos. Apotécios presentes, sésseis, lecanorinos, margem da mesma cor do talo e com pequenas projeções, discos alaranjados ou bege-pálidos. Ascósporos mais comumente com septos transversais, 3–7 septos e de aproximadamente 10 μm de comprimento. Ascósporos com até 18 Ascósporos 8–48 por asco, elipsoides, 3–7 septos ou muriformes e incolores. Fotobionte trentepohliode. Literatura: Torres et al.[10].

São conhecidas 75 espécies no mundo[28], sete no Brasil e seis no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada somente uma espécie.

Gyalecta nana Tuck. 1862

Talo crostoso, sem córtex e esbranquiçado. Apotécios sésseis, lecanorinos, com projeções na margem, discos alaranjados. Ascospores. Ascospores incolores, transversalmente septados com 2–3 septos. Química: reações negativas.

Heterodermia Trevis. 1868

Talo folioso a fruticoso, geralmente com lacínulas dicotomicamente ramificadas e arredondadas na porção terminal, às vezes voltadas para cima lembrando um talo fruticoso. Superfície superior corticada do tipo prosoplectenquimático. Superfície inferior esbranquiçada, bege ou preta, corticada ou com algumas espécies sem córtex inferior; quando sem córtex inferior pode apresentar pontos de pigmentação amarelos, laranjas, vermelhos ou violetas. Quando corticada apresenta rizinas simples. Sorédios e isídios às vezes presentes. Apotécios podem ser presentes, Ascospores marrons, transversalmente septados com um septo. Fotobionte trebouxioide. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 120 espécies no mundo[28], 69 no Brasil e 17 no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi encontrada *H. albicans*.

Heterodermia albicans (Pers.) Swinscow e Krog 1976

Talo folioso, acinzentado e lacínulas dicotomicamente ramificadas. Superfície superior corticada do tipo prosoplectenquimático. Córtex inferior presente, esbranquiçado e com rizinas simples. Sorédios presentes e isídios ausentes. Apotécios ausentes. Química: talo KOH+ amarelo → vermelho.

Hyperphyscia Müll. Arg. 1894

Talo placode, esquamuloso ou semelhante a um talo crostoso, marrom, cinza ou esverdeado quando molhado, bastante adpresso ao substrato, lacínulas aderidas ao substrato, ramificadas, estreitas, separadas ou com margem sobreposta. Pruínas ausentes ou presentes em grandes quantidades. Sorédios laminais ou no centro do talo. Isídios ausentes. Superfície inferior corticada, marrom ou preta. Algumas poucas rizinas. Apotécios lecanorinos, margem da mesma cor do talo e disso preto. Paráfises não ramificadas. Himênio não aspergido Fotobionte trebouxioide. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 120 espécies no mundo[28], 16 no Brasil e 12 no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foram amostradas *H. adglutinata* e *H. viridissima*.

Chave para identificação das espécies de *Hyperphyscia* dos capões do Pantanal

- 1a Talo com sorédios ***Hyperphyscia adglutinata***
 1b Talo sem sorédios ***Hyperphyscia viridissima***

Hyperphyscia adglutinata (Flörke) H. Mayrhofer e Poelt 1979

Talo placode a esquamuloso, cinza ou esverdeado quando molhado, adpresso ao substrato e superfície inferior marrom ou preta. Lacínulas alongadas e estreitas. Pruínas presentes. Máculas ausentes. Sorédios presentes, laminais e farinosos. Isídios ausentes. Medula branca. Apotécios ausentes nos espécimes coletados. Química: não testada.

Hyperphyscia viridissima (Müll. Arg.) Scutari 1991

Talo corticado, acinzentado, preso ao substrato, lacínulas estreitas. Rizinas ausentes ou raras. Medula branca. Apotécios esparsos, lecanorinos, disco marrom-escuro, margem da mesma cor do talo. Ascospores não visualizados. Química: não testada.

***Julella* Fabre 1879**

Talo crostoso, ecorticado, branco ou levemente róseo, às vezes com protalo preto. Sorédios e isídios ausentes. Peritécios presentes, globosos, com clipeo preto e Ostíolos apicais. Paráfises septadas e anastomosadas. Ascósporos incolores, muriformes, com lúmen irregular. Fotobionte trentepohliode. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 5 espécies no mundo[28], 4 no Brasil e 3 no Mato Grosso do Sul[29] *Julella geminella* (Nyl.) R.C. Harris, *Julella sublactea* (Nyl.) R.C. Harris, *Julella vitrispora* (Cooke e Harkn.) M.E. Barr. Nos capões do Pantanal foi amostrada *J. vitrispora*.

***Julella vitrispora* (Cooke e Harkn.) M.E. Barr 1986**

Talo crostoso, ecorticado com protalo preto. Sorédios e isídios ausentes. Peritécios presentes, globosos, negros, com clipeo e ostíolos apicais.

Ascósporos incolores, muriformes, 8 por asco e com 28 μm de comprimento por 8 μm de largura. Química: não testada.

***Lecanora* Ach. 1809**

Talo crostoso, ecorticado ou corticado, areolado ou contínuo, cinza, verde-acinzentado ou esbranquiçado. Isídios ausentes. Sorédios raramente presente. Apotécios sésseis, lecanorinos, com hipotécio marrom ou hialino, pode conter cristais no excípulo talino e no epitécio, discos beges ou marrons, planos ou convexos, margem da mesma cor do talo, às vezes inconstantes. Ascósporos elipsoide simples e hialino. Fotobionte clorococoides. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 600 espécies no mundo[28], 85 no Brasil e 28 no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foram amostradas três espécies de *Lecanora*.

Chave para identificação das espécies de *Lecanora* dos capões do Pantanal

- 1a Talo com sorédios ***Lecanora leproplaca***
 1b Talo sem sorédios 2
- 2a Disco do apotécio marrom, excípulo sem cristais ***Lecanora argentata***
 2b Disco do apotécio bege, excípulo com cristais ***Lecanora leprosa***

***Lecanora argentata* (Ach.) Röhl. 1813**

Talo crostoso, corticado e esbranquiçado. Isídios e sorédios ausentes. Apotécios lecanorinos, com discos marrons, côncavos, hipotécio hialino e epitécio marrom e insolúvel a KOH. Ascósporos simples, ovóides, incolores e com 12 μm de comprimento. Química: talo KOH+ amarelo.

***Lecanora leproplaca* Zahlbr. 1944**

Talo crostoso, corticado, cinza e protalo ausente. Sorédios presentes e da mesma cor do talo. Isídios ausentes. Apotécios ausentes. Química: talo KOH+ amarelo.

***Lecanora leprosa* Fée 1825**

Talo crostoso, corticado e verde-acinzentado. Sorédios e isídios ausentes. Apotécios com margem

da mesma cor do talo, às vezes inconstantes, discos beges, hipotécio hialino e excípulo com cristais. Ascósporos incolores, simples, ovóides e com 10–12 μm de comprimento. Química: talo KOH+ amarelo.

***Leptogium* (Ach.) Gray 1821**

Talo folioso, com lóbulos arredondados, quando úmido possui aspecto gelatinoso e de coloração escura ou acinzentada. Sorédios ausente. Isídios às vezes presente. Apotécios às vezes presentes, arredondados, subpedicelados, discos côncavos ou convexos e marrons. Margem da mesma cor do talo e pode apresentar cílios ou ornamentações. Fotobionte nostocoides. Literatura: Kitaura[36].

São conhecidas 59 no Brasil e 19 no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada *L. austroamericanum*

Leptogium austroamericanum (Malme) C.W. Dodge 1933

Talo folioso, cinza, cinza-esverdeado ou preto, lobos ascendentes e pouco irregulares. Superfície superior rugosa ficando lisa mais próximo a margem. Superfície inferior lisa ou ornamentada, ondulada e sem rizinas. Isídios granulares ou cilíndricos, ramificados ou simples. Apotécios não observados. Química: sem reações positivas.

Lithothelium Müll. Arg. 1885

Talo crostoso, ecorticado ou corticado, branco, verde-oliva ou quase imperceptível. Sorédios e isídios ausente. Peritécios presentes, globosos, não carbonizado, negros e com ostíolos apicais. Ascósporos incolores ou marrons, transversalmente septados ou submuriformes, lúmen geralmente arredondado. Fotobionte trentepohlioide. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 30 espécies no mundo[28], sete no Brasil e quatro no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada *L. obtectum*.

Lithothelium obtectum (Müll. Arg.) Aptroot 1991

Talo crostoso, corticado, esbranquiçado e às vezes quase imperceptível. Sorédios e isídios ausentes. Peritécios presentes, globosos, negros, sem clipeo e solitários. Ascósporos incolores, fusiformes, transversalmente septados, menores que 17 μm de comprimento. Química: não testada.

Mycoporum Flot. ex Nyl. 1855

Talo crostoso, branco e ecorticado. Peritécios sempre presentes, arredondados, negros e sem clipeo. Paráfises aspergidas, epitécio marrom escuro. Ascósporos incolores, clavados, com um septo espesso, 22–26 μm de comprimento por 5–7 μm de largura. Fotobionte trentepohlioide. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 15 espécies no mundo[28], 8 no Brasil e cinco no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada *M. lacteum*.

Mycoporum lacteum (Ach.) R.C. Harris 1995

Talo esbranquiçado, crostoso e sem córtex. Peritécios sempre presentes, arredondados, marrom-escuros ou negros e clipeo ausente. Himênio

aspergido. Ascósporos, claviformes, unisseptados, incolores 22–26 μm de comprimento por 5–7 μm de largura. Química: não testada.

Neoprotoparmelia Garima Singh, Lumbsch e I. Schmitt 2018

Talo crostoso, corticado, cinza e às vezes com protalo preto. Sorédios e isídios presentes em algumas espécies. Apotécios presentes, sésseis, discos marrom-claros ou escuros, planos ou côncavos, margem da mesma cor do talo e com algas. Ascósporos globosos a elipsoides, incolores, não septados ou com um pseudossepto e 16–64 por asco. Fotobionte clorococóide. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 15 espécies no mundo[28], 11 no Brasil e três no Mato Grosso do Sul[29] *Neoprotoparmelia brasilioidata* Garima Singh, M. Cáceres e Aptroot, *Neoprotoparmelia capitata* (Lendemer) Garima Singh, Lumbsch e I. Schmitt e *Neoprotoparmelia multifera* (Nyl.) Garima Singh, Lumbsch e I. Schmitt. Nos capões do Pantanal foi amostrada *N. sexdecimspora*.

Neoprotoparmelia sexdecimspora L.A. Santos, M. Cáceres e Aptroot 2019

Talo crostoso, corticado, acinzentado. Sorédios e isídios ausentes. Apotécios presentes, sésseis, com formato irregular, discos marrons e levemente côncavos, margem da mesma cor do talo. Ascósporos incolores e ascos com 16 Ascósporos s. Química: medula UV + branca.

Opegrapha Humb. 1793

Talo crostoso, sem córtex, cinza, verde-acinzentado ou esbranquiçado. Isídios ausentes. Lirelas ramificadas, alongadas, irregulares, emergente ou sésil, discos negros às vezes com pruínas brancas, pouco expostos, margem preta e sem algas. Ascos cilíndricos. Ascósporos fusiformes ou clavados, transversalmente septados, com 3–29 μm de comprimento e hialino. Fotobionte trentepohlioide. Química: Talo raramente C+ vermelho e caso tenha pruína amarela KOH+ violeta. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 150 espécies no mundo[28], 52 no Brasil e 11 um no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foram amostradas *O. astraea* e *O. cylindrica*.

Chave para identificação das espécies de *Opegrapha* dos capões do Pantanal

- 1a Disco das lirelas com pruína branca *Opegrapha astraea*
 1b Disco das lirelas sem pruína *Opegrapha cylindrica*

Opegrapha astraea Tuck. 1866

Talo esbranquiçado. Isídios e sorédios ausentes. Lirelas ramificadas, irregulares, sésseis, lábio negro, disco com pruína branca. Ascósporos fusiformes, incolores, transversalmente septados, com 5–6 septos e com 25–27 μm de comprimento. Química: talo e lirelas KOH –, C – e KC –.

Opegrapha cylindrica Raddi 1820

Talo verde ou esbranquiçado e sem estruturas características. Lirelas negras, carbonização lateral, às vezes irregulares, sésseis, discos pouco aparentes ou completamente fechados. Ascósporos fusiformes, incolores, transversalmente septados, com 6–9 septos e com 35–50 μm de comprimento. Química: talo e lirelas KOH –, C – e KC –.

Parmotrema A. Massal. 1860

Talo folioso, acinzentado, lóbulos de ápice largos e arredondados e talo pouco aderido ao substrato geralmente aderido pela parte central. Cílios marginais presentes ou ausentes, negros, ramificados ou simples. Máculas ausentes ou presentes. Pústulas ausentes ou presentes. Medula branca podendo apresentar pigmentos. Sorédios ausentes ou presentes. Isídios ausentes ou presentes. Superfície inferior bege, marrom ou preto, geralmente mais escura ao centro e mais clara nas margens. Rizinas presentes, simples ou ramificadas e ausentes em uma ampla zona marginal. Apotécios presentes ou ausentes, cupuliformes, sésseis ou sub-pedunculados e margem lisa ou ciliada. Discos marrons, perfurados ou inteiros. Margem da mesma cor do talo e com algas. Ascósporos elipsoides e com até 30 μm de comprimento. Fotobionte trebouxioide. Literatura: Jungbluth[37].

São conhecidas aproximadamente 300 espécies no mundo[28], 184 no Brasil e 34 um no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada *P. mesotropum*.

Parmotrema mesotropum (Müll. Arg.) Hale 1974

Talo folioso, acinzentado, lóbulos de ápice largos e arredondados e talo pouco aderido ao

substrato geralmente aderido pela parte central. Cílios marginais ausentes. Medula branca. Picnídios negros presentes e marginais. Sorédios e isídios ausentes. Parte central da superfície superior rugosa. Superfície inferior preta na região central e com rizinas, marrom ou bege e sem rizinas na parte marginal. Apotécios não vistos. Química: sem reações positivas.

Pertusaria DC. 1805

Talo crostoso, corticado, cinza, esverdeado, amarelado ou branco, as vezes cercado por um protalo preto. Sorédios e isídios podem estar presentes. Peritécios às vezes presentes, imersos ou raramente emergentes e com Ostíolos beges, amarelados ou brancos. Hipotécio hialino. Paráfises anastomosadas e Himênio não aspergido. Ascósporos 1–8 por asco, elipsoides, simples incolores ou raramente marrons. Fotobionte clorococóide. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 350 espécies no mundo[28], 75 no Brasil e sete no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada *P. flavens*.

Pertusaria flavens Nyl. 1869

Talo crostoso, corticado, cinza, esverdeado. Sorédios e Isídios ausentes. Peritécios presentes, imersos e com ostíolos amarelados. Ascósporos elipsoides, incolores, simples e com 42–52 μm de comprimento. Química: talo UV+ laranja.

Phaeographis Müll. Arg. 1882

Talo crostoso, corticado, branco, verde-acinzentado. Lirelas sésseis ou imersas, côncavas ou no mesmo nível do talo. Discos marrons ou negros e margem inconspícua, esbranquiçada ou da mesma cor do disco. Himênio aspergido ou não. Ascósporos 1–7 septos, incolores ou levemente marrons com 15–25 μm de comprimento. Fotobionte trentepohlioide. Literatura: Torres et al.[10], Cáceres[38].

São conhecidas 210 espécies no mundo[28], 50 no Brasil e 12 no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foram amostradas *P. neotricosa* e *P. punctiformis*.

Chave para identificação das espécies de *Phaeographis* dos capões do Pantanal

- 1a Talo verde-acinzentado; himênio não aspergido *Phaeographis neotricosa*
 1b Talo esbranquiçado; himênio aspergido *Phaeographis punctiformis*

***Phaeographis neotricosa* Redinger 1935**

Talo crostoso, corticado, verde-acinzentado. Apotécios lireliformes, côncavos, marrons ou esbranquiçados, margem inconspícua e esbranquiçada. Himênio não aspergido. Ascósporos transversalmente septados, quatro septos, com 20–25 μm de comprimento. Química: talo com reações negativas.

***Phaeographis punctiformis* (Eschw.) Müll. Arg. 1882**

Talo crostoso, corticado, esbranquiçado. Apotécios lireliformes, sésseis, discos expostos, negros ou marrons, margem inconspícua, da mesma cor do disco. Himênio aspergido. Ascósporos com 15–25 μm de comprimento, incolores ou levemente marrons, 3–5 septos, lúmens lentiformes a arredondados. Química: talo raramente KOH+ amarelo $\rightarrow$ vermelho. UV–.

***Phyllopsora* Müll. Arg. 1894**

Talo esquamuloso, corticado, verde-acinzentado ou verde, lóbulos pouco presos ao substrato e às vezes com a margem dos esquamulos enegrecidas. Superfície inferior sem córtex, aracnoide e branca. Sorédios presente e isídios presentes. Apotécios às vezes presentes, discos marrons ou marrom-pálidos e margem sem algas. Ascósporos elipsoides, simples ou com um septo e incolores. Fotobionte clorococóide. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 50 espécies no mundo[28], 38 no Brasil e 16 no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada *P. soralifera*.

***Phyllopsora soralifera* Timdal 2008**

Talo esquamuloso, verde-acinzentado, lóbulos pequenos e ramificados, margem dos esquamulos às vezes enegrecidas. Sorédios laminais e captados. Isídios ausentes. Córtex inferior ausente, aracnoide e branco. Apotécios e ascósporos não encontrados. Química: não testada.

***Physcia* (Schreb.) Michx. 1803**

Talo folioso, cinza ou esbranquiçado, pode ser pouco aderido ao substrato. Lacínulas discretas, às vezes confluentes, podem apresentar ramificações, pruínas e máculas. Isídios raramente presentes. Sorédios pode estar presente. Superfície inferior presente, esbranquiçada, marrom-pálida, marrom ou preta. Rizinas presentes e simples. Fotobionte trebouxioide. Química: talo K+ $\rightarrow$ amarelo. Literatura: Benatti e Marcelli[39]; Aptroot et al.[28].

Obs.: As espécies que ocorrem no Brasil apresentam talo KOH+ amarelo e superfície inferior escurecida[39].

São conhecidas 80 espécies no mundo[28], 29 no Brasil e 18 no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada *P. microphylla*.

***Physcia microphylla* Aptroot e M.F. Souza 2020**

Talo folioso, verde-acinzentado, lacínulas menos aderidas ao substrato. Filídios presentes, em grande quantidade e não ramificados. Sem pruínas, sorédios ou isídios. Máculas presentes esparsas. Córtex inferior branco nas margens, marrom pálido a marrom escuro na direção do centro e com rizinas simples. Química: talo KOH+ amarelo.

***Porina* Müll. Arg. 1883**

Talo crostoso, corticado, geralmente esverdeado ou acinzentado. Sorédios e isídios ausentes. Pústulas raramente presentes. Peritécios presentes, sésseis ou emergentes, sem carbonização e com pigmentação amarela, vermelha, marrom ou preta e recobertos pelo talo. Paráfises não ramificadas. Himênio não aspergido. Ascos cilíndricos. Ascósporos 8 por asco, fusiformes ou filiformes, transversalmente septados ou muriformes e incolores. Fotobionte trentepohlioides. Literatura: Sérusiaux et al.[40]; Cáceres et al.[41]; Aptroot et al.[28].

São conhecidas 350 espécies no mundo[28], 105 no Brasil e 28 no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foram amostradas duas espécies.

Chave para identificação das espécies de *Porina* dos capões do Pantanal

- 1a Talo verde-oliva, com isídios ***Porina isidioambigua***
 1b Talo acinzentado, sem isídios ***Porina nucula***

Porina isidioambigua M. Cáceres, M.W.O. Santos e Aptroot 2013

Talo crostoso, corticado e verde-oliva. Isídios presentes em grande quantidade e cilíndricos. Sorédios ausentes. Peritécios presentes, emergentes, recoberto pelo talo, com pigmentos preto e sem carbonização. Ascósporos fusiformes, incolores, transversalmente septados, com três septos e com 32–37 μm de comprimento. Química: não testada.

Porina nucula Ach. 1814

Talo crostoso, corticado, acinzentado e verrucoso. Sorédios e isídios ausentes. Peritécios presentes, sésseis, sem carbonização, com pigmentação amarelada e recoberto pelo talo. Paráfises não ramificadas. Himênio não aspergido.

Ascósporos 8 por asco, fusiformes, transversalmente septados, com 7 septos e incolores. Química: não testada.

Pyrenula Ach, 1814

Talo crostoso, corticado ou sem córtex, verde-oliva, esbranquiçado ou marrom, com ou sem pseudocifelas. Peritécios presentes, sésseis a proeminentes, individuais ou agrupados em pseudoestromas, ostíolos apicais ou laterais. Sorédios ou isídios ausentes. Ascósporos com 2–3 septos ou muriformes. Fotobionte trenepohliode. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 225 espécies no mundo[28], 129 no Brasil e 37 no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foram amostradas 10 espécies.

Quadro 2 – Quadro com os caracteres dos espécimes de *Pyrenula* coletados no Pantanal. Pc = Pseudocifelas; Pe = Pseudoestroma; *Comprimento dos esporos.

Espécies	Pc.	Pe.	Himênio	Ascósporo	Esporos*
<i>Pyrenula anomala</i>	Ausente	Presente	Não aspergido	Transversal	20–22 μm
<i>P. confinis</i>	Ausente	Ausente	Não aspergido	Muriforme	18–22 μm
<i>P. punctella</i>	Ausente	Ausente	Não aspergido	Transversal	32–40 μm
<i>P. subducta</i>	Ausente	Ausente	Não aspergido	Transversal	40–45 μm
<i>P. sublaevigata</i>	Ausente	Ausente	Aspergido	Muriforme	37 μm
<i>P. globifera</i>	Presente	Ausente	Não aspergido	Muriforme	67–107 μm
<i>P. leucostoma</i>	Presente	Ausente	Não aspergido	Muriforme	30 μm
<i>P. quassiicola</i>	Presente	Ausente	Não aspergido	Transversal	25–37 μm
<i>P. xanthoglobulifera</i>	Presente	Ausente	Aspergido	Muriforme	105–125 μm

Chave de identificação para as espécies de *Pyrenula* encontradas nos capões do Pantanal

1a Peritécios em pseudoestromas	<i>Pyrenula anomala</i>
1b Peritécios sem pseudoestromas.....	2
2a Talo com pseudocifelas.....	3
2b Talo sem pseudocifelas	6
3a Himênio aspergido	<i>Pyrenula xanthoglobulifera</i>
3b Himênio não aspergido	4
4a Ascósporos transversais	<i>Pyrenula quassiicola</i>
4b Ascósporos muriformes	5
5a Ascósporos com 30 μm de comprimento	<i>Pyrenula leucostoma</i>
5b Ascósporos com 67–107 μm de comprimento	<i>Pyrenula globifera</i>
6a Himênio aspergido	<i>Pyrenula sublaevigata</i>
6b Himênio não aspergido	7
7a Ascósporos transversais	8
7b Ascósporos muriformes	<i>Pyrenula confinis</i>
8a Ascósporos com 32–40 μm de comprimento	<i>Pyrenula punctella</i>
8b Ascósporos com 40–45 μm de comprimento	<i>Pyrenula subducta</i>

***Pyrenula anomala* (Ach.) Vain. 1915**

Talo corticado, verde-oliva. Peritécios em pseudoestromas, proeminentes, com ostíolos apicais, marrons e circundados por uma camada esbranquiçada. Himênio não aspergido. Ascósporos com 3 septos transversais, com 20–22 μm de comprimento e marrons. Química: não testada.

***Pyrenula confinis* (Nyl.) R.C. Harris 1995**

Talo corticado, verde-acinzentado. Peritécios cobertos pelo talo, individuais, com ostíolos apicais, negros ou marrons. Ascósporos marrons, muriformes, mais ou menos ovóides, com 18–22 μm de comprimento por 12 μm de largura. Química: talo UV+ amarelo.

***Pyrenula globifera* (Eschw.) Aptroot 2008**

Talo corticado, verde-oliva e com pseudocifelas. Peritécios parcialmente cobertos pelo talo, individuais e com ostíolos apicais marrons ou negros. Himênio não aspergido. Ascósporos muriformes, marrons e com 67–107 μm de comprimento por 22 μm de largura. Química: talo UV–.

***Pyrenula leucostoma* Ach. 1814**

Talo corticado, verde-oliva e com pseudocifelas. Peritécios individuais, cobertos pelo talo e com ostíolos apicais, marrons ou negros. Himênio não aspergido. Ascósporos muriformes, com 30 μm de comprimento e lúmen angular. Química: talo UV–.

***Pyrenula punctella* (Nyl.) Trevis. 1860**

Talo corticado e verde-oliva. Peritécios negros, pouco proeminentes, individuais, com ostíolos apicais e claros e medindo menos que 0,7 mm de diâmetro. Ascósporos com 3 septos, incolores a marrom-claros e com 32–40 μm de comprimento. Himênio não aspergido. Química: talo UV–.

***Pyrenula quassicola* Fée 1837**

Talocorticado, verde-oliva ou verde-acinzentado e com pseudocifelas. Peritécios individuais, negros, arredondados menores que 0.7 mm de diâmetro. Ostíolos apicais e esbranquiçados. Ascósporos com 3 septos e com 25–37 μm de comprimento. Himênio não aspergido. Química: talo UV–.

***Pyrenula subducta* (Nyl.) Müll. Arg. 1884**

Talo corticado, verde-oliva e sem pseudocifelas. Peritécios geralmente individuais e raramente em grupos de dois, parcialmente cobertos pelo talo, menores que 0.7 mm de diâmetro. Ostíolos apicais e claros. Ascósporos com três septos e com 40–45 μm de comprimento. Himênio não aspergido. Química: não testada. Obs.: talo geralmente enrugado.

***Pyrenula sublaevigata* (Patw. e Makhija) Upreti 1998**

Talo corticado, esbranquiçado. Peritécios individuais, proeminentes e ostíolos apicais. Himênio aspergido. Ascósporos muriformes e com 37 μm de comprimento. Química: talo UV–.

***Pyrenula xanthoglobulifera* Aptroot, Lücking e M. Cáceres 2013**

Talo crostoso, corticado, com pseudocifelas, branco-amarelado ou branco-esverdeado. Peritécios cobertos pelo talo. Ostíolos marrom-escuros ou negros. Himênio aspergido. Ascósporos muriformes, marrons, com 105–125 μm de comprimento. Química: talo UV+ amarelo-ouro.

Obs.: Ascósporos grandes e marrons, podem ser notados mesmo ao estereoscópio.

***Pyxine* Fr. 1825**

Talo folioso, acinzentado, pouco aderido ao substrato. Pruínas presentes. Máculas presentes. Isídios e sorédios podem estar presentes. Medula pode apresentar pigmentação. Superfície inferior com rizinas. Apotécios sésseis, discos negros, margem

da mesma cor do talo tornando-se preta conforme a maturação do apotécio. Fotobionte trebouxioide. Literatura: Barbosa et al.[32], Aptroot et al.[28].

São conhecidas 60 espécies no mundo[28], 33 no Brasil e 24 no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada uma espécie. *P. cocoës* var. *pallida*.

***Pyxine cocoës* var. *pallida* (Sw.) Nyl. 1857**

Talo folioso, cinza e pouco aderido ao substrato. Pruína presente. Isídios ausentes. Sorédios presentes e em pústulas. Medula branca. Rizinas presentes e simples. Apotécios com discos negros, margem inicialmente da cor do talo tornando-se negra conforme o amadurecimento do apotécio. Ascósporos fusiformes, unisseptados, marrons e medindo 17 μm de comprimento. Química: talo UV+ amarelo-ouro.

***Ramboldia* Kantvilas e Elix 1994**

Talo crostoso, corticado, verde-acinzentado, cinza ou esbranquiçado. Sorédios raramente presente. Isídios ausentes. Apotécios presentes, sésseis, planos ou convexos, discos vermelhos, laranjas ou negros, margem da mesma cor do disco e sem algas. Himênio aspergido. Ascósporos elipsoides, simples e incolores. Fotobionte clorococóide. Química: Apotécio quando vermelho ou laranja KOH+ púrpura. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 25 espécies no mundo[28], quatro no Brasil e uma no Mato Grosso do Sul[29] *Ramboldia russula* (Ach.) Kalb, Lumbsch e Elix. Nos capões do Pantanal foi amostrada *R. russula*.

***Ramboldia russula* (Ach.) Kalb, Lumbsch e Elix 2008**

Talo crostoso, esbranquiçado ou verde-acinzentado e corticado. Sorédios e isídios ausentes. Apotécios presentes, avermelhados, sésseis, convexos, margem indistinta dos discos e sem algas. Himênio aspergido. Ascósporos incolores, simples e com 4–7 μm de comprimento. Química: talo KOH–; Apotécio KOH+ violeta e UV+ amarelo.

***Ramonia* Stizenb. 1862**

Talo crostoso, sem córtex, verde-acinzentado. Sorédios ausente. Isídios ausente. Apotécios presentes, côncavos, sésseis, com discos pálidos, margem crenada, da mesma cor do talo ou pálida e sem algas. Ascósporos elipsoides, incolores, simples,

transversalmente septados ou muriformes. Fotobionte trentepohliode. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 25 espécies no mundo[28], 8 no Brasil e cinco no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada *R. valenzueliana*.

Ramonia valenzueliana (Mont.) Stizenb. 1862

Talo crostoso, não corticado acinzentado ou esbranquiçado. Sorédios e isídios ausentes. Apotécio presente, séssil, côncavo, margem pálida crenada, disco amarelado. Mais de 20 ascósporos por asco. Ascósporos elipsoide, 15 μm de comprimento, incolores, unisseptados. Química: não testada.

Rinodina (Ach.) Gray 1821

Talo crostoso, corticado, contínuo ou areolado, esbranquiçado, cinza ou marrom, às vezes cercado por um protalo. Sorédios raramente presentes e quando presentes granulares. Isídios raramente presentes e cilíndricos. Apotécios presentes, emergentes ou sésseis, discos marrons ou negros, com pruínas e com margem cinza, marrom ou preta e sem algas. Excípulo internamente bege-pálido e externamente cinza ou marrom. Hipotécio hialino, marrom ou preto. Paráfises não ramificadas e Himênio raramente aspergido. Ascósporos elipsoides, transversalmente septados, com 1–3 septos, cinzas ou marrons e com septos engrossados. Fotobionte trebouxioide. Química: Talo pode ser KOH+ amarelo ou rosa, C+ vermelho e UV+ vermelho ou branco. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 200 espécies no mundo[28], 35 no Brasil e 12 no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada *R. maculans*.

Rinodina maculans (Kremp.) Müll. Arg. 1889

Talo crostoso, corticado, areolado, esbranquiçado e cinza ou marrom. Sorédios e isídios ausentes. Apotécios presentes, sésseis, discos marrons ou negros, margem da mesma cor do talo, pouco desenvolvida e sem algas. Ascósporos elipsoides, transversalmente septados, com 1 septo, menores que 17 μm de comprimento e marrons. Química: não testada.

Stirtonia A.L. Sm. 1926

Talo crostoso, não corticado, verde-acinzentado. Sorédios e isídios ausentes. Apotécios presentes, arredondados, imersos no talo, com um único asco

presente, às vezes em grupos organizados em linha. Ascos globosos. Ascósporos clavados ou elipsoides, transversalmente septados e incolores. Fotobionte trentepohliode. Química: Talo às vezes C+ vermelho ou UV+ amarelo. Literatura: Aptroot et al.[28].

São conhecidas 20 espécies no mundo[28], 11 no Brasil seis no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada *S. nivea*.

Stirtonia nivea Xavier-Leite, M. Cáceres e Aptroot 2014

Talo crostoso, ecorticado, acinzentado e com protalo esbranquiçado. Sorédios e isídios ausentes. Apotécios arredondados imersos no talo, organizados em linha, esbranquiçados e com um único asco presente. Asco globoso. Ascósporos clavados a elipsoides, com 55–67 μm de comprimento, 4 septos e incolores. Química: reações negativas.

Synarthonia Müll. Arg. 1891

Talo crostoso, não corticado, cinza-esverdeado ou esbranquiçado. Apotécios presentes, alongados, ramificados, irregulares, com pruína e discos marrons. Ascósporos transversalmente septados, 3–5 septos ou submuriformes. Fotobionte trentepohliode. Literatura: Aptroot et al.[29].

São conhecidas 23 espécies no mundo[28], seis no Brasil e quatro no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada *S. inconspicua*.

Synarthonia inconspicua (Stirt.) Van den Broeck e Ertz 2018

Talo crostoso, não corticado, cinza-esverdeado ou esbranquiçado. Apotécios presentes em pseudoestroma, alongados, ramificados, irregulares, com pruínas brancas nas bordas dos apotécios e com discos marrons. Ascósporos com três septos, incolores, com aproximadamente 17 μm de comprimento. Química: apotécios levemente UV+ amarelos.

Synarthothelium Sparrius 2009

Talo crostoso, não corticado, branco ou acinzentado. Sorédios e isídios ausentes. Apotécios agregados em grupos, inserido em pseudoestromas, lineares ou estrelados, levemente acima do talo, discos marrom-claros ou beges. Ascósporos hialino, clavados ou elipsoides, transversalmente septados 4–7 septos ou submuriformes. Fotobionte trentepohliode. Literatura: Sparrius[42], Aptroot et al.[28].

São conhecidas 2 espécies no mundo[28], uma no Brasil e uma no Mato Grosso do Sul *Synarthothelium cerebriforme* Sparrius. Nos capões do Pantanal foi amostrada *S. cerebriforme*.

***Synarthothelium cerebriforme* Sparrius 2009**

Talo crostoso, corticado, esbranquiçado ou bege-pálido e com protalo preto no entorno do talo. Ascomas lireliformes, inseridos em pseudoestromas cerebriformes, discos marrons ou beges e com margem inconspícua. Hipotécio vermelho. Paráfises ramificadas e anastomosadas. Ascósporos elipsoides, incolores, medindo 55–70 μm de comprimento, transversalmente septados com 6–7 septos e levemente curvados. Química: himênio I+ azul.

***Traponora* Aptroot 1997**

Talo crostoso, ecorticado, acinzentado ou esbranquiçado. Sorédios e isídios ausentes. Apotécios presentes, marrons ou negros, emergentes, margem da mesma cor do talo, dentadas ou lisas. Fotobionte clorococóide. Literatura: Aptroot[43], Aptroot et al.[28].

São conhecidas cinco espécies no mundo[28], três no Brasil e três no Mato Grosso do Sul[29] *Traponora asterella* Aptroot, *Traponora fusca* Aptroot e *Traponora globosa* Aptroot. Nos capões do Pantanal foi amostrada *T. globosa*.

***Traponora globosa* Aptroot 2010**

Talo crostoso, cinza e corticado. Sorédios e isídios ausentes. Apotécios marrons ou negros, margem da mesma cor do talo e lisa. Ascósporos simples, incolores, ovóides e com 10–15 μm de comprimento por 7 μm de largura. Química: reações negativas.

***Trypethelium* Spreng. 1804**

Talo crostoso, corticado, verde-acinzentado ou esbranquiçado. Peritécios negros, imersos em pseudoestromas com pigmentos amarelados; a coloração amarelada dessa estrutura pode ser visualizada externamente e/ou internamente. Ostíolos apicais, negros ou marrons. Ascósporos cilíndricos ou clavados. Ascósporos incolores, transversalmente septados, com 10–13 septos, com 45–60 μm de altura

e com lúmen lenticular ou elipsoide. Fotobionte trentepohlióide. Química: Pseudoestroma UV+ laranja, KOH+ violeta ou vermelho. Literatura: Luangsaphabool et al.[44]; Torres et al.[10]; Aptroot, Lücking[45].

São conhecidas 20 espécies no mundo[28], 15 no Brasil e 14 no Mato Grosso do Sul[29]. Nos capões do Pantanal foi amostrada *T. eluteriae*.

***Trypethelium eluteriae* Spreng. 1804**

Talo crostoso, corticado, verde-acinzentado ou esbranquiçado. Peritécios imersos em pseudoestromas amareladas. Ostíolos apicais, marrons ou negros. Ascósporos com 45–60 μm de comprimento, transversalmente septados, com 10–13 septos, lúmen lenticular ou elipsoide. Química: talo UV–; Pseudoestroma UV+ laranja e K+ violeta ou vermelho.

Obs.: A espécie de *Trypethelium eluteriae* apresenta variação na coloração do pseudoestroma, por vezes, o pigmento amarelo não é tão evidente na parte externa da estrutura. Em alguns trabalhos a reação UV é descrita como negativa, em outros, positiva e laranja. A reação à KOH pode apresentar coloração violeta ou avermelhada. Os espécimes coletados no Pantanal possuem características bastante parecidas com as citadas em Luangsaphabool et al.[44].

Discussão

Das 165 espécies e infra-espécies do estudo realizado por Canêz et al.[11] apenas 13 são citados no presente trabalho (Quadro 3). No estudo de Fleig e Riquelme[46], no qual amostraram uma área de cerrado, próxima a região do Miranda-Abobral, foram amostradas 72 espécies de líquens. Dessas, apenas oito espécies foram encontradas nos capões (Quadro 3). O maior número de espécies encontrados nesses exemplos são de hábito folioso. Porém, é importante ressaltar que essa observação levou em consideração apenas o número de espécies e seus hábitos e não a abundância de cada uma delas. Já o presente estudo mostrou que as comunidades líquênicas dos capões são majoritariamente formadas por líquens crostosos (Figura 4). Esse fato pode ter explicação em fatores ecológicos da região, tendo em vista que as comunidades líquênicas são fortemente influenciadas por eles[47][48]. Além disso, 71 novas espécies são reportadas para o Pantanal.

Quadro 3 – Espécies encontradas neste trabalho e nos levantamentos citados acima.

Pantanal (Canêz et al.[11])	Cerrado (Fleig & Riquelme[45])
<i>Chrysothrix xanthina</i>	<i>Buellia curatellae</i>
<i>Alyxoria varia</i>	<i>Caloplaca holocarpa</i>
<i>Opegrapha astraea</i>	<i>Dirinaria applanata</i>
<i>Pyrenula anomala</i>	<i>Glyphis cicatricosa</i>
<i>Pyrenula xanthoglobulifera</i>	<i>Lecidea russula</i>
<i>Buellia curatellae</i>	<i>Parmotrema mesotropum</i>
<i>Dirinaria confluens</i>	<i>Trypethelium eluteriae</i>
<i>Dirinaria papillulifera</i>	
<i>Pyxine cocoes</i>	
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	
<i>Parmotrema mesotropum</i>	
<i>Ramboldia russula</i>	
<i>Leptogium austroamericanum</i>	

Agradecimentos

Esse trabalho foi realizado em virtude da oportunidade oferecida pelo Professor Geraldo Alves Damasceno Junior, que dirige o Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) no Pantanal. Graças a ele, os fungos liquenizados foram incluídos no escopo do Programa. Agradecemos a estrutura e apoio logístico da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, assim como os motoristas e funcionários da Base de Estudos do Pantanal. Contamos com financiamento do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e da Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso do Sul (FUNDECT).

Referências

1. Honegger R. The Lichen Symbiosis – What is so Spectacular about it? Lichenologist [Internet]. Maio 1998 [citado 5 mar 2024]; 30(3): 193-212. Disponível em: <https://doi.org/10.1006/lich.1998.0140>.

2. Hawksworth DL. The variety of fungal-algal symbioses, their evolutionary significance, and the nature of lichens. Bot J Linn Soc [Internet]. Jan 1988 [citado 5 mar 2024]; 96(1): 3-20. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.1988.tb00623.x>.

3. Honegger R. Functional Aspects of the Lichen Symbiosis. Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol [Internet]. Jun 1991 [citado 5 mar 2024]; 42(1): 553-

78. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.pp.42.060191.003005>.

4. Pennisi E. A lichen menage a trois. Science [Internet]. 21 jul 2016 [citado 5 mar 2024]; 353(6297): 337. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.353.6297.337>.

5. Spribille T, Tuovinen V, Resl P, Vanderpool D, Wolinski H, Aime MC, Schneider K, Stabentheiner E, Toome-Heller M, Thor G, Mayrhofer H, Johannesson H, McCutcheon JP. Basidiomycete yeasts in the cortex of ascomycete macrolichens. Science [Internet]. 21 jul 2016 [citado 5 mar 2024]; 353(6298): 488-92. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aaf8287>.

6. Tuovinen V, Ekman S, Thor G, Vanderpool D, Spribille T, Johannesson H. Two Basidiomycete Fungi in the Cortex of Wolf Lichens. Curr Biol [Internet]. Fev 2019 [citado 5 mar 2024]; 29(3): 476-83. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.12.022>.

7. Richardson DH. War in the world of lichens: parasitism and symbiosis as exemplified by lichens and lichenicolous fungi. Mycol Res [Internet]. Jun 1999 [citado 5 mar 2024]; 103(6):641-50. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/s0953756298008259>.

8. Hawksworth DL, Grube M. Lichens redefined as complex ecosystems. New Phytol [Internet]. 2 jun 2020 [citado 5 mar 2024]; 227(5): 1281-3. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/nph.16630>.

9. Grimm M, Grube M, Schiefelbein U, Zühlke D, Bernhardt J, Riedel K. The Lichens Microbiota, Still a Mystery? Front Microbiol [Internet]. 30 mar 2021 [citado 5 mar 2024]; 12. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.623839>.



10. Torres JM, Aptroot A, Spielmann A. Microliquens no Chaco Brasileiro. Em: Chaco: Caracterização, riqueza, diversidade, recursos e interações [Internet]. Campo Grande: Editora UFMS; 2021. p. 190-222. Available from: https://www.researchgate.net/profile/Angela-Sartori/publication/357127398_Chaco_-_Caracterizacao_riqueza_diversidade_recursos_e_interacoes_1/links/61bca67963bbd932429daa0e/Chaco-Characterizacao-riqueza-diversidade-recursos-e-interacoes-1.pdf
11. Canêz LS, Koch NM, Barbosa TD, Kitaura MJ, Spielmann AA, Honda NK, Jungbluth P, Gerlach A, Lücking R, Aptroot A. Lichenized *Ascomycota* from the Pantanal in Mato Grosso do Sul state, Brazil. In: Damasceno-Junior GA, Pott A. (eds.). Flora and Vegetation of the Pantanal Wetland. Plant and Vegetation 18. 2022; 1ed., 1: 315-363. Doi: https://doi.org/10.1007/978-3-030-83375-6_6.
12. Aptroot A, Fernanda de Souza Silva M, Spielmann A. New lichens of the Pantanal in Brazil New lichen species from the Pantanal in Mato Grosso do Sul, Brazil [Internet]. Disponível em: https://publikationen.uni-frankfurt.de/opus4/frontdoor/deliver/index/docId/59140/file/vol20_aproot_et_al_2020_pantanal.pdf
13. Asplund J, Wardle DA. How lichens impact on terrestrial community and ecosystem properties. Biol Rev [Internet]. 11 out 2016 [citado 5 mar 2024]; 92(3): 1720-38. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/bvr.12305>.
14. Galloway DJ. Lichen biogeography. Em: Nash TH, editor. Lichen Biology [Internet]. Cambridge: Cambridge University Press; [citado 5 mar 2024]. p. 315-35. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/cbo9780511790478.017>.
15. Feuerer T, Hawksworth DL. Biodiversity of lichens, including a world-wide analysis of checklist data based on Takhtajan's floristic regions. Biodivers Conserv [Internet]. Jan 2007 [citado 5 mar 2024]; 16(1): 85-98. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9142-6>.
16. Mioto CL, Filho ACP, Albrez EA. Contribuição à caracterização das sub-regiões do Pantanal. ENTRELUGAR. 2012; 3(6): 165-180. Recuperado de <https://ojs.ufgd.edu.br/index.php/entre-lugar/article/view/2453>.
17. Embrapa Florestas - Portal Embrapa [Internet]. Clima; [citado 5 mar 2024]. Disponível em: <https://www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/efb/clima.htm>.
18. Soriano BMA. Caracterizacao climatica de Corumbá-MS. www.infotecacnptiaembrapabr [Internet]. 1997 [citado 2024 Mar 5]; Available from: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/792188>.
19. Adámoli J. A dinâmica das inundações no Pantanal. Anais do I Simpósio sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal. CPAP Embrapa, Corumbá; 1986. 51-62.
20. Pott A, Oliveira A, Damasceno-Junior G, Silva J. Plant diversity of the Pantanal wetland. Braz J Biol [Internet]. Abr 2011 [citado 5 mar 2024]; 71(1 suppl 1): 265-73. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1519-69842011000200005>.
21. Damasceno-Junior GA, Semir J, Antonio Maes dos Santos F, de Freitas Leitão-Filho H. Structure, distribution of species and inundation in a riparian forest of Rio Paraguai, Pantanal, Brazil. Flora Morphol Distrib Funct Ecol Plants [Internet]. Maio 2005 [citado 5 mar 2024]; 200(2): 119-35. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2004.09.002>.
22. Araujo AC de. Flora, fenologia de floração e polinização em capões do Pantanal Sul-Mato-Grossense [Tese]. [Universidade Estadual de Campinas]; 2001. 1-109.
23. Filgueiras T de S, Brochado AL, Nogueira PE, Guala G. Caminhamento - um método expedito para levantamentos florísticos qualitativos. Em: Cadernos de Geociências. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro e Geografia e Estatística; 1994. 39-43.
24. Fink B. How to Collect and Study Lichens. Bryologist [Internet]. Mar 1905 [citado 5 mar 2024]; 8(2) :22. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/3237900>.
25. Nayaka S. Plant taxonomy and biosystematics - Classical and modern methods. New Delhi: New India Publishing Agency; 2014. Methods and techniques in collection, preservation and identification of lichens; p. 101-28.
26. Hale ME. Lichen handbook: A guide to the lichens of eastern North America. [local desconhecido]: Smithsonian Institution; 1968. 178 p.
27. Orange A, James TD, White FJ. Microchemical Methods for the Identification of Lichens. British Lichen Society; 2001; p101.
28. Aptroot A, Barbosa TD, Benatti MN, Canêz LS, Cáceres MES, Dal Forno M, Gerlach A, Gumboski E, Honda NK, Käffer MI, Kitaura MJ, Koch NM, Lücking R, Jungbluth P, Torres JM, Spielmann AA. Brazilian Lichen Guide. In prep.a.
29. Aptroot A, Alves dos Santos L, Benatti MN, Cáceres Canêz LS, Dal Forno M, Feuerstein SC, Fraga Junior CAV, Gerlach ACL, Gumboski EL, Jungbluth P, Käffer M, Kalb K, Koch NM, Lücking R, Torres JM, Spielmann AA. The Brazilian lichen checklist: 4,879 accepted taxa constitute a country-level world record. *The Bryologist*. In prep.b.
30. Arup U, Söchting U, Frödén P. A new taxonomy of the family *Teloschistaceae*. Nord J Bot [Internet]. Fev 2013 [citado 5 mar 2024]; 31(1): 016-83. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1756-1051.2013.00062.x>.
31. Kalb K, Staiger B, Elix JA. A monograph of the lichen genus *Diorygma*—a first attempt. Symbolae Botanicae Upsalienses, 2004; 34(1): 133-181.

32. Barbosa TD. *Caliciaceae* foliosas em Mato Grosso do Sul, Brasil [Internet] [Dissertação]. Spielmann AA, Jungbluth P, Aptroot A (eds.). [Universidade Federal de Mato Grosso do Sul]; 2019 [cited 2024 Apr 5]. p. 270. Disponível em: https://ppgbiovegetal.ufms.br/files/2021/08/Barbosa_Dissertacao_Texto-Final-1-1.pdf.
33. Cáceres MES, Aptroot A, Parnmen S, Lücking R. Remarkable diversity of the lichen family *Graphidaceae* in the Amazon rain forest of Rondônia, Brazil. *Phytotaxa*. 2014; 189: 87–136. doi:10.11646/phytotaxa.189.1.8
34. Mercado-díaz JA, Lücking R, Parnmen S. Two new genera and twelve new species of *Graphidaceae* from Puerto Rico: a case for higher endemism of lichenized fungi in islands of the Caribbean? *Phytotaxa* [Internet]. 19 dez 2014 [citado 6 mar 2024]; 189(1): 186. Disponível em: <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.189.1.14>.
35. Lücking R, Archer AW, Aptroot AA. World-wide key to the genus *Graphis* (*Ostropales*: *Graphidaceae*). *Lichenologist* [Internet]. Jul 2009 [citado 6 mar 2024]; 41(4): 363-452. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0024282909008305>.
36. Kitaura MJ. Estudo taxonômico de *Leptogium* (ACH.) S.F. Gray (*Collema* *collema*, fungos liquenizados) [tese]. [Universidade Estadual Paulista (Unesp)]; 2012; p. 15-267.
37. Jungbluth P. A família *Parmeliaceae* (fungos liquenizados) em fragmentos de cerrados do Estado de São Paulo [internet] [dissertação]. [Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente]; 2006 [cited 2024 Apr 5]. Available from: https://smastr16.blob.core.windows.net/pgibt/2013/09/Patricia_Jungbluth_MS.pdf.
38. Cáceres ME. Corticolous crustose and microfoliose lichens of northeastern Brazil (Libri Botanici). [local desconhecido]: IHW Verlag; 2007. 168 p.
39. Benatti MN, Marcelli MP. *Physciaceae* foliosas do Parque Estadual da Cantareira, estado de São Paulo. III. Espécies do Gênero *Physcia*. *Rodriguésia*, 70, 2019. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201970061>.
40. Sérusiaux E, Berger F, Brand M, van den Boom P. The lichen genus *Porina* in Macaronesia, with descriptions of two new species. *Lichenologist* [Internet]. 22 dez 2006 [citado 6 mar 2024]; 39(1): 15-33. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0024282907005993>.
41. Cáceres ME, Santos MW, Mendonça CD, Mota DA, Aptroot A. New lichen species of the genera *Porina* and *Byssoloma* from an urban Atlantic rainforest patch in Sergipe, NE Brazil. *Lichenologist* [Internet]. Maio 2013 [citado 6 mar 2024]; 45(3): 379-82. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0024282913000054>.
42. Sparrius LB. Biodiversity and Ecology of Lichens. [local desconhecido]: Bibliotheca Lichenologica 99; 2009. *Synarthothelium*, a new genus in the *Arthoniaceae* with a thalline exciple, similar to *Synarthonia*. p. 373-82.
43. Aptroot A. The lichen genus *Traponora*. Diversity of Lichenology - Anniversary Volume. 100a ed. Bibliotheca Lichenologica; 2009.
44. Luangsuphabool T, Piapukiew J, Parnmen S, Nelsen MP, Lumbsch HT, Sangvichien E. Diversity of the *Trypethelium eluteriae* group in Thailand (*Ascomycota*, *Trypetheliales*). *Lichenologist* [Internet]. Jan 2016 [citado 6 mar 2024]; 48(1): 53-60. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0024282915000444>.
45. Aptroot A, Lücking R. A revisionary synopsis of the *Trypetheliaceae* (*Ascomycota*: *Trypetheliales*). The *Lichenologist*. 2016; 48(6): 763-982. doi:10.1017/S0024282916000487.
46. Fleig M, Riquelme I. Líquens de Piraputanga, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. 1991 Jul 1; 5(1): 03-12. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0102-33061991000100001>.
47. Natália Mossmann Koch, Maria, Fabiane Lucheta, Sandra Cristina Müller. Functional diversity and traits assembly patterns of lichens as indicators of successional stages in a tropical rainforest. *Ecological Indicators*. 2013 Nov 1; 34: 22-30.
48. Passos P de O. Padrão de distribuição dos líquens em unidades de paisagem do Domínio Atlântico Sergipano. [Dissertação]. [Universidade Federal de Sergipe]; 2022. p. 1-82.

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

<http://www.icmbio.gov.br/revistaelectronica/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





Renascimento Verde: uma solução para a restauração de florestas ripárias através do banco de sementes

Francielli Bao^{1*}

 <https://orcid.org/0000-0003-0536-1668>

* Contato principal

Cátia Nunes da Cunha²

 <https://orcid.org/0000-0002-5990-3437>

Evaldo Benedito de Souza¹

 <https://orcid.org/0000-0003-4218-2749>

Nuno Rodrigues da Silva³

 <https://orcid.org/0009-0008-4421-670>

Suelma Ribeiro Silva⁴

 <https://orcid.org/0000-0001-7154-5460>

¹ Universidade Federal de Mato Grosso do Sul/UFMS, Campo Grande/MS, Brasil. <franbao@yahoo.com.br, bs.evaldo@gmail.com>.

² Instituto Nacional de Ciências e Tecnologia em Áreas Úmidas/INAU; Universidade Federal de Mato Grosso/UFMS, Campo Grande/MS, Brasil. <biocnc@gmail.com>.

³ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Parque Nacional do Pantanal Matogrossense, Brasil. <nuno.silva@icmbio.gov.br>.

⁴ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade e Restauração Ecológica/CBC, Brasil. <suelma.silva@icmbio.gov.br>.

Recebido em 10/03/2024 – Aceito em 01/11/2024

Como citar:

Bao F, Cunha CN, Souza EB, Silva NR, Silva SR.
Renascimento Verde: uma solução para a restauração de florestas ripárias através do banco de sementes. Biodivers. Bras. [Internet]. 2024; 14(4): 138-154. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2560

Palavras-chave: Áreas úmidas; distúrbios naturais; mudanças climáticas; regeneração natural.

RESUMO – A restauração ecológica é essencial para manter a biodiversidade frente às mudanças globais do clima. O banco de sementes é a principal fonte de manutenção da variabilidade genética de populações e comunidades. Uma avaliação precisa das sementes contidas no solo após um evento extremo sazonal em áreas úmidas traz respostas quanto ao potencial de regeneração natural. Dessa forma, objetivamos investigar o uso dos bancos de sementes do solo como uma ferramenta de avaliação da degradação de florestas ripárias e sua capacidade de regeneração após eventos de fogo e inundações. O banco de sementes foi coletado em dois períodos: pós fogo e pós inundação; e o solo foi avaliado por meio da emergência de plântulas e por contagem direta de sementes. As espécies foram classificadas quanto ao hábito, forma de vida, dispersão, tipo de propagação e ciclo de vida. Registramos como resultados: foi baixo o número de sementes arbóreas e arbustivas; as ervas e gramíneas terrestres e perenes apresentam maiores valores de CWM; e espécies com rebrota basal se destacam das demais. A *Cecropia pachystachya* é a principal espécie representante dentro do banco de sementes (maior abundância), sendo a zoocoria o principal meio de dispersão, seguido de hidrocoria e autocoria. Pode-se observar que o banco de

sementes tem uma diversidade de espécies que não utilizam as sementes como principal meio de regeneração desta floresta ripária. As espécies presentes estão condicionadas a algum tipo de propagação vegetativa e podem se manter no ambiente via rebrote.

Green Renaissance: a solution for the restoration of riparian forests through the seed bank

Keywords: Wetlands; climate changes; natural disturbances; natural regeneration.

ABSTRACT – Ecological restoration is essential to maintain biodiversity in the face of global climate change. The seed bank is the main source of maintaining the genetic variability of populations and communities. An accurate assessment of seeds in the soil after an extreme seasonal event in wetlands provides answers regarding the potential for natural regeneration. In this way, we aim to investigate the use of the soil seed banks as a tool for assessing the degradation of riparian forests and their capacity for regeneration after fire and flood events. The seed bank was collected in two periods: post-fire and post-flood, and the soil was evaluated through seedling emergence and direct seed counting. The species were classified according to their habit, life form, dispersal syndrome, type of propagation, and life cycle. The number of trees and shrubs seeds was low; terrestrial and perennial herbs and grasses have higher CWM values; species with basal regrowth stand out from the others. *Cecropia pachystachya* is the main representative species within the seed bank (higher abundance), with zoochory being the main dispersal, followed by hydrochory and autochory. It can be observed that the seed bank has a species diversity that does not use seeds as the main means of regenerating this riparian forest. The species present are subject to some type of vegetative propagation and can remain in the environment via regrowth.

Renacimiento Verde: una solución para la restauración de bosques ribereños a través del banco de semillas

Palabras clave: Zonas húmedas; perturbaciones naturales; cambios climáticos; regeneración natural.

RESUMEN – La restauración ecológica es esencial para mantener la biodiversidad frente al cambio climático global. El banco de semillas es la principal fuente para mantener la variabilidad genética de poblaciones y comunidades. Una evaluación precisa de las semillas contenidas en el suelo después de un evento estacional extremo en los humedales proporciona respuestas sobre el potencial de regeneración natural. De esta manera, pretendemos investigar el uso de los bancos de semillas del suelo como herramienta para evaluar la degradación de los bosques ribereños y su capacidad de regeneración tras eventos de incendios e inundaciones. El banco de semillas se recolectó en dos periodos: postincendio y postinundación; se evaluó el suelo mediante emergencia de plántulas y conteo directo de semillas. Las especies se clasificaron según su hábito, forma de vida, síndrome de dispersión, tipo de propagación y ciclo de vida. El número de semillas de árboles y arbustos era bajo; las hierbas y pastos terrestres y perennes tienen valores de CWM más altos; las especies con rebrote basal se destacan de las demás. *Cecropia pachystachya* es la principal especie representativa dentro del banco de semillas (mayor abundancia), siendo la zoocoria la principal dispersión, seguida de la hidrocoria y la autocoria. Se puede observar que el banco de semillas cuenta con una diversidad de especies que no utilizan semillas como principal medio de regeneración de este bosque ribereño. Las especies presentes están sujetas a algún tipo de propagación vegetativa y pueden permanecer en el ambiente mediante rebrote.

Introdução

No domínio da restauração ecológica é cada vez mais evidente a necessidade de ferramentas de diagnóstico precisas para avaliar as consequências de distúrbios específicos nos ecossistemas. O papel fundamental dos bancos de sementes do solo na avaliação da degradação de áreas úmidas é evidente, por ser a fonte primária de regeneração [1][2][3]. Os extremos climáticos, como ondas de calor, secas, enchentes e tempestades, estão associados ao aquecimento global [4]. Isso tem afetado os diferentes ecossistemas de áreas úmidas com períodos de secas severas, incêndios e/ou inundações [5][6][7][8]. Esses distúrbios, muitas vezes produtos de processos naturais ou exacerbados por atividades humanas, representam desafios únicos aos esforços de restauração.

Informações sobre o potencial das espécies de formarem um banco de sementes e suas características quantitativas e qualitativas são cruciais tanto para compreensão da dinâmica populacional [9], quanto para elaboração de projetos de restauração [10], avaliação de risco de extinção [11] e controle de espécies invasoras [1]. A capacidade das sementes de persistirem no solo por longos períodos é uma estratégia que contribui para a manutenção da vegetação, que é especialmente importante em tempos de mudanças climáticas globais [12].

Em revisão recente, foi avaliada a interação entre temperatura e umidade e o impacto no estado de dormência das sementes, onde é ressaltada a importância de investigar o modo como variações ambientais influenciam os processos de germinação [13]. Entender esses mecanismos é crucial para decifrar a dinâmica evolutiva e adaptativa das plantas diante das alterações em seus *habitat* [13]. Adicionalmente, a complexa rede genética que regula a dormência das sementes em resposta a fatores ambientais ainda não foi completamente desvendada. As sementes são o principal meio de colonização pós-distúrbio para a maioria das espécies e a forma como elas respondem ao fogo [14] e à inundação [15] vem evoluindo de forma sistêmica.

No Brasil, o bioma Pantanal tem a maior porção da vegetação moldada pela inundação [16]. Porém nos últimos anos, devido às mudanças climáticas, a escassez das chuvas vem prolongando os anos de estiagem e as áreas que antes eram moldadas, principalmente, pela inundação, estão passando por incêndios frequentes [17] e em alta intensidade [16].

O Parque Nacional do Pantanal Mato-Grossense (PNPM), maior sítio Ramsar de proteção de áreas úmidas do bioma Pantanal, foi gravemente afetado pelos incêndios florestais [18]. O acúmulo de biomassa após as inundações e/ou devido às secas prolongadas de áreas adjacentes são os principais combustíveis para os incêndios, afetando, principalmente, as áreas de florestas ripárias [16].

As florestas ripárias são ambientes altamente dinâmicos que apresentam espécies adaptadas, com estruturas (e.g., troncos, cascas, rizomas, estolões etc.) que lhes conferem sobrevivência e potencial de regeneração após eventos de distúrbios [19]. No entanto, a frequência e intensidade dos incêndios pode levar à perda significativa da vegetação [20]. Nesse cenário, as espécies podem ter apenas uma chance de sobreviver e produzir descendentes entre os períodos de inundação sazonal (janeiro a junho) e os períodos de seca/incêndios (julho a setembro) [8][21]. Além disso, podem acarretar a diminuição da variabilidade genética dentro de populações e comunidades [22].

A regeneração natural pós-distúrbio em florestas ripárias se mostra preocupante devido à germinação inicial de diferentes espécies de trepadeiras [19]. Tais espécies cobrem o solo, juntamente com herbáceas rasteiras que predominam o banco de sementes [23] e dificultam a germinação de árvores e arbustos. Uma avaliação prévia do banco de sementes pode gerar um relatório com as principais características funcionais das espécies presentes no banco (e.g., ciclo de vida, hábito de crescimento, forma de vida etc.) [2]. Além disso, traz informações quanto a presença de espécies indesejadas e invasoras [1]; fornece uma fonte sustentável de diversas espécies de plantas nativas que apresentam potencial de se manter no banco de sementes; promovem a diversidade genética e auxiliam na resiliência do ecossistema e na adaptação às mudanças ambientais. Sendo assim, este artigo visa investigar a importância dos bancos de sementes do solo como uma ferramenta indispensável para avaliar a extensão da degradação de florestas ripárias e a capacidade de regeneração após eventos de fogo e inundações no âmbito da ciência da restauração.

Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Pantanal Mato-Grossense, pertencente ao município de Poconé, Mato Grosso, Centro-Oeste do Brasil

(Figura 1), o qual apresenta área total de 135.00 ha. As coletas ocorreram à margem do Rio Paraguai em áreas de floresta ripária que passou por forte queima no ano de 2020 [18]. Essa região possui o solo do tipo gleissolo, com texturas de média a argilosa, eutróficos ou distróficos e de caráter alumínico, solo característico de locais planos e abaciados com alagamentos constantes ou periódicos [24]. O clima é do tipo Aw (tropical, megatérmico), com inverno seco e verão chuvoso (conforme Köppen), e precipitação

média anual de 1.7 milímetros. A temperatura média anual é 22°C, com umidade média anual relativa de 76,8% [25]. As inundações anuais ocorrem devido às chuvas locais e transbordamento dos rios Paraguai e São Lourenço nos meses de dezembro a abril. Nos períodos de seca existe a possibilidade da ocorrência de fogo devido ao acúmulo de matéria orgânica às margens dos rios e nas áreas campestres e savânicas [26].

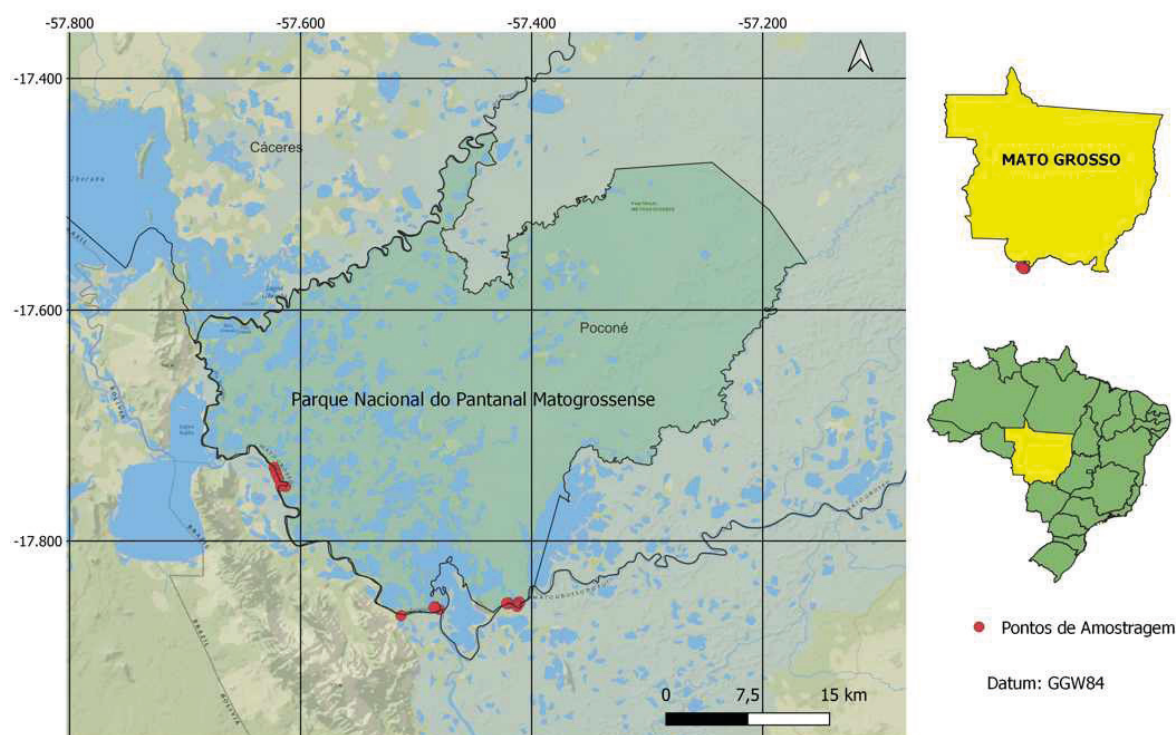


Figura 1 – Área de avaliação do banco de sementes em floresta ripária no Parque Nacional do Pantanal Mato-Grossense, Poconé, Brasil.

Coleta de dados

O banco de sementes foi amostrado às margens do Rio Paraguai – entende-se por margem do rio a área sujeita à maior interferência da inundação e fogo devido ao acúmulo de matéria morta, promovendo maior perda da vegetação natural [24]. As amostragens de solo foram realizadas em duas campanhas: uma no período pós-fogo, ao final da estação seca (outubro/2021); e outra no período de pós-inundação, ao final da estação chuvosa (julho/2022). Foram selecionadas quatro áreas afetadas pelos incêndios e em cada área

foram estabelecidos quatro transectos de 10 m de comprimento, distantes 50 m um do outro. Em cada transecto foram coletadas cinco amostras de solo de 20x20 cm e 5 cm de profundidade, totalizando 80 amostras de solo por campanha.

Após as coletas, as amostras de solo foram transportadas para o laboratório de botânica e ecologia vegetal (LABEV), da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), onde foram submetidas a dois métodos de avaliação: o método de emergência de plântulas e o método de contagem direta de sementes. O método de emergência de

plântulas consistiu em distribuir as amostras de solo em bandejas de 25x30 cm, sobre uma camada de 2 cm de areia para drenagem de água, posteriormente, permaneceram na casa de vegetação em temperatura ambiente e com irrigação diária [3]. As plântulas que emergiram foram contadas, identificadas e removidas para evitar competição. O experimento permaneceu por quatro meses, quando houve estabilização da germinação. O método de contagem direta de sementes foi utilizado com o solo provindo da casa de vegetação para verificar se havia sementes presentes no solo (sementes dormentes). Dessa forma, o solo foi lavado e as sementes que foram retidas nas peneiras de malha de 50 mm foram contadas e identificadas por meio de lupa estereoscópica [3].

As espécies identificadas, foram avaliadas quanto à capacidade de estabelecimento, persistência e regeneração. Para isso, foram classificadas quanto ao: (1) hábito de crescimento: arbóreo, arbustivo, subarbustivo, erva, graminóides (Poaceae e Cyperaceae) e lianas; (2) ciclo de vida: anual (A) e perene (P); (3) síndrome de dispersão: anemocoria (ANE), autocoria (AUT), hidrocoria (HID) e zoocoria (ZOO); (4) tipo de propagação vegetativa: rizoma, basal, estolões, sementes (exclusivamente) e (5) forma de vida: terrestre, aquática ou anfíbia. A identificação e caracterização das espécies foram baseadas em referências bibliográficas (e.g., [27][28][29][30][31][32]), através de comparações com exsicatas, consulta a especialistas e observações pessoais. As famílias foram listadas conforme Angiosperm Phylogeny Group IV [33].

Análise dos dados

Para análise estatística foi utilizado o ambiente de programação R [34], e as distribuições foram testadas com a função *fitdist* do pacote *fitdistrplus* [35]. Para analisar a riqueza de espécies utilizou-se o método de *Hill numbers* [36]. Nesse método, curvas de rarefação combinam interpolação (rarefação) e extrapolação (predição). Isso permite simular amostras maiores aumentando o grau de comparabilidade, no qual a sobreposição dos intervalos de confiança a 95% pode ser interpretada como falta de diferença significativa [36]. Essa análise foi realizada com o pacote *iNEXT* e a função *iNEXT()* [37]. A variação em abundância foi testada por meio de GLM com distribuição de Poisson.

A composição funcional foi analisada utilizando o peso médio ponderado dos traços funcionais (*community-weighted trait means*, ou CWM) por meio da função *functcomp()* do pacote *FD* [38]. A medida do CWM representa a frequência de cada traço de todas as espécies presentes na comunidade ponderada por suas abundâncias relativas [39].

A variação de composição funcional foi testada entre os períodos com análise de similaridade (ANOSIM), com 999 permutações, utilizando o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis sobre a matriz de composição funcional. Para visualizar as diferenças de composição funcional entre os períodos construímos uma PCA. Adicionalmente, testamos os valores de CWM dos traços dos períodos pós-fogo e pós-inundação. Para isso utilizamos GLMs com distribuição gamma.

Resultados

Riqueza e abundância na comunidade vegetal do banco de sementes

O banco de sementes apresentou 55 espécies distribuídas em 26 famílias e 49 gêneros. Asteraceae e Euphorbiaceae tiveram o maior número de espécies (oito cada), seguidas de Onagraceae e Poaceae (6 cada) e Cyperaceae [5]. No geral, 35 espécies ocorreram no período pós-fogo e 36 no pós-inundação, e não diferiram quanto à riqueza (Figura 2a). A análise comparativa da composição específica de espécies revelou que, embora a riqueza de espécies não tenha apresentado diferenças significativas entre os períodos pós-fogo (35 espécies) e pós-inundação (36 espécies), a comunidade apresentou variações consideráveis em termos de constituição específica (Figura 2a). Notavelmente, apenas seis espécies foram comuns a ambos os tratamentos, evidenciando uma divergência na composição específica entre os dois cenários ambientais estudados. Para a abundância de sementes, o período pós-fogo apresentou o dobro (1.573 sementes), em relação ao período de pós-inundação (668 sementes) (Figura 2b); tal diferença ocorreu, principalmente, devido à alta abundância de sementes de *Cecropia pachystachya* (572 sementes) no período pós-fogo (Figura 3, Tabela S1).

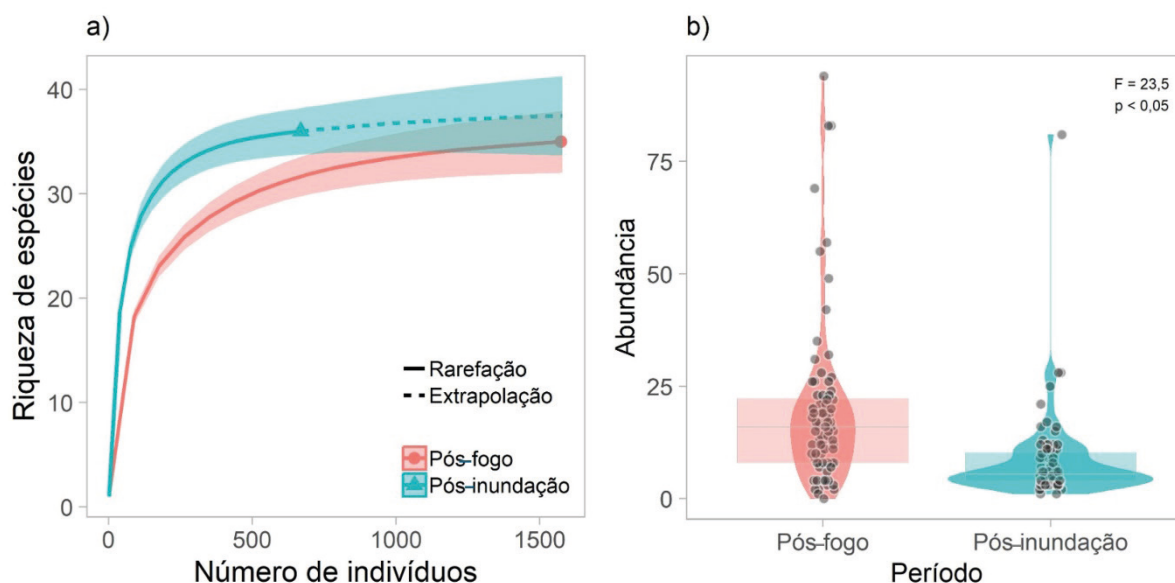


Figura 2 – (a) Riqueza de espécies e (b) abundância de sementes presentes no banco de sementes de floresta ripária pós-fogo e pós-inundação, no Pantanal mato-grossense (Centro-Oeste do Brasil).

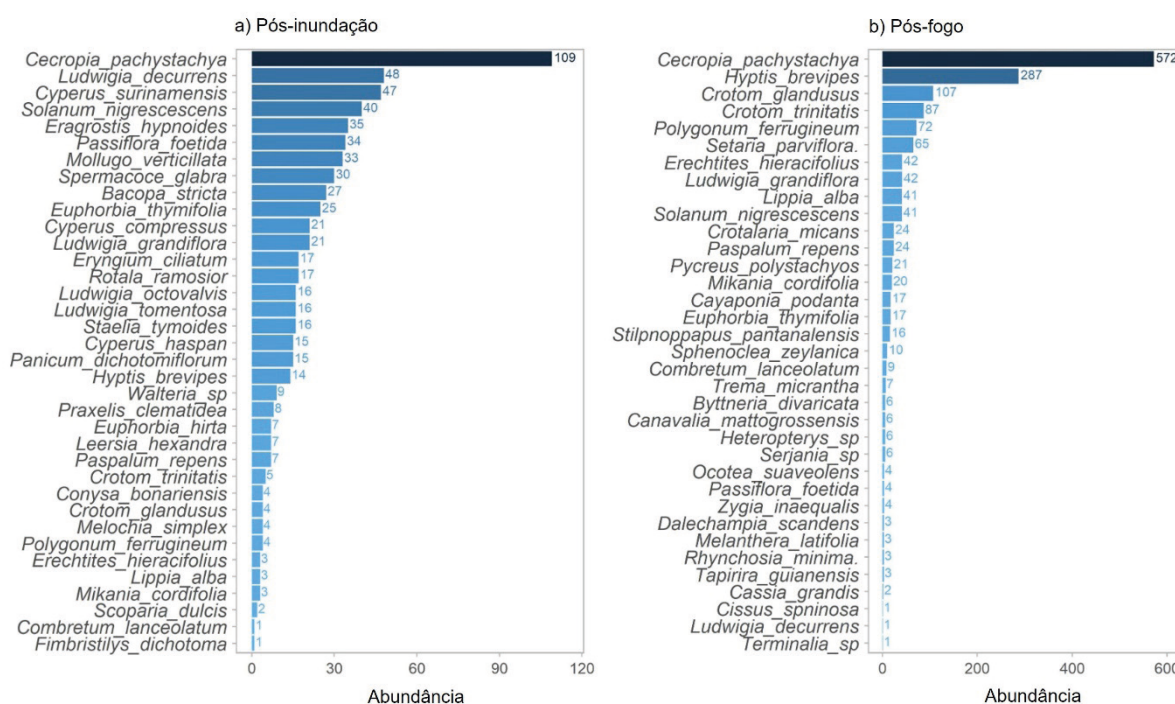


Figura 3 – Abundância de sementes por espécie nos períodos pós-inundação e pós-fogo no Pantanal, Mato Grosso, Brasil.

Composição funcional do banco de sementes

Hábito de crescimento

No período pós-fogo as espécies exclusivas pertenceram aos hábitos arbóreos (e.g., *Cassia grandis*) e de lianas (e.g., *Dalechampia scandens*) (Tabela S1). Assim como os maiores valores de abundância

foram observados para arbóreas (pós-fogo com 593 sementes; pós-inundação com 109) e lianas (pós-fogo com 62 sementes; pós-inundação com três), os valores de CWM também diferiram significativamente entre os períodos (Tabela 1). Herbáceas, subarbustos e graminóides tiveram maiores valores de CWM no período pós-inundação (Tabela 1). As espécies

herbáceas exclusivas aumentaram no período pós-inundação (17 espécies), assim como a abundância

(309 sementes), seguida das graminóides (149 sementes).

Tabela 1 – Valores médios de CWM para cada traço nos períodos pós-fogo e pós-inundação e resultados estatísticos da comparação de cada traço entre os períodos.

Traço	Média Pós-fogo	Média Pós-inundação	F	p-valor
Hábito				
Árvore	0,38	0,04	30,11	<0,01
Arbusto	0,01	0,02	2,35	0,13
Graminóide	0,08	0,28	18,13	<0,01
Herbáceo	0,19	0,52	35,93	<0,01
Liana	0,08	0,01	13,33	<0,01
Subarbusto	0,26	0,13	8,42	<0,01
Ciclo de vida				
Anual	0,34	0,41	1,76	0,19
Perene	0,66	0,59	1,76	0,19
Forma de vida				
Anfíbia	0,51	0,41	2,77	0,10
Aquática	0,04	0,21	17,90	<0,01
Terrestre	0,45	0,38	1,38	0,24
Dispersão				
Anemocórica	0,08	0,11	1,10	0,30
Autocórica	0,29	0,15	9,29	<0,01
Auto, Hid	0,16	0,37	12,65	<0,01
Auto, Zoo	0,02	0,14	22,73	<0,01
Auto, zoo, Hid	0,00	0,00	1,50	0,22
Zoocórica	0,38	0,05	30,55	<0,01
Zoo, Hid	0,07	0,18	8,60	<0,01
Propagação				
Rebrota basal	0,73	0,49	5,32	0,02
Estolão	0,01	0,11	45,54	<0,01
Rizoma	0,11	0,31	11,12	<0,01
Sementes	0,15	0,09	2,35	0,13

Ciclo de vida e forma de crescimentos

No período pós-fogo ocorreu maior número de espécies perenes (22 espécies), no entanto, não diferiu do período pós-inundação [20] quanto à riqueza. Porém, com relação aos valores de CWM houve uma diferença significativa: as perenes

foram superiores em ambos os períodos (Figura 4). No período pós-inundação, o número de espécies perenes (20 espécies) aumentou em relação às anuais [15], principalmente devido ao aparecimento de espécies anfíbias e aquáticas, que juntas diferiram significativamente quanto ao CWM em relação às plantas terrestres (Tabela 1).

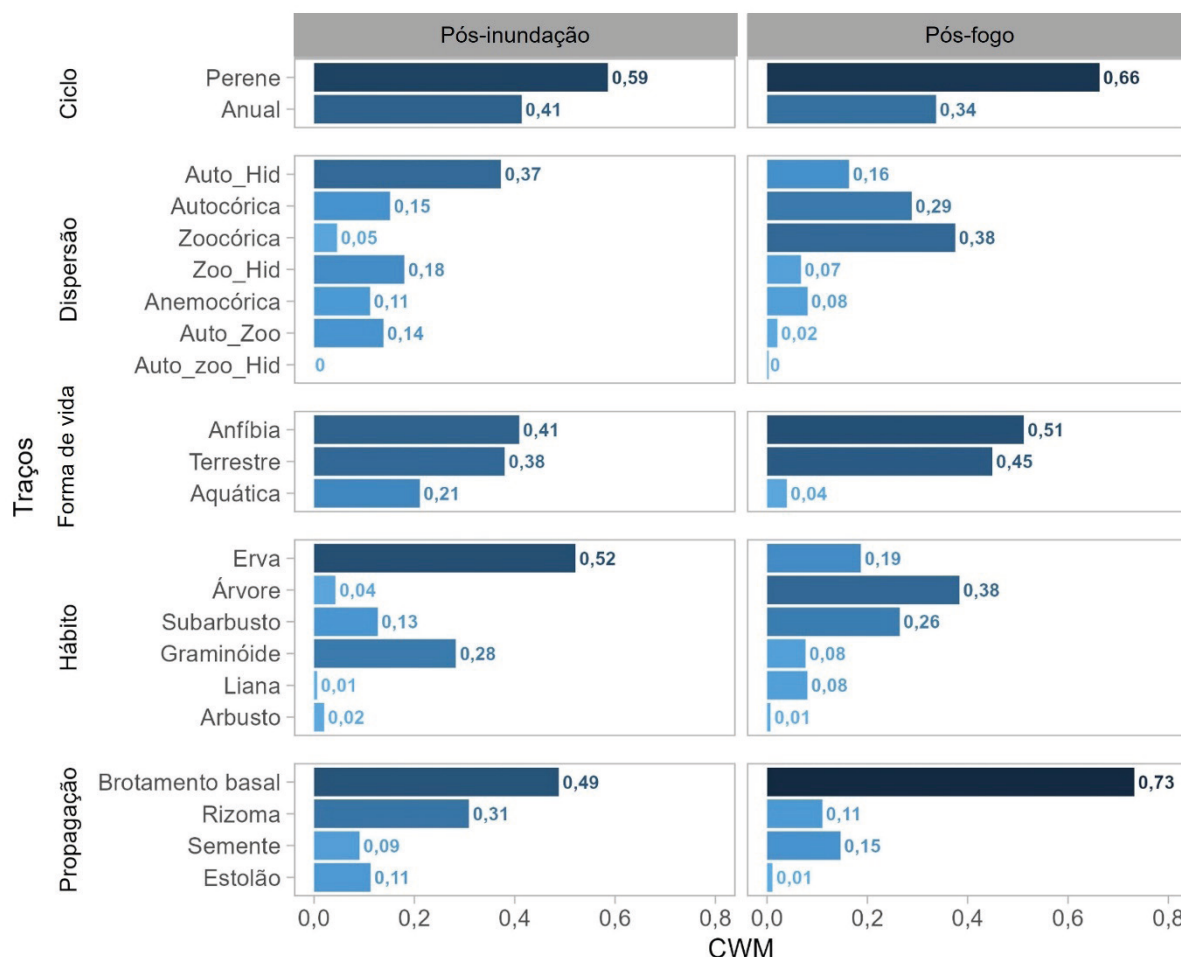


Figura 4 – Valores médios de CWM para cada traço (tipo de propagação: estolão, semente exclusivamente, rizoma, brotamento basal; hábito de crescimento: erva, árvore, subarbusto, graminóide, liana e arbusto; forma de vida: anfíbia, aquática e terrestre; síndrome de dispersão: autocoria (aut), hidrocoria (Hid), anemocoria (Ane) e zoocoria (Zoo)), nos períodos pós-fogo e pós-inundação.

Estratégia de propagação

De maneira geral, observa-se que o tipo de propagação basal foi superior em ambos os períodos coletados, diferindo dos demais (Figura 4), e a rebrota basal foi composta principalmente por árvores e arbustos (por exemplo, *Tapirira guianensis*, *Terminalia argentea* e *Trema micrantha*), mas também pelas

herbáceas aquáticas (exemplo *Ludwigia grandiflora*). Já as espécies que se propagam por estolão e por rizoma tiveram composição funcional superior após inundação (Tabela 1), principalmente devido às do gênero *Cyperus*. Espécies exclusivas por sementes ocorreram em maior proporção em herbáceas anuais de rápida reprodução e germinação (exemplo, *Conyza bonariensis*, *Ludwigia octovalvis*) (Tabela S1).

Síndrome de dispersão

Quanto às síndromes de dispersão, as espécies que apresentam autocoria e zoocoria foram as mais ocorrentes no período pós-fogo (Figura 4). Vale ressaltar que a maior abundância de sementes por zoocoria está concentrada nos valores de *Cecropia pachystachya* (Figura 3). Já após inundação apresentou como principal meio de dispersão a hidrocoria-autocoria (HID/AUT) com maior composição funcional (Figura 4). Nesse período houve elevada ocorrência de espécies anfíbias

e aquáticas, como as dos gêneros *Cyperus* sp. e *Ludwigia* sp (Tabela S1, Fig. 3).

Composição funcional

A composição funcional variou entre os períodos (ANOSIM: 0.2; $p<0.01$) (Figura 5a). Os traços que mais contribuíram para tal variação foram: zoocoria, arbóreas, anuais, perenes, terrestres e anfíbias no primeiro eixo da PCA, rebrota basal, rizoma, graminóides e AUT-HID (Figura 5b).

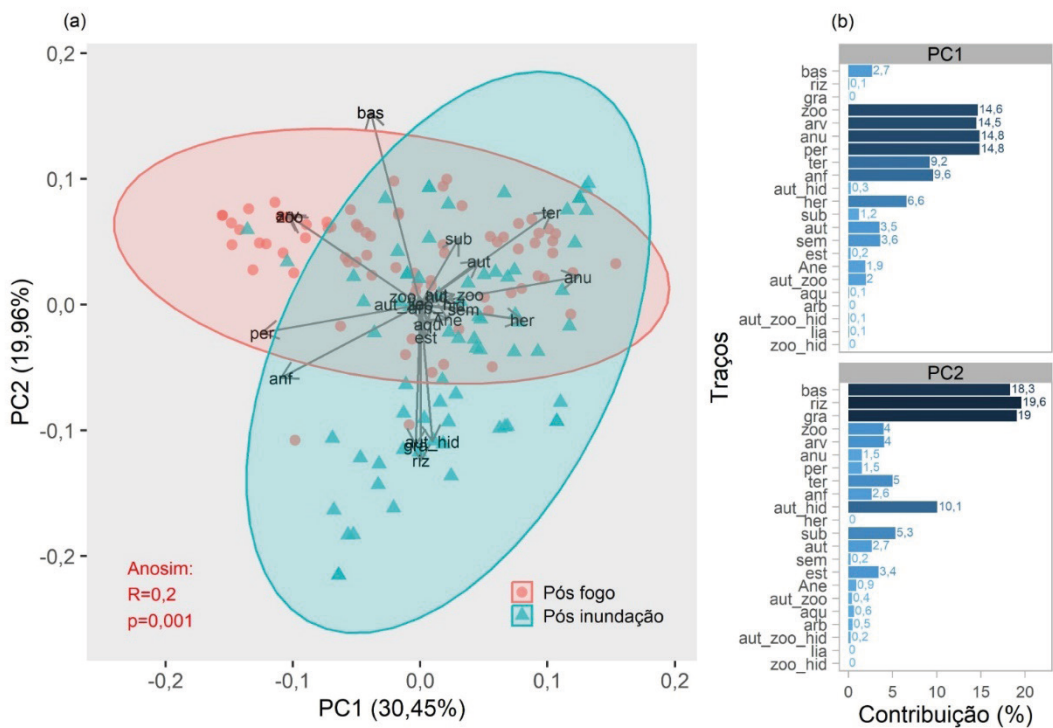


Figura 5 – Análise de componentes principais dos traços funcionais (CWM) por período (pós-fogo e pós-inundação).

Ervas e graminóides foram mais importantes no período pós-inundação, enquanto árvores e subarbustos no pós-fogo. Os ciclos de vida anual e perene não apresentaram relação com os períodos. Para as formas de vida, as espécies aquáticas foram mais importantes pós-inundação. Para a forma de dispersão, espécies que simultaneamente apresentam dispersão por autocoria, hidrocoria e zoocoria foram mais importantes pós-inundação, enquanto espécies exclusivamente autocóricas e zoocóricas foram mais importantes no período pós-fogo. Entre os tipos de propagação, a rebrota basal teve maior média de CWM, tanto pós-inundação, quanto pós-fogo.

Espécies estoloníferas e/ou rizomatosas foram mais importantes pós-inundação.

Discussão

O diagnóstico inicial a partir da avaliação do banco de sementes se mostrou eficiente no que diz respeito ao potencial de regeneração natural via sementes. A regeneração de florestas ripárias, como as do Pantanal, que são altamente influenciadas por drives abióticos como o fogo e a inundação, ocorre pela alta capacidade de regeneração de espécies

anuais e perenes [19][40] que possuem estratégias distintas de germinação de diferentes formas de crescimento (anfíbias, aquáticas e terrestres), onde a colonização está condicionada às alterações ambientais de cheia e seca [41].

Através do diagnóstico foi possível gerar uma lista de espécies que promovem a regeneração natural via sementes, na qual as famílias Poaceae e Cyperaceae tiveram a maior contribuição em número de espécies, característica essa de ambientes inundáveis sazonalmente, onde as fases aquática e terrestre se alternam [31] com predominância das gramíneas *Paspalum repens* e *Panicum dicotomiflorum* [42]. No banco de sementes também foram encontradas *Leersia hexandra* e *Setaria parviflora* em abundância. Solos com maior umidade também apresentam a introdução de muitas ciperáceas e espécies da família Onagraceae, como as do gênero *Ludwigia* sp. Todas as espécies registradas estão presentes na lista da flora do Pantanal [43] e são altamente abundantes em áreas campestres e savânicas da planície inundável [1][41].

Os períodos de coleta apresentaram diferenças na composição de espécies, apesar dos resultados não mostrarem em termos de riqueza tais diferenças. Quando foi analisado os hábitos de crescimento observou-se que houve predomínio de espécies arbóreas e lianas no período pós-fogo, fator esperado como visto em outros estudos [23][44]. Além disso, a substituição do banco de sementes, dos hábitos arbóreo e de lianas por herbáceas e graminóides pós-inundação ocorre devido ao carregamento de sementes de espécies anfíbias e aquáticas de áreas campestres vizinhas, que ficam alojadas no banco de sementes [41]. A presença de herbáceas no banco de sementes é fundamental, pois essas espécies desenvolvem-se rapidamente e podem cobrir e proteger o solo, além de criar nichos favoráveis facilitando o recrutamento de espécies lenhosas perenes [41].

Neste estudo, um fator chave para a diminuição de espécies arbóreas no banco de sementes pode ter sido a baixa chuva de sementes providas de espécies arbóreas que morreram durante as queimadas. Alterações climáticas, caracterizadas por secas severas e incêndios recorrentes desde 2020, estão alterando essa dinâmica da vegetação no Pantanal, potencialmente beneficiando a colonização de espécies vegetais de terras mais elevadas circunvizinha sem detrimento das espécies típicas de florestas ripárias do Pantanal [8][16]. Essa tendência, alinhada com a observação de especialistas [6],

sugere que a resiliência dessas espécies terrestres durante períodos extensos de estiagem favorece sua estabilização e sobrevivência.

A única espécie arbórea que permaneceu no banco de sementes em ambos os períodos, foi a *Cecropia pachystachya* (embaúba), fato esperado devido a maior abundância no primeiro ano de coleta (pós-fogo). Essa espécie tem característica pioneira, alta produção de sementes, promove rápida colonização [45] e apresenta banco de sementes persistente [23]. Além disso, a presença de inúmeras lianas na vegetação (observação de campo) pode ter promovido sombreamento sobre o solo, inibindo a germinação de outras espécies [46]. Tal observação diminui a entrada de sementes via dispersão local, promovendo o aumento das lianas invasoras no banco de sementes no período pós-fogo.

Esses achados trazem um alerta para os gestores do PNPM/ICMBio responsáveis pela implementação do programa de restauração das florestas ripárias na unidade de conservação, o qual encontra-se em fase de elaboração. Entende-se que as estratégias de restauração devem investir fortemente na reintrodução de espécies arbóreas, considerando a ausência dessas espécies no banco de sementes. Adicionalmente, observa-se que a recuperação dessas áreas depende do manejo das trepadeiras, que atuam “sufocando” os indivíduos regenerantes das plantas nativas. Esse cenário vai exigir ações de controle de espécies invasoras e monitoramento da regeneração na área, as quais devem ser uma das prioridades a serem apontadas no programa de restauração das florestas ripárias.

Em ambientes sujeitos a alta variabilidade ambiental os tipos de propagação e síndromes de dispersão das espécies são altamente importantes para promover a permanência das espécies na vegetação ao longo do tempo [44]. As espécies que apresentam como único meio de propagação a exclusividade de sementes, foram baixas no banco de sementes. Isso mostra que espécies de ambientes sazonalmente modificados tendem a apresentar espécies funcionalmente complexas e adaptáveis a distintas condições ambientais [47].

A maioria das espécies presentes no banco apresentaram algum tipo de propagação vegetativa. Essas espécies, provavelmente, têm várias funções relacionadas ao nicho de persistência e, neste estudo, pudemos ver que as espécies que apresentam estratégias de colonização por rebrota basal, rizoma e por estolão foram os principais meios. Essas

estratégias fornecem maior capacidade de persistir na comunidade ou para regenerar após eventos raros, como longos períodos de seca, incêndios ou inundações extremas [48] evidenciando a importância do papel dessas espécies para a resiliência da comunidade de florestas ripárias do Pantanal.

Outro componente fundamental na composição de banco de sementes persistente é a forma de dispersão das sementes, que condiciona a ocorrência, ou não, de diferentes formas de crescimento (aquática, anfíbia e terrestre) em função de uma variação ambiental. Essa característica de variabilidade impõe flexibilidade no nível da comunidade em diversas situações, principalmente em regime de ciclos plurianuais [41]. Neste estudo, os principais meios de dispersão foram autocóricas e hidrocóricas, porém desconsideramos a abundância de sementes com dispersão zoocórica devido ao alto valor atribuído de *C. pachystachya* (572 sementes).

A autocoria e a hidrocoria são reflexos das principais espécies presentes nesta planície de inundação [19][23][44]. Devemos ressaltar aqui que este banco de sementes foi coletado nos primeiros centímetros da superfície do solo (0-5 cm), onde a permanência de sementes no solo nos mostra que o fogo, apesar de agressivo, diminuiu sua intensidade sobre o solo devido a espessa camada serrapilheira, que é a primeira camada a ser danificada [49]. Além disso, foi observado que esta floresta ripária pode ter baixa taxa de erosão sedimentar durante os períodos de inundação. A riqueza e abundância de sementes presentes no banco indicam que, mesmo quando a erosão ocorrer na planície de inundação e remover sementes da superfície, essa remoção não excede a quantidade de sementes introduzidas via hidrocoria, facilitando a dispersão de sementes de longa distância [50]. Esse aspecto realça a especificidade das áreas úmidas (e de sua dinâmica hidrológica) e sua implicação na implementação do programa de restauração dessas áreas, a qual requer o investimento no mapeamento e no inventário dos *habitat* úmidos para o alcance do sucesso da restauração ecológica, conforme orientado pela Convenção Ramsar.

Conclusão

O banco de sementes tem uma diversidade de espécies que não utilizam as sementes como principal meio de regeneração. As espécies presentes estão condicionadas a algum tipo de propagação vegetativa e podem se manter no ambiente via

rebrote (rebrotas basal, estolões e rizomas). O baixo número de sementes de espécies arbóreas e arbustivas, espécies fundamentais em florestas ripárias, nos chama atenção para que algumas espécies sejam introduzidas no ambiente através de planos de restauração. Devido às alterações do pulso de inundação por condições climáticas, no Pantanal, recomenda-se monitorar o banco de sementes e o desenvolvimento de plântulas nos diques marginais – isso é crucial para compreender os mecanismos ecológicos em ação, como as diretrizes propostas para as Várzeas Amazônicas [51].

Referências

1. Bao F, Pott A, Ferreira FA, Arruda R. Soil seed bank of floodable native and cultivated grassland in the Pantanal wetland: effects of flood gradient, season and species invasion. *Braz J Bot.* 2014. 37: 239-250.
2. Bao F, Elsey-Quirk T, Assis MA, Pott A. Seed bank of seasonally flooded grassland: experimental simulation of flood and post-flood. *Aquatic Ecol.* 2017. 1: 1-13.
3. Bao F, Assis MA, Pott A. Applicability of seed bank assessment methods in wetlands: advantages and disadvantages. *Oecologia Australis* 2021. 25: 22-33.
4. IPCC. Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 2023. 35-115. doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647
5. Middleton BA, Kleinebecker T. The effects of climate-change-induced drought and freshwater wetlands. In *Global Change and the Function and Distribution of Wetlands* 2012. (pp. 117-147). Dordrecht: Springer Netherlands.
6. Junk WJ. Current state of knowledge regarding South America wetlands and their future under global climate change. *Aquatic Sci.* 2013. 75: 113-131.
7. Lázaro WL, Oliveira-Júnior ES, Silva CJD, Castrillon SKI, Muniz CC. Climate change reflected in one of the largest wetlands in the world: an overview of the Northern Pantanal water regime. *Acta Limnol Bras.* 2020. 32.
8. Damasceno-Junior GA, Pott A. General features of the Pantanal wetland. In *Flora and Vegetation of the Pantanal Wetland* 2022. (pp. 1-10). Cham: Springer International Publishing.
9. Walck JL, Hidayati SN, Dixon KW, Thompson KEN, Poschod P. Climate change and plant regeneration from seed. *Glob Change Biol.* 2011. 17: 2145-2161.

10. Hölzel N, Otte A. Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Appl Veg Sci*. 2023. 6: 131-140.
11. Jara-Guerrero A, Espinosa CI, Méndez M, De la Cruz M, Escudero A. Dispersal syndrome influences the match between seed rain and soil seed bank of woody species in a Neotropical dry forest. *J Veg Sci*. 2020. 31: 995-1005.
12. Maringer J, Wohlgemuth T, Hacket-Pain A, Ascoli D, Berretti R, Conedera M. Drivers of persistent post-fire recruitment in European beech forests. *Sci Total Environ*. 2020. 699: 134006.
13. Klupczy-ska EA, Pawłowski TA. Regulation of seed dormancy and germination mechanisms in a changing environment. *Int J Mol Sci*. 2021. 22: 1357.
14. Daibes LF, Pausas JG, Bonani N, Nunes J, Silveira FA, Fidelis A. Fire and legume germination in a tropical savanna: ecological and historical factors. *Ann Bot*. 2019. 123: 1219-1229.
15. Bao F, Elsey-Quirk T, Assis MA, Arruda R, Pott A. Seasonal flooding, topography, and organic debris interact to influence the emergence and distribution of seedlings in a tropical grassland. *Biotropica*. 2019. 50: 616-624.
16. Damasceno-Junior GA, Semir J, Santos FAM, Leitão-Filho HF. Structure, distribution of species and inundation in a riparian forest of Rio Paraguai, Pantanal, Brazil. *Flora*. 2005. 200:119-135. doi: 10.1016/j.flora.2004.09.002
17. Garcia LC, Szabo JK, de Oliveira Roque F, Pereira ADMM, Nunes da Cunha C, Damasceno-Júnior GA, Morato RG, Tomaz WM, Libonati R, Ribeiro DB. Record-breaking wildfires in the world's largest continuous tropical wetland: Integrative fire management is urgently needed for both biodiversity and humans. *J Environ Manag*. 2021. 293: 112870.
18. INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2024. Monitoramento dos Focos Ativos por Bioma. Acesso em 10 de Dezembro de 2023. Disponível em http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/queimadas/situacao-atual/estatisticas/estatisticas_estados/
19. Oliveira MT, Damasceno-Junior GA, Pott A, Paranhos Filho AC, Suarez YR, Parolin P. Regeneration of riparian forests of the Brazilian Pantanal under flood and fire influence. *For Ecol Manag*. 2014. 331: 256-263.
20. Pettit NE, Naiman RJ. Fire in the riparian zone: characteristics and ecological consequences. *Ecosyst*. 2007. 10: 673-687.
21. Varpe Ø. Life history adaptations to seasonality. *Integrative and comparative biology* 2017. 57: 943-960.
22. Oliveira PE, Gibbs PE. Pollination and reproductive biology in cerrado plant communities. In: Paulo SO, Robert JM. *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna*. 2002. 5: 329-348.
23. Kohagura TDC, Souza EBD, Bao F, Ferreira FA, Pott A. Flood and fire affect the soil seed bank of riparian forest in the Pantanal wetland. *Rodriguésia*. 2020. 71: e00052018.
24. ICMBIO- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Plano de Manejo do Parque Nacional do Pantanal Matogrossense. 2003. 506p.
25. Soriano BMA. Caracterização climática de Corumbá-MS. 1997.
26. Hamilton SK, Sippel SJ, Melack JM. Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. *Archiv für Hydrobiol*. 1996. 1-23.
27. Pijl VD. Principles of dispersal in higher plants. 3a ed. 1982. Springer-Verlag, Berlim.
28. Lozenzi H. Árvores Brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Instituto Plantarum. 2002. Nova Odessa, São Paulo.
29. Tabarelli M, Mantovani W. Colonização de clareiras naturais na floresta atlântica no sudeste do Brasil. *Rev Bras Bot*. 1997. 20: 57-66.
30. Barroso GM, Morrim MP, Peixoto AL, Ichaso CLF. Frutos e Sementes: Morfologia Aplicada à Sistemática de Dicotiledôneas. Viçosa 1999. Universidade Federal de Viçosa.
31. Pott A, Pott VJ. Plantas do Pantanal. 1994. Embrapa, Brasília.
32. Pott VJ, Pott A. Plantas Aquáticas do Pantanal. 2000. Embrapa, Brasília.
33. APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Bot J Linn Soc*. 2016. 181: 1-20.
34. R core team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2023. Acesso em 20 de Novembro. Disponível em: <https://www.r-project.org/about.html>
35. Delignette-Muller ML, Dutang C. fitdistrplus: An R Package for Fitting Distributions. *J Stat Softw*. 2015. 64: 1-34. doi: 10.18637/jss.v064.i04
36. Chao A, Chiu CH, Jost L. Statistical challenges of evaluating diversity patterns across environmental gradients in mega-diverse communities. *J Veg Sci*. 2016. 27: 437-438.
37. Hsieh TC, Ma KH, Chao A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 2016. 7: 1451-1456.

38. Laliberté E, Legendre P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecol.* 2010. 91:299-305.
39. Ricotta C, Moretti M. CWM and Rao's quadratic diversity: A unified framework for functional ecology. *Oecol.* 2011. 167: 181-188.
40. Arruda WDS, Oldeland J, Paranhos Filho AC, Pott A, Cunha NL, Ishii IH, Damasceno-Junior GA. Inundation and fire shape the structure of riparian forests in the Pantanal, Brazil. *PLoS One.* 2016. 11: e0156825.
41. Souza EB, Bao F, Damasceno Junior GA, Pott A. Differences between species in seed bank and vegetation helps to hold functional diversity in a floodable Neotropical savanna. *J Plant Ecol.* 2021. 14: 605-615.
42. Pott A, Oliveira A, Damasceno-Junior G, Silva JSV. Plant diversity of the Pantanal wetland. *Braz J Biol.* 2011. 71: 265-273. doi: 10.1590/S1519-69842011000200005
43. Pott A, Pott VJ. Flora of the Pantanal. In *Flora and Vegetation of the Pantanal Wetland* (pp. 39-228). 2022. Cham: Springer International Publishing.
44. Souza EB, Junior GAD, Pott A. Soil seed bank in Pantanal riparian forest: persistence, abundance, functional diversity, and composition. *Oecol Aust.* 2019. 23: 4-11.
45. Rösch H, Van Rooyen MW, Theron GK. Predicting competitive interactions between pioneer plant species by using plant traits. *J Veg Sci.* 1997. 8: 489-494.
46. Rounsaville TJ, Baskin CC, Roualdes EA, McCulley RL, Arthur MA. Seed dynamics of the liana *Euonymus fortunei* (Celastraceae) and implications for invasibility1. *J Torrey Bot.* 2018. 145: 225-236.
47. Baskin JM, Baskin CC. Evolutionary considerations of claims for physical dormancy-break by microbial action and abrasion by soil particles. *Seed Sci Res.* 2000. 10: 409-413.
48. Capon SJ, Brock MA. Flooding, soil seed bank dynamics and vegetation resilience of a hydrologically variable desert floodplain. *Freshwater Biol.* 2006. 51: 206-223.
49. Godefroid S, Rucquoij S, Koedam N. Spatial variability of summer microclimates and plant species response along transects within clearcuts in a beech forest. *Plant Ecol.* 2006. 185: 107-121.
50. O'donnell J, Fryirs K, Leishman MR. Can the regeneration of vegetation from riparian seed banks support biogeomorphic succession and the geomorphic recovery of degraded river channels? *River Res Appl.* 2015. 31: 834-846.
51. Wittmann F, Junk WJ, Piedade MT. The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. *Forest Ecol Manage.* 2004. 196: 199-212.

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

<http://www.icmbio.gov.br/revistaelectronica/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



Tabela 1S – Lista de espécies amostradas no banco de sementes no período de pós-fogo e pós-inundação, classificadas quanto ao hábito de crescimento, ciclo de vida, forma de vida, síndrome de dispersão e tipo de propagação.

Período	Espécies	Famílias	Hábito	Ciclo de vida	Forma de vida	Dispersão	Tipo de propagação
Pós-fogo	<i>Dalechampia scandens</i>	Euphorbiaceae	Liana	P	Terrestre	aut	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Byttneria divaricata</i>	Malvaceae	Subarbusto	P	Anfíbia	aut_hyd	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Canavalia mattogrossensis</i>	Fabaceae	Liana	P	Terrestre	aut_hyd	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Cassia grandis</i>	Fabaceae	Árvore	P	Terrestre	aut_zoo_hyd	Sementes
Pós-fogo	<i>Cayaponia podantha</i>	Cucurbitaceae	Liana	P	Terrestre	zoo_hyd	Rizoma
Pós-fogo	<i>Cecropia pachystachya</i>	Urticaceae	Árvore	P	Anfíbia	zoo	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Cissus spinosa</i>	Vitaceae	Liana	P	Anfíbia	zoo	Rizoma
Pós-fogo	<i>Combretum lanceolatum</i>	Combretaceae	Arbusto	P	Terrestre	zoo	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Crotalaria micans</i>	Fabaceae	Subarbusto	A	Anfíbia	aut	Sementes
Pós-fogo	<i>Croton glandulosus</i>	Euphorbiaceae	Erva	A	Terrestre	aut	Sementes
Pós-fogo	<i>Croton trinitatis</i>	Euphorbiaceae	Erva	A	Terrestre	aut	Sementes
Pós-fogo	<i>Erechtites hieracifolius</i>	Asteraceae	Erva	A	Terrestre	anemo	Sementes
Pós-fogo	<i>Euphorbia thymifolia</i>	Euphorbiaceae	Erva	A/P	Terrestre	aut	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Heteropteris</i> sp	Malpighiaceae	Liana	P	Terrestre	anemo	Sementes
Pós-fogo	<i>Hyptis brevipes</i>	Lamiaceae	Subarbusto	A	Terrestre	aut_hyd	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Rhynchosia minima</i>	Fabaceae	Liana	P	Terrestre	aut	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Lippia alba</i>	Verbenaceae	Subarbusto	P	Terrestre	aut	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Ludwigia grandiflora</i>	Onagraceae	Erva	P	Aquática	aut_hyd	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Melanthera latifolia</i>	Asteraceae	Erva	A/P	Terrestre	anemo	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Mikania cordifolia</i>	Asteraceae	Liana	A/P	Anfíbia	anemo	Rebrota basal

Pós-fogo	<i>Ocotea suaveolens</i>	Lauraceae	Árvore	P	Terrestre	aut_zoo	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Paspalum repens</i>	Poaceae	Graminóide	A	Anfíbia	aut	Rizoma
Pós-fogo	<i>Passiflora foetida</i>	Passifloraceae	Erva	A	Terrestre	aut_zoo	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Polygonum ferrugineum</i>	Polygonaceae	Subarbusto	A/P	Anfíbia	aut	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Pycreus polystachyos</i>	Cyperaceae	Graminóide	P	Anfíbia	aut_hyd	Rizoma
Pós-fogo	<i>Serjania glabrata</i>	Sapindaceae	Liana	A/P	Anfíbia	anemo	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Setaria parviflora</i>	Poaceae	Graminóide	P	Terrestre	aut	Rizoma
Pós-fogo	<i>Solanum nigrescens</i>	Solanaceae	Subarbusto	P	Terrestre	zoo_hyd	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Sphenoclea zeylanica</i>	Sphenocleaceae	Erva	A	Anfíbia	aut	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Stilpnopappus pantanalensis</i>	Asteraceae	Erva	A/P	Terrestre	anemo	Estolão
Pós-fogo	<i>Tapirira guianensis</i>	Anacardiaceae	Árvore	P	Terrestre	aut_zoo	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Terminalia argentea</i>	Combretaceae	Árvore	P	Terrestre	anemo	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Trema micrantha</i>	Cannabaceae	Árvore	P	Terrestre	zoo	Rebrota basal
Pós-fogo	<i>Zygia inaequalis</i>	Fabaceae	Árvore	P	Terrestre	aut_zoo	Rebrota basal
Pós-inundação	<i>Bacopa stricta</i>	Plantaginaceae	Erva	P	Aquática	aut_hyd	Estolão
Pós-inundação	<i>Cecropia pachystachya</i>	Urticaceae	Árvore	P	Anfíbia	zoo	Rebrota basal
Pós-inundação	<i>Combretum lanceolatum</i>	Combretaceae	Arbusto	P	Terrestre	zoo	Rebrota basal
Pós-inundação	<i>Conyza bonariensis</i>	Asteraceae	Erva	A	Terrestre	anemo	Sementes
Pós-inundação	<i>Croton glandulosus</i>	Euphorbiaceae	Erva	A	Terrestre	aut	Sementes
Pós-inundação	<i>Croton trinitatis</i>	Euphorbiaceae	Erva	A	Terrestre	aut	Sementes
Pós-inundação	<i>Cyperus haspan</i>	Cyperaceae	Graminóide	P	aquatic	aut_hyd	Rizoma
Pós-inundação	<i>Cyperus surinamensis</i>	Cyperaceae	Graminóide	P	Anfíbia	aut_hyd	Rizoma

Pós-inundação	<i>Cyperus compressus</i>	Cyperaceae	Graminóide	P	Anfíbia	aut_hyd	Rizoma
Pós-inundação	<i>Eragrostis hypnoides</i>	Poaceae	Graminóide	A	Terrestre	anemo	Rizoma
Pós-inundação	<i>Erechtites hieracifolius</i>	Asteraceae	Erva	A	Terrestre	anemo	Sementes
Pós-inundação	<i>Eryngium ciliatum</i>	Apiaceae	Herb	P	Terrestre	aut	Rebrota basal
Pós-inundação	<i>Euphorbia hirta</i>	Euphorbiaceae	Erva	A/P	Terrestre	aut	Rebrota basal
Pós-inundação	<i>Euphorbia thymifolia</i>	Euphorbiaceae	Erva	A/P	Terrestre	aut	Rebrota basal
Pós-inundação	<i>Fimbristylis dichotoma</i>	Cyperaceae	Graminóide	P	Anfíbia	zoo_hyd	Rizoma
Pós-inundação	<i>Hyptis brevipes</i>	Lamiaceae	Subarbusto	A	Terrestre	aut_hyd	Rebrota basal
Pós-inundação	<i>Lippia alba</i>	Verbenaceae	Subarbusto	P	Terrestre	aut	Rebrota basal
Pós-inundação	<i>Ludwigia decurrens</i>	Onagraceae	Erva	P	Aquática	zoo_hyd	Rebrota basal
Pós-inundação	<i>Ludwigia grandiflora</i>	Onagraceae	Erva	P	Aquática	aut_hyd	Rebrota basal
Pós-inundação	<i>Ludwigia octovalvis</i>	Onagraceae	Erva	A	Aquática	aut_hyd	Sementes
Pós-inundação	<i>Ludwigia tomentosa</i>	Onagraceae	Subarbusto	P	Aquática	aut_hyd	Rebrota basal
Pós-inundação	<i>Melochia simplex</i>	Malvaceae	Erva	P	Anfíbia	aut_hyd	Rebrota basal
Pós-inundação	<i>Mollugo verticillata</i>	Onagraceae	Erva	A	Anfíbia	aut_zoo	Rizoma
Pós-inundação	<i>Panicum dichotomiflorum</i>	Poaceae	Graminóide	A/P	Anfíbia	anemo	Estolão
Pós-inundação	<i>Paspalum repens</i>	Poaceae	Graminóide	A	Anfíbia	aut	Rizoma
Pós-inundação	<i>Passiflora foetida</i>	Passifloraceae	Erva	A	Terrestre	aut_zoo	Rebrota basal
Pós-inundação	<i>Leersia hexandra</i>	Poaceae	Graminóide	P	Anfíbia	aut_hyd	Rizoma
Pós-inundação	<i>Polygonum ferrugineum</i>	Polygonaceae	Subarbusto	A/P	Anfíbia	aut	Rebrota basal
Pós-inundação	<i>Praxelis clematidea</i>	Asteraceae	Erva	P	Terrestre	anemo	Rebrota basal
Pós-inundação	<i>Rotala ramosior</i>	Lythraceae	Erva	A	Anfíbia	aut_hyd	Sementes

Pós-inundação	<i>Scoparia dulcis</i>	Plantaginaceae	Erva	A	Terrestre	aut_hyd	Rebrota basal
Pós-inundação	<i>Solanum nigrescens</i>	Solanaceae	Subarbusto	P	Terrestre	zoo_hyd	Rebrota basal
Pós-inundação	<i>Spermacoce glabra</i>	Rubiaceae	Erva	P	Anfibia	aut_hyd	Estolão
Pós-inundação	<i>Staelia thymoides</i>	Rubiaceae	Erva	A	Terrestre	aut	Estolão
Pós-inundação	<i>Waltheria albicans</i>	Malvaceae	Subarbusto	P	Terrestre	aut	Estolão



Playing with fire: the vital influence of traditional knowledge on the socio biodiversity of the Pantanal

Maria Tereza de Arruda Botelho^{1*}

 <https://orcid.org/0009-0005-2017-5929>

* Contato principal

Rafael Moraes Chiaravalloti²

 <https://orcid.org/0000-0003-4271-3749>

Christian Niel Berlinck¹

 <https://orcid.org/0000-0001-9348-3942>

¹ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros/CENAP, Atibaia/SP, Brasil. <tecabotelho.tb@gmail.com, christian.berlinck@icmbio.gov.br>.

² Instituto de Pesquisas Ecológicas/IPÊ, Brasil. University College London/UCL, Londres, Reino Unido. <r.chiaravalloti@ucl.ac.uk>.

Recebido em 18/02/2024 – Aceito em 19/09/2024

Como citar:

Botelho MT, Chiaravalloti RM, Berlinck CN. Playing with fire: the vital influence of traditional knowledge on the socio biodiversity of the Pantanal. Biodivers. Bras. [Internet]. 2024; 14(4): 155-168. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2547

Keywords: Pantanal; human occupation; fire; land management.

ABSTRACT – The Pantanal is a fire-prone biome with natural flooding regime coupled with periodic drought, which creates unique features that has shaped its environment, biodiversity, its people and the way they live, based upon their intimate connection with its natural dynamics. Fire has been used locally for managing landscapes for thousands of years by indigenous populations and, as the region was being occupied by different groups, their knowledge pertaining the best way to manage the land was passed on to the newcomers, the farmers. These practices are embedded in the local traditions and lifestyle, to the point that they became an important aspect of Pantanal's cultural heritage. However, changes in the land use and management in the last 50-60 years had caused significant impacts that threatens the sustainability of the region and the future of the biome.

Brincando com fogo: a influência vital do conhecimento tradicional na sociobiodiversidade do Pantanal

Palavras-chave: Pantanal; ocupação humana; fogo; manejo de paisagem.

RESUMO – O Pantanal é um bioma dependente do fogo com um regime natural de inundação, criando uma região com características peculiares que moldaram seu meio ambiente, sua biodiversidade, seus habitantes e a maneira como eles vivem: intimamente ligada à dinâmica natural do local. O fogo tem sido utilizado no Pantanal como ferramenta de manejo de paisagens há milhares de anos pela população indígena e, à medida em que a região foi sendo ocupada por outros grupos, o conhecimento foi passado para os novos habitantes, os fazendeiros. Essas práticas estão incorporadas nas tradições e no modo de vida



local, chegando ao ponto de se tornarem um aspecto importante do patrimônio cultural do Pantanal. Entretanto, mudanças culturais e na ocupação e uso da terra nos últimos 50-60 anos têm gerado impactos significativos que ameaçam a sustentabilidade da região e o futuro do bioma.

Jugando con fuego: la influencia vital del conocimiento tradicional en la sociobiodiversidad del Pantanal

Palabras clave: Pantanal; ocupación humana; fuego; gestión del territorio y conservación de la sociobiodiversidad.

RESUMEN – El Pantanal es un bioma propenso a incendios con un régimen de inundaciones naturales junto con sequías periódicas, lo que crea características únicas que han moldeado su medio ambiente, su biodiversidad, su gente y su forma de vida, basándose en su íntima conexión con su dinámica natural. El fuego ha sido utilizado localmente para gestionar el paisaje durante miles de años por las poblaciones indígenas y, a medida que la región estaba siendo ocupada por diferentes grupos, sus conocimientos sobre la mejor forma de gestionar la tierra se transmitieron a los recién llegados, los agricultores. Estas prácticas están arraigadas en las tradiciones y el estilo de vida local, hasta el punto de que se convirtieron en un aspecto importante del patrimonio cultural de Pantanal. Sin embargo, los cambios en el uso y gestión de la tierra en los últimos 50-60 años han causado impactos significativos que amenazan la sostenibilidad de la región y el futuro del bioma.

Introduction

The Pantanal is the world's largest freshwater wetland, located in the upper Paraguay River Basin, with portions in Bolivia (18%) and Paraguay (4%), but mostly within the Brazilian states of Mato Grosso (27,3%) and Mato Grosso do Sul (50,7%) [1][2][3][4][5]. The majority of Brazilian Pantanal, approximately 90-95% of its territory, is located in private properties, the cattle ranch farms [1][2][3][4].

The Pantanal floodplain is surrounded by plateaus, which have an essential role in the maintenance of the region's flooding regime and hydrological processes, as they are fed by precipitation on the plateau headwaters [1][5][6][7][8][9].

Its natural flooding regime slowly moves from north to south [4][10] and, in association with periodic droughts and fire, created unique features that has shaped its landscape – consisting of a mosaic of grassland (floodable and/or nonfloodable), open woodlands, forests and aquatic habitats (temporary or permanent) [1][11] – and biodiversity, its people and the way they live, based upon their intimate connection with its natural dynamics [1][12].

As a fire-prone biome, Pantanal has evolved with the presence of fire and have adapted to it, in other words, its ecosystems benefit from

fires for maintenance of their biodiversity and ecological processes, depending upon it to prosper [10][11][13][14][15][16][17][18][19][20]. In Pantanal, there are two well-defined seasons: the dry season, from April to September, with its peak between June and August and the wet season, from October/November to March [1][4][10][11][18]. Natural fires in the region usually occur between April and June, which are transitional months between seasons [10][11][13][19]. Under normal conditions, natural fires are usually of low intensity, hence is unlikely they would spread too much or become very destructive, as they tend to die out quickly [10][13][14][15][16][17][18][21][22].

In fire-prone environments, fire stimulates resprouting and accelerates the growth of some plants, increasing food availability for animals; it consumes the understory without significantly changing the soil properties [10][13][15][23][24][25] and, it removes excess dead biomass, reducing the flammability of the system, thus the intensity of future fires [10][13][14][15][22][26][27].

Besides natural fires, another source of ignition is anthropic, in other words, fires lit by humans [9][10][14][15][16][17][22][26][27][28][29][30][31][32][33]. Indigenous people have been using fire for millennia and their traditional practices [11][17][26], based upon their profound knowledge about the

about the local natural dynamics [12][25][27][34], usually achieve similar effects of natural fires [11][17][12][25][26][27][34].

Regardless, in the past centuries, science has had an understanding that fire is a bad thing [16][17]. According to Pyne (2021), the shift in the perception of fire happened by the time northern European nations became the centre for modern science; as they had no basis for natural fire, they perceived it with suspicion and, in their eyes, after the creation of industrial combustion, fire itself became a symbol of primitive and undeveloped economies [16][17][25]. At this point, these nations were in a position to influence fire's history across the globe and as a result, fire was something that should be extinguished everywhere and in every possible way whatsoever [17]; any belief or practice that establishes otherwise should not be taken into account, and it has been considered obsolete or simply useless and ignorant [17][25].

For centuries, fire suppression policies were enforced in many countries [10][35], with completely different natural features, thus reaching different outcomes [17][32][33]. Although it has had positive results for fire-sensitive biomes, such as tropical forests, in fire-prone biomes it has proven to be a disaster [10][36]. The absence of fire in places that usually burn led to alterations in the structure, distribution and function of plants' communities, increasing the flammability of the system, thus altering fire behaviour and ultimately leading to catastrophic events worldwide [8][9][10][13][19][33][36].

Human occupation of Pantanal

There are three main groups in Pantanal's current population: indigenous ethnicities, the traditional communities and the landowners. They are the result of the land occupation process throughout time [18].

Indigenous population

Human presence in Pantanal is very ancient with registers dating of 8000BP and its first inhabitants were indigenous hunter-gatherer peoples [37][38]. The occupation of the region was consolidated between 3.000 – 1.300BP by ethnicities Macro-Jê, Chamacoco, Guarani, Mbayá-Guaikuru, Aruak from which descended the Terena, Xaraés, Kadiwéu,

Guató, Bororo, amongst others [38][39][40][41][42][43][44]. They each had their own territory and their lifestyle was based on fishery, hunting, and a rudimentary polycultural agriculture [27][38][42][45][46][47][48].

In the mid-1900s, started the creation of the Indigenous Territories (T.I.), for the remaining indigenous population. Currently there are five indigenous territories with their land tenure regularized:

- located in Mato Grosso, the T.I. Perigara (with 104 inhabitants) and T.I. Tereza Cristina (with 506 inhabitants), both of Bororo ethnicity [44][49][50];
- located in Mato Grosso do Sul, T.I. Guató (with 198 inhabitants of Guató ethnicity), T.I. Cachoeirinha (with 4.920 inhabitants of Terena ethnicity) and the RI Kadiwéu (where 1.697 inhabitants of the Kadiwéu, Terena and Guarani-Kaiowá Chamacocos ethnicities live) [44][49][50].

The first indigenous territory regularized was the T.I. Tereza Cristina, in 1969, followed by the T.I. Kadiwéu (1984), T.I. Perigara (1991), T.I. Guató (2003) and T.I. Cachoeirinha (2007) [49].

Other two indigenous territories, T.I. Baía dos Guatós (with 202 inhabitants of Guató ethnicity), located in Mato Grosso and T.I. Taunay/Ipegue (with 4.090 inhabitants of Terena ethnicity), located in Mato Grosso do Sul) are currently in different phases of the land tenure's regularization process [49]. The data of the populations' size are from 2010 and indicate that from the original inhabitants of all ethnicities a bit over 12.000 are left, of which 9,000 are of Terena ethnicity [49]. To this day, these populations face similar threats of those of 500 years ago [51], such as acculturation [50][51][52][53] and invasion of the territories for:

- land-grabbing and/or appropriation for sale and occupation by third parties, in at least 4 of the above TIs – Tereza Cristina, Cachoeirinha, Kadiwéu and Taunay/Ipegue [49],
- logging, in at least 5 of the above TIs – Tereza Cristina, Cachoeirinha, Kadiwéu, Taunay/Ipegue and Baía dos Guatós [49],
- mining (lawsuits, disputes and/or requests) in at least 2 of the TIs (Cachoeirinha and Guató) and illegal charcoal production (in TI Cachoeirinha) [49] and

- fishery, considered as a possible threat by Funai for TI Baía dos Guatós and TI Guató [49].

Traditional communities – o *pantaneiro*

At the beginning of the 16th century, the region was briefly occupied by the Europeans colonizers, whose arrival led to a massacre of the indigenous population and the expulsion of the survivors. However, some of the tribes were able to recolonize the region a few decades later, as the Spanish left [38] [42][46].

By the time of the establishment of the Iberian Union in 1580, Portugal was already expanding its occupation from the coast towards the centre of the territory. It was then that cattle were introduced into the region [4][54] and, according to Wilcox (1992), by the end of the seventeenth century, some tribes had become ranchers themselves, raising these animals for their subsistence.

At the beginning of the 18th century, a new migratory wave took place with the arrival of Portuguese colonizers and pioneers from São Paulo (*bandeirantes paulistas*) and Minas Gerais to explore gold mines in Cuiabá and/or activities correlated with the mining business [52][55], by which time enslaved Africans were introduced in the Pantanal. Once again, the indigenous people were killed or expelled of their territories, with the survivors being used as forced labour for mining or inside the farms [52][55] [56][57].

In the 19th century, the Paraguayan War (1864–1870) took place, with battles happening within the Pantanal and the Paraguayans occupied several areas of the region for 4 years [18][58][59]. Some indigenous groups, as the Guaikurus (Kadiwéu ancestors), known as great knights and aggressive warriors, participated actively in the war and reportedly fought against Paraguay, helping the Brazilian government to win it [59][60]. Soon after the war ended, the farmers reoccupied the land and around the same time, in 1888, it was promulgated the slavery abolition [56]. Concomitantly, Paraguayans immigrants seeking a better life and the newly freedman joined the remaining indigenous families, mostly of the Guató's ethnicity [18].

The miscegenation among these groups generated a population strongly dependent on their *habitat*, deeply connected with nature and with an

identity of its own, the *pantaneiro* [12]. Their families are considered to be the traditional communities in Pantanal [18].

There are familiar groups clustered in settlements dispersed mostly alongside the Paraguay River known as the riverine (*ribeirinhos*), whose main source of income is fishing, followed by tourism related activities. Currently, in the region, there are about 30–50 riverine familiar settlements with ~6000 people [18][46][61]. Another group of *pantaneiros* live and work in the farms, sometimes for generations. They are the cowboys (*peão*), who usually live most of the time isolated in the farms, taking care of the ranching activities particularly the cattle [62].

The farmers – landowners

Currently about 90–95% of the Pantanal biome are in private properties – the farms – and most of them are (approximately 80%) used as extensively managed cattle ranches [1][63][64].

Cattle ranching as an economic activity started at the beginning of the 18th century, when non-indigenous people (mostly the pioneers – *bandeirantes paulistas* – and Portuguese colonizers) forcefully occupied the indigenous territories, conquering the ownership to land, and established the first farms and ranching operations in the northern Pantanal in 1737 [4][54][55][56][65].

In the 19th century, there was another influx of immigrants from São Paulo, Minas Gerais and Cuiabá attracted by the possibility of occupying unclaimed land (*terras devolutas*) in Southern Mato Grosso, up to the border of Paraguay [4][59][66]. Concomitantly, those already established in the northern Pantanal were expanding their domains towards the south [4][66]. By around the mid-1800s, the extensive livestock farming in the Pantanal was consolidated [66]. A short time later, the Paraguayan War (1864–1870) took place, with battles happening within the Pantanal and the Paraguayans occupied several areas of the region for 4 years [18][58][59]. Soon after the war ended, the farmers reoccupied the land and during the period from 1870–1920 the agrarian elite of Southern Mato Grosso was formed and new areas of the Pantanal in the southerly direction were occupied [18][66].

At this point, the ranching activity was rudimentary, low-cost and demanded minimal care, with low cattle densities in a continuous grazing system, where the animals forage relied on the open

native pastures, with a relatively low environmental impact [4][63]. Its foundation was based on empirical experience, and it had to be adapted to the seasonal flooding of the region, during which time large areas are inundated. The solution was to move the livestock to dry pastures, in the upper part of the floodplain (the *cordilheiras*), with men travelling very long distances by horse [4][18], in journeys that could last between three to four months. This mechanism was crucial not only to avoid losses during the wet season but also commercially, as it was not possible to transport the animals otherwise [4]. For almost two hundred years, this practice was carried out without significant changes, to the point it became part of the local identity [18][66][67].

As it gained more economical importance, the displacement of the livestock became more structured, organized in *comitivas* where each one has its predetermined function [2][67][68][69]. By the beginning of the 20th century, the dried meat industry started developing in the region and by 1950 it was thriving due to exportation during Second World War and following recession [2][63], enabled by the construction of small dirt roads and the navigation on the Upper Paraguay river.

By the 1970s, the cattle ranching business and the region itself experience an accelerated process cultural, technological and social changes [2][4][18][63]. Ranchers' profile starts to change with younger generations administrating or even taking over the farms after the parents' retirement or death; the bond with the land was still strong but beings to lessen as many studied and/or lived in urban centres or abroad [18]. They introduced new production methods and the usage of less sustainable formats, such as machinery [70], intensive livestock production, expansion of the area available for cattle through deforestation and/or replacement of native pastures for exotic species [2][4][18][63][70]. Traditional practices such as the *comitivas* start to lose ground to transporting the cattle by trucks (*gaiolas boiadeiras*), enabled by the construction of the Transpantaneira road [18].

Concurrently, infrastructural facilities such as dams, power plants, roads, etc, were being widely implemented across the Pantanal [1][5][63]. At the surrounding plateaus, a series of human interventions including the rapid a) agricultural expansion, with 65% of the vegetation have been converted into cultivated crop and pastureland [1][6]; b) deforestation [1][6][63] and c) implementation of large transportation and energy infrastructure projects were taking place

and led to several disruptive impacts [1][5][6][8][63]. Amongst these impacts, the most important and damaging is probably the alteration of Pantanal's hydro-ecological processes, affecting its flood pulse [1][5][6][7]. Other significant impacts include (but are not restricted to) silting, pollution of river and streams and destruction or degradation of habitats [1][5][6][7].

By the 1990-2000s, came into being the tendency of reducing the properties' sizes, with ranches subdivided among family members or heirs after their parents' death, increasing the number of medium-sized ranches [4][18][63]. Many heirs live in big cities or abroad and had no interest whatsoever of working or living in the farm, hence resulting in an exodus of traditional ranching families [18]. Some decide to keep it as a source of income, delegating its administration to third parties – the managers or foremen (*capatazes*); others, who are not willing to invest neither time nor money in the farms, either abandon the property or sell them [18].

In this context, a new kind of landowner appears, the “new *pantaneiro*” (“*pantaneiro-novo*”), as the locals call the new people, mostly outsiders, who are buying the land as an investment option and are not familiar with the dynamics of the region [18]. Their objective is to maximize profits and, to achieve that, they introduced new production methods and increasing the usage of less sustainable formats such as intensive livestock production, expansion of the area available for cattle through deforestation and/or replacement of native pastures for exotic species [6][18][63].

Playing with fire

It is safe to say that the ability to control fire was one of the most remarkable achievements of mankind and it was essential to human existence [16][26][71][72]. Throughout the time, the relationship between men and fire has changed many times [16][17][73]. It has been both admired and feared, adored and fought over [16][17][73], seen as a force of nature and as one of the four elements of life (earth, water, fire and air). Customs, traditions and societies were crafted around it [16][17].

For thousands of years fire was the synonym of empowerment, until modernizing economies shifted this perception and distanced people from fire [17]. Its usage has been considered as primitive and ignorant by science and society [16][17][25][26], and as such,

it should be extinguished or at least contained [16][17]. Fire was broken down into its components and its presence had been sublimated, thus even when is absent, it shapes modern civilizations and to this day it is embedded in most cultures worldwide [16][17].

Fire cultural presence and usage in Pantanal throughout time

Probably the most significant aspects of the local culture are the empiric knowledge of their people, based upon their intimate connection with the natural dynamics and surroundings, and their unique interpretation of what they observe [12][33][74].

For the indigenous populations and the traditional communities, the perception of the “environment” and natural phenomena may not clearly distinguish between natural and supernatural, so despite the empirical knowledge of these events, they are often explained by symbolical and/or imaginary representations [73][75][76][77]. For them, mythology is not a fantasy, it is the true history of the world passed down orally through generations [39][74][78].

In the Pantanal, fire seems to play a secondary role in their mythology as everything in the regions revolves around water, many (if not most) of the local myths, supernatural creatures and/or symbolical representations relates to it [75][79][80]. Nevertheless, fire is part of some religious/spiritual rituals or ceremonies, such as the naming of a child or the initiation of young boys, to scare away ghosts or evil spirits, before and during health treatments and funerals [30][81]. According to the Bororo and Kadiwéu traditions, for example, the belongings of the dead should be incinerated at the end of all rituals of the funeral [82].

Furthermore, fire is a frequent subject of traditional oral narratives told by Amerindians (all the indigenous peoples living in South and North America) and there are two legends that are spread all round the country and became part of the local cultural heritage: the *Boitatá* and the myth of the theft of fire [77][78][83].

The *Boitatá* (*Mbói-tatá*) is a legend related to the luminous phenomenon *ignis fatuus*, a flame of bluish colour that glows without heat and has been witnessed in the region over the centuries [77][84][85]. It sparked their imagination, with different stories recounting the sudden appearance of a flame floating

above the land or marshes, leaving a trace of light without burning it, moving in a way that resembles a snake [77][78][83]. This “walking fire” was believed to be a creature known as the *Boitatá*, depicted as a big fiery serpent who lives near the water and protects the forest of people who try to burn or cut it down [85][86].

According to legend, the snake woke up after a deluge and left its shelter in search for food, only to find the land devastated. It had to feed from the eyes of dead animals, absorbing their light. It is said that the creature can turn into a flaming wooden trunk to trick and kill the humans who set fires to the forests. Although the *Boitatá* legend is attributed to the Guaranis, the first register of it was in 1560 by Padre Jose de Anchieta, thus it is possible that it was brought by the Portuguese at the time of colonization and spread all over the country, later becoming one of the most important characters of Brazilian folklore [77][78].

The myth of the theft of fire attempts to explain the process through which men acquired the ability control and use fire to their benefit. Historically, in the Pantanal, the first human inhabitants were familiar with the existence of fire, but didn't fully understand or know how to use it. Eventually, throughout time, they learnt to capture it from their surroundings and use it, however according to Pyne (2021) “they could only burn as their environment permitted”. There are different versions of the myth depending on the ethnicity or location [39][74]: most stories tell that fire was owned by an animal (sometimes the jaguar, the vultures, the woodpecker or a deer) and it had to be stolen, as fire meant power and it was something to be conquered [39][87][88].

One version as recounted by an elder Apapokúva – the tribal self-designation of the Nhadeva's ethnicity, one of the many ethnicities descendant of the Guaranis that lived at Mato Grosso do Sul, near the Paraguayan border at the beginning of the 19th century [90][91] – tells that once upon a time, man had no fire as it was in the possession of the vultures (the Lords of Fire). The hero Ñanderýkeý (“Our Brother of All”) decided to steal it from them; he gathered some animals (including birds and a frog *kururú-i*) and announced he would die in the *barreiro*. He went there, died and rotted attracting the vultures, who lit a big fire. When there were lots of ember, the vultures threw Ñanderýkeý in the fire. Ñanderýkeý then stood up, shook his body, scared off the vultures and told the animals he gathered to catch the fire. The only one who did it was the frog, by

swallowing it. The frog released the ember and as it was still burning, Ñanderýkeý made fire. Ñanderýkeý then instructed the others to search for a specific wood and taught them how to light a fire [87][89].

The Bororos apparently had different tales about how humans acquired the ability control and use fire. One is about a time when the indigenous were birds and they were often killed by both the Sun (Meri) and the Moon (Ari). One day Meri sent wind and rain, putting out the fire of the indigenous, who demanded it to be lit again. They had to swim to the other side of the river to retrieve the embers and to return without extinguishing it, despite of the strong wind Meri sent. The good ones managed to do it but the bad ones burnt their feathers and that's why birds like the vultures and the jabiru are bald [87]. Another version says that, instead of being stolen, fire was simply given to men by a monkey, who possessed the fire and taught men how to produce it in the same way, rubbing two wooden sticks [83][92].

As for the Kadiweus, Terenas and Guató's (three of the main local indigenous ethnicities), apparently there are no such myths or legends [44][47][53][81][93][94].

Despite of mythological or religious aspects, for thousands of years, the indigenous people have been using fire on their daily basis as a source of heat, for protection, cooking and socializing [10][14][16][17][26][29][72]. Maybe more importantly, they already had the ability to manipulate fire to improve the surroundings to their advantage altering the landscape and potentializing the usage of natural resources [14][16][17][26][29].

Their traditional burnings, known as *queimadas*, have different purposes:

- clear the land, to remove excess dead biomass or unwanted species, eliminate wastes, kill pests and/or to open pathways to facilitate walking around [11][15][16][17][22][25][26]
- slash-and-burn systems for swidden agriculture and/or *shifting cultivation*, where the vegetation is cut down, left to dry (usually right before the rainiest part of the year) and then burnt to improve the quality of the soil and stimulate vegetation's resprouting, regrowth, flowering, and fruiting [10][13][14][19][25][27]
- to select useful species changing forest composition and structure [10][11][14][19][25][26][27]

- hunting [14][27][28], where usually burns are made in two parallel lines (with the distance between them being determined based on the number of hunters), taking place in previously selected locations, and only during one to three weeks [25]
- for protection of their houses and surroundings [14][25][26]
- to collect honey [14]

The burns are done carefully and take place in previously selected locations within a certain window of opportunity (usually in the transitional months between the seasons, April to June, coinciding with the natural fire regime), so it would not interfere very much with the timing of animal reproduction [10][25][27]. The resulting fire would achieve similar effects of natural fires, being usually of low intensity and even if it tends to spread a little, it was not likely to become very destructive [10][14][17][21]. The location, intensity, frequency and time of the burns would depend upon the purpose. Their profound knowledge about the best timing for burning, types of fire, the quality of the ashes or technics to control wind driven fires are often in the hands of the elderly or the *pajés* – for some Brazilian indigenous tribes, *pajés* are the equivalent of the North American shaman, a member of the community who stands in a respected position of spiritual and/or political leaders, frequently a healer and whose practices are somewhat vague and often associated with indigenous magic [96][97] – and it is passed down through generations [25][27].

With the arrival of the European colonizers, at the beginning of the 16th century, fire suppression policies (e.g.: *Ordenações Afonsinas*, 1466; *Ordenações Manuelinas*, 1521), started to be instated all around the country, as fire was not considered something favourable to their economic interests (such as hardwood exploitation or agricultural production in the Atlantic Forest area [10]. Regardless of such policies, large-scale fires were used in the region by the colonizers and immigrants during initial occupation of the territory* [10].

Once the first cattle ranches were installed in the Pantanal, in the 1700s, farmers adopted many of the indigenous traditional practices to manage the landscape, including the usage of fire [4][30][95]. For a long time, according to Wilcox (1992), burns were used mostly for managing the landscape, at times of emergency need for pasture and/or to eliminate excess or unwanted vegetation where cattle had not grazed, but apparently only became

common in the years following the Paraguayan War. Furthermore, Wilcox (1992) states that large-scale burning in the western Pantanal has been attributed to rubber collectors who, in 1899, were allowed to enter and explore the Nhecolândia region, in Mato Grosso do Sul, by its patriarch (Joaquim Eugenio Gomes da Silva – Nheco). Despite of the increasingly economic importance of cattle ranching, for the next two centuries, the business was carried out without significant changes [18].

It is not possible to determine the exact moment when farmers started to alter the timing or frequency of the burns, in relation to traditional/indigenous practices and natural fires [18][33]. According to Pivello et al. (2021), cattle ranching fires are set in towards the end of the dry season because the pasture regrows quickly with the onset of rains, providing quality feed for the cattle. They are more intense than natural fires and due to the absence of rain can spread over greater extensions and last for longer periods of time [10][14][20][22].

Throughout the time, this interference in the fire regime started to cause alterations on vegetation's structure and composition, soil degradation and the presence of invasive species [4][8][14][20][35][98].

It is important to note that, although according to the First and Second Forest codes, from 1934 and 1965 respectively, the use of fire for land management was still utterly prohibited nationwide, locally it remained the being widely used [10][18][22][95].

By the 1970s, the traditional cattle ranching system began to shift for the cattle husbandry system through the implementation of technological changes, such as the increase in the use of fire for deforestation and substitution of native pastures for exotic species, thus not adapted for the local dynamics [6][18][63]. According to Tomas et al. (2019), that led to the landscape simplification, causing severe negative impacts, such as fragmentation and loss of natural *habitats*, affecting local biodiversity and environmental services.

At the 1980-1990s, the enforcement of fire suppression policies were strengthened nationwide; although the main objective was to reduce deforestation in tropical forests like the Amazon [10][27], those policies ended up being executed everywhere, including in fire-prone biomes, ignoring local specificities and/or traditional knowledge [33]. In the Pantanal, indigenous territories discontinued the usage of fire [35], as well as many landowners, but many others kept burning [10][18]. On top of

that, according to Eloy et al. (2021), the anti-fire agenda was also a strategy of the agribusiness players to contest the rights of indigenous and traditional populations [27][99].

Meanwhile, the suppression of fire and/or abandonment of many properties that remained unattended, without cattle grazing and/or land management, led to large amounts of biomass accumulated rapidly, causing alterations in the structure, distribution and function of plants' communities and increasing the flammability of the system [11][13][18][33]. The combination of all these factors resulted in fires becoming increasingly more intense and destructive [1][10][14][98][100] and, according to Batista et al. (2019) as a consequence instigated discussions about potential solutions for managing fire and stimulated research related to the presence of fire in Brazilian savannas [1][10][20][33][98][99].

The Decree n. 2.661/1998 was the first step to legalize and regulate agricultural burns. It was followed by the Law no. 12,651/2012 (also known as the new Forest Code of 2012), which enabled the introduction of a pilot project for prescribed burns in some National Parks and Indigenous Territories [22][31][33][101][102]. The first prescribed burn in Brazil took place in 2014 in three UCs: the National Park of Chapada das Mesas (Parque Nacional da Chapada das Mesas – PNCM), Parque Estadual do Jalapão (PEJ) e Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT) [106]. In the Pantanal, the first area to be burned intentionally was the T.I. Kadiwéu, in Mato Grosso do Sul, in 2015, having achieved very positive results [98][103].

Concurrently, prolonged extreme droughts worsen the context that has been developed throughout the previous decades, created the scenario of a perfect storm, ultimately resulting the megafires of 2019 and 2020 [1][10][33][100][104]. In 2020, a guide to the application of fire as a management tool at farms in Pantanal was published by Embrapa Pantanal [19] in order to help landholders.

In 2021, the National Policy for Integrated Fire Management (PNMIF) was approved, following the global trend of a more comprehensive approach to fire management [18]. It is a new strategy that, according to Myers (2006), analyses possible technical decisions and actions available to prevent, maintain, control or use fire in a given landscape. The IFM takes into account ecological, technical, cultural and socioeconomic factors to evaluate threats, damages

and/or benefits of fire within the context of the natural environments where they occur [10][11][19][20][22][27][33][35][100][104][105][106]. The first burns in the Pantanal as part of the IFM happened in October, at the Sesc Pantanal in Mato Grosso [18].

Discussion

Considering the fact that, for at least the last 300 years, most of the Brazilian Pantanal is located in private lands, comprising 90-95% of its territory, it is just natural that the landowners become the main actors in the conservation status of the biome [2][4][18].

Pantanal's traditional cattle ranching format has had a relatively low environmental impact in the local ecosystems and biodiversity for almost two centuries [2][3][4][18][63]. That was only possible because their lifestyle and business system were based upon their empirical knowledge of its natural features and dynamics [3][4][18]. The extensive ranching format was rudimentary, low-cost and demanded minimal care [4] and fire was the main tool for managing the landscape; their traditional practices allowed the balance between economic activity and the preservation of its natural features [3][4][11][19][27][95].

It can be said that, until the 1960s, Pantanal was as an example of sustainable economy [3][18]. However, from the 1970s on, a completely different business concept starts to spread locally, where the natural features of the Pantanal (the abundance of native pasture, the floods cycles, the presence of

fire and the local biodiversity) either had lost value or became an obstacle and are no longer desired or appreciated [18].

Alterations inside the floodplain and at the surrounding plateaus led to severe alterations in Pantanal's natural features and impacts on its hydrological dynamic, compromising its balance and making it more vulnerable [1][6][7][18][63]. Hence, it is safe to say that changes in the land use and management in the last 50-60 years are not compatible with a system of low environmental impact and ecological sustainability in the Pantanal is threatened [18][63].

At the same time, in addition to these negative impacts, recent megafires in the region [1][10] made it clear that the anti-fire narrative of widely employed fire suppression policies [33][34] did not work in the Pantanal. It brought into light the need to acknowledge that Pantanal is a fire-prone ecosystem and, as such, fire is not only expected but plays a determinant role on the local natural dynamics, hence its presence is essential for the maintenance of the ecological balance of the region and the ecosystem services it provides [1][6][7][10][11][13][15][16][17][18][20][27][33][98][106]. This is a crucial premise when analysing long-term conservation results and ecological impacts of land use and landscape management, both locally and in the surrounding plateaus [1][6][7][13].

The connection between historical land use and occupation and the use of fire as the ma is clear, as illustrated in the figure below (Figura1).

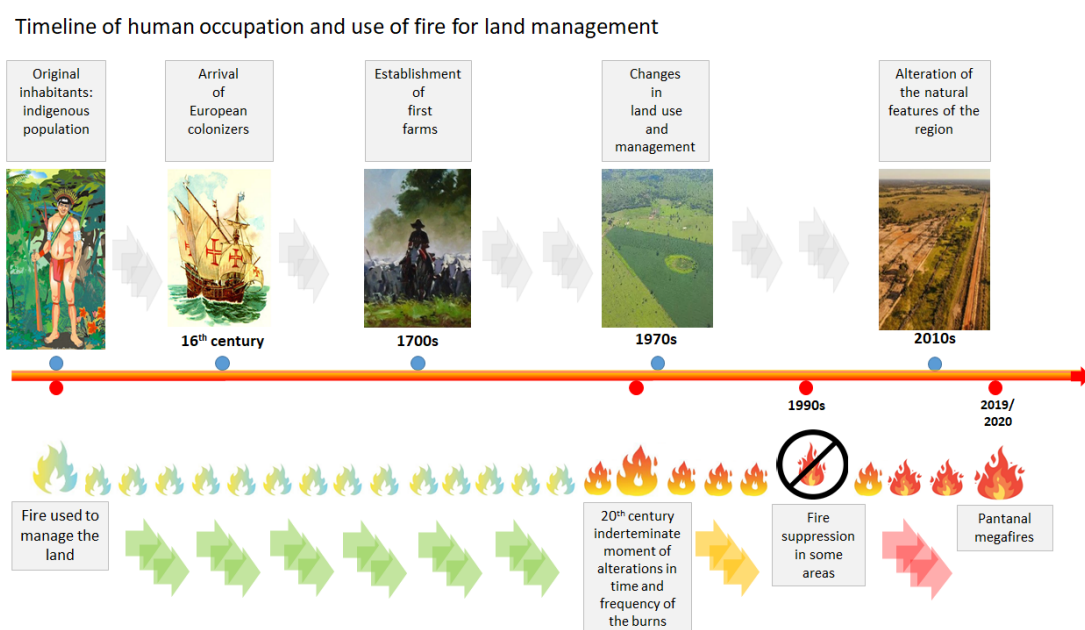


Figure 1 – Timeline of human occupation and use of fire for land management in the Brazilian Pantanal.

When considering the integration of the social (historical occupation and land use) and ecological (fire-prone ecosystem with a natural flooding regime) factors which, together, resulted in the landscaping, biological and cultural richness of today's Pantanal, the implementation of actions towards the Integrated Fire Management (IFM) could be the most effective path to avoid future catastrophic wildfires [11][19][20][22][27][33][35][100][104][106].

In order to achieve that, future management policies or directions must take into account not only the farmers [94], but also the indigenous populations and traditional communities, as both fire users and strategic partners to protect local socio biodiversity [25][26][27][60][98][99][106]. Their knowledge has a crucial role in understanding the natural world and, instead of being dismissed, it should be embraced by both science and society, in order to optimize the effectiveness of conservation actions [27][60][106].

References

1. Tomas et al. Sustainability agenda for the Pantanal Wetland: Perspectives on a collaborative interface for science, policy, and decision-making. *Tropical Conservation Science*. September 2019.
2. Abreu UGP, McManus C, Santos SA. (2010). Cattle ranching, conservation and transhumance in the Brazilian Pantanal. *Pastoralism*, 1(1): 99-114.
3. Chiaravalloti RM et al. Pecuária, pesca e ecoturismo no Pantanal. Draft report, 2021.
4. Wilcox, R. "Cattle and environment in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil, 1870-1970." *Agricultural History*, 1992; 66(2): 232-256. JSTOR, <http://www.jstor.org/stable/3743855>. Accessed 14 Jan. 2024.
5. Seifert F, Pimentel G, Coutinho I, Besso R. Infraestrutura na Bacia do Alto Paraguai – WWF – CON 001662-2019. Produto G – Relatório final.
6. Alho CJR, Mamede SB, Benites M, Andrade BS, Sepúlveda JJO. Threats to the biodiversity of the Brazilian Pantanal due to land use and occupation. *Ambient soc* [Internet]. 2019; 22: e01891. Available from: <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc201701891vu2019L3AO>
7. Catella AC. A pesca no Pantanal sul: situação atual e perspectivas – Corumbá: Embrapa Pantanal, 2003.
8. Miranda CS, Paranho Filho AC, Pott A. Changes in vegetation cover of the Pantanal wetland detected by Vegetation Index: a strategy for conservation. *Biota Neotropica*, 2018; 18(1): e20160297. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2016-0297>
9. Tomas WM, Berlinck CN, Chiaravalloti RM et al. Distance sampling surveys reveal 17 million vertebrates directly killed by the 2020's wildfires in the Pantanal, Brazil. *Sci Rep* 11, 23547 (2021). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-02844-5>
10. Pivello VR et al. Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies, *Perspectives in Ecology and Conservation*, 2021; 19(3): 233-255, ISSN 2530-0644, <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>.
11. Soriano et al.... [et al.]. - Uso do fogo para o manejo da vegetação no Pantanal. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2020.
12. Nogueira AX. Pantanal: Entre o apego às antigas tradições e o apelo às mudanças. *Albuquerque: revista de História, Campo Grande/MS*, jan./jun. 2009; 1(1): 145-164,
13. Ramos-Neto MB, Pivello VR. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. *Environ. Manage*, 2000; 26(6): 675-684.
14. Pivello VR. The use of fire in the Cerrado and Amazonian Rainforests of Brazil: Past and present. *fire ecol*, 2011; 7: 24-39. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0701024>
15. Pyne S. The ecology of fire. *Nature Education Knowledge*, 2010; 3(10): 30.
16. Pyne SJ. Fire in the mind: changing understandings of fire in Western civilization *Phil. Trans. R. Soc.*, 2016; B3712015016620150166 <http://doi.org/10.1098/rstb.2015.0166>
17. Pyne SJ. The pyrocene: How we created an age of fire, and what happens next. (2021)
18. Botelho T. Um lugar chamado Pantanal: (re) descobrindo o menor bioma do Brasil. Rio de Janeiro: Telha, 2024, no prelo.
19. Santos SA et al. Guia para uso do fogo no manejo de pastagem em nível de fazenda no Pantanal – Corumbá: Embrapa Pantanal, 2020. PDF (21 p.): il. color. - (Documentos / Embrapa Pantanal, ISSN 1981-7223; 168)
20. Rodrigues CA, Zironi HL, Fidelis A. Fire frequency affects fire behavior in open savannas of the Cerrado, *Forest Ecology and Management*, 2021; 482: 118850, ISSN 0378-1127, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118850>.
21. Weise DR, Cobian-Iñiguez J, Princevac M. (2018). Surface to Crown Transition. In: Manzello, S. (eds) *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8_24-1
22. SENAR - Serviço Nacional de Aprendizagem Rural. Fogo: prevenção e controle no meio rural. – Brasília:

Senar, 2018. 88 p.; il. 21 cm (Coleção SENAR, 227)
ISBN: 978-85-7664-212-1

23. Agee JK. Fire ecology of Pacific Northwest forests / James K. Agee. p. cnt. Includes bibliographical references (p.) and index. ISBN I-559\$-229-1

24. Keeley, J. Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*. 2009; 18: 116-126. 10.1071/WF07049.

25. Leonel M. O uso do fogo: o manejo indígena e a piromania da monocultura. *Estudos Avançados*, 2000; 14(40): 231-250. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142000000300019>

26. Stewart OC, 1908. Forgotten fires: Native Americans and the transient wilderness / Omer C. Stewart; edited and with introductions by Henry T. Lewis and M. Kat Anderson.

27. Welch JR, Brondízio ES, Hetrick SS, Coimbra CEA Jr. Indigenous burning as conservation practice: Neotropical savanna recovery amid agribusiness deforestation in Central Brazil. *PLoS ONE*, 2013; 8(12): e81226. doi:10.1371/journal.pone.0081226

28. Falleiro R. (2011). Resgate do manejo tradicional do Cerrado com fogo para proteção das Terras Indígenas do oeste do Mato Grosso: um estudo de caso.

29. Maezumi S, Robinson M, Souza JG, Urrego D, Schaan D, Alves D, Iriarte, J. New Insights From Pre-Columbian Land Use and Fire Management in Amazonian Dark Earth Forests. *Frontiers in Ecology and Evolution*. 2018; 6: 111. 10.3389/fevo.2018.00111.

30. Bertier FL, da Silva RA, Dalla Nora G. Fogo no mato, perigo de fato? Ponderações comunitárias sobre o uso do fogo no cerrado mato-grossense. *Revista de Ensino de Ciências e Matemática*, [S. l.], 2020; 11(2): 144-157. DOI: 10.26843/rencima.v11i2.2712. Disponível em: <https://revistapos.cruzeirosul.edu.br/rencima/article/view/2712>. Acesso em: 25 dez. 2023

31. Schmidt IB, Fonseca CB, Ferreira MC, Sato MN. Implementação do programa piloto de manejo integrado do fogo em três unidades de conservação do Cerrado. *Revista Biodiversidade Brasileira*, Brasília, 2016; 6(2), p. 55-70.

32. Steel Z, Miller J, Ponisio L, Tingley M, Blakey R, Hoffman K, Jones G. A roadmap for pyrodiversity science. *Journal of Biogeography*. 2023; 51. 10.1111/jbi.14745

33. dos Santos AC, Montenegro SR, Ferreira MC, Barradas ACS, Schmidt IB. Managing fires in a changing world: Fuel and weather determine fire behavior and safety in the neotropical savannas, *Journal of Environmental Management*, 2021; 289: 112508, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112508>

34. Espindola DJ. O Peão Pantaneiro (seu meio, suas lidas, suas crenças: sua história). *Revista Universo* N° 01 - XII Jornada Científica - Campus de Niterói, 2010. In: <http://revista.universo.edu.br/index.php/1reta2/article/viewFile/272/164>

35. Batista E, Russell-Smith J, Côrtes-Figueira J, Filho B. (2018). Past fire practices and new steps towards an effective fire management approach in the Brazilian savannas.

36. Teixeira J, Souza L, Stradic SL, Fidelis A. Fire promotes functional plant diversity and modifies soil carbon dynamics in tropical savanna, *Science of The Total Environment*, 2022; 812: 152317, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152317>.

37. Arruda AAC, Peixoto JLS. Os estudos etnohistóricos no Pantanal, Brasil: abordagens, fontes e novas perspectivas. *Revista GeoPantanal, UFMS/AGB, Corumbá/MS*, jul./dez. 2017; 23: 125-143.

38. Bsepalez E. Arqueologia e história indígena no Pantanal. *Estudos Avançados* [online]. 2015; 29(83): 45-86. [Acessado 30 Junho 2022]. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0103-40142015000100005>>. ISSN 1806-9592

39. Mindlin B. O fogo e as chamas dos mitos. *Estud av* [Internet]. 2002 Jan; 16(44): 149-69. Available from: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142002000100009>

40. Petscheli E. Os Guaikuru e seus outros: esboço sobre relações políticas. *Revista História Social*, 2015; (25): 71-90. <https://doi.org/10.53000/hs.vi25.1837>

41. Portocarrero JAB. Báí, a casa Bóe: Báí, a casa Bororo: uma história da morada dos índios Bororo. Cuiabá/MT. 2001. Dissertação (Mestrado em História), ICHSUFMT

42. Costa MF. De Xarayes ao Pantanal: a cartografia de um mito geográfico. *Revista do Instituto de Estudos Brasileiros*, 2007; (45): 21-36. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-901X.v0i45p21-36>

43. Costa LMO. A presença de povos indígenas Chiquitano, Bororo, Guató e Guaná em Vila Maria do Paraguai e São Luiz de Cáceres (1778-1874): uma abordagem de temática indígena da Educação Básica. Trabalho de Conclusão de Curso (Dissertação/Mestrado) – Curso de Pós-graduação Stricto Sensu (Mestrado Profissional) Proffhistória, Faculdade de Ciências Humanas, Campus de Cáceres, Universidade de Mato Grosso, 2020.

44. SANT'ANA, Graziella Reis de. História, espaços, ações e símbolos das associações indígenas Terena. 2010. 331 f. Tese (Doutorado em Ciências Sociais) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2010.

45. Chamorro G, Combès I (organizadores). Povos indígenas em Mato Grosso do Sul: história, cultura e

transformações sociais. – Dourados/MS: Ed. UFGD, 2015.

46. Silva SM, Ferreira IC. Ocupação humana no Pantanal. Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD. <https://documentapantanal.com.br/wpcontent/uploads/2022/05/Ocupacao-humana-abril-2022.pdf>

47. Oliveira JE. Guató: Argonautas do Pantanal. Porto Alegre: EDIPUCRS (Coleção Arqueologia, 2), 1996. 179p.

48. Oliveira JE, Ferreira ZS. Guató, o povo pantaneiro. A história de uma das comunidades mais antigas da região explica a origem e a ocupação de suas terras. Revista Quatro cinco um, Agosto de 2022.

49. Funai - Fundação Nacional dos Povos Indígena - geoprocessamento e Mapas. Territórios Indígenas no Pantanal. Disponível em: <https://www.gov.br/funai/pt-br/atualizacao/terras-indigenas/geoprocessamento-e-mapas>

50. Amado LHE. Vukapanavo – o despertar do povo Terena para os seus direitos: movimento indígena e confronto político. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Antropologia Social (PPGAS), Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Rio de Janeiro, 2019.

51. Conselho Indigenista Missionário/Indigenist Missionary Council – Cimi. REPORT on the Violence Against Indigenous Peoples in Brazil, 2021. Available online at https://cimi.org.br/wp-content/uploads/2022/11/report-violence-against-the-indigenous-peoples-in-brazil_2021-cimi.pdf Accessed 13 February 2024.

52. Peletti KI, Silva TMC. Garimpo, uma atividade insustentável: o exemplo do município de Poconé – Mato Grosso, (2017). <https://repositoriodigital.univag.com.br/index.php/rep/article/viewFile/745/735>

53. Reginaldo S. Aspectos da cultura material e imaterial do Povo Terena da Aldeia Kopenoty/MT. – Barra do Bugres, 2016. – Barra do Bugres, 2016. 40 f. ; 30 cm.

54. da Silva MC, Boaventura VM, Fioravanti MCS. História do povoamento bovino no Brasil Central. Revista UFG, Goiânia, 2017; 13(13). Disponível em: <https://revistas.ufg.br/revistaufg/article/view/48451>. Acesso em: 13 jan. 2024.

55. Taunay AE. História Geral das Bandeiras Paulistas. Tomo X. São Paulo, Editora Museu Paulista, Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 1949.

56. Santos P, Barboza CA. A fábrica de escravos. ACENO, Ago. a Dez. de 2016; 3(6): 52-70. ISSN: 2358-5587. Cosmologias, territorialidades e políticas de quilombolas e de povos tradicionais (dossiê).

57. de Oliveira JE. Da invisibilidade à visibilidade da história do povo Guató no Pantanal. *Tellus*, 2023; 23(51): 161-225. <https://doi.org/10.20435/tellus.v23i51.880>

58. Fontanari LSS. (2014). Um pantanal inundado de memórias: análise das ações e do caráter educativo do Museu de História do Pantanal (Muhpan), Corumbá/MS, Brasil.

59. Marin JR, Squinelo AP. A ocupação paraguaia em Mato Grosso durante a Guerra do Paraguai. Revista Territórios & Fronteiras, Cuiabá, ago-dez. 2019; 12(2).

60. da Silva JG. Protagonismos indígenas em Mato Grosso (do Sul): Memórias, narrativas e ritual Kadiwéu sobre a Guerra (sem fim) do Paraguai. Revista Brasileira de História & Ciências Sociais, 2018; 10(20): 136-157. <https://doi.org/10.14295/rbhcs.v10i20.486>

61. Costa A, Manfroi M, Chiaravalloti R. The impact of Protected Areas on the Well-being of Pantaneiro Riverine Communities. *Ambiente & Sociedade*. 2022; 25. 10.1590/1809-4422asoc20210035r2vu202214oa.

62. Brum E. Cenários do Pantanal: o gado, os peões e as comitivas. *albuquerque: revista de história*, 19 jun. 2017; 2(3).

63. Chiaravalloti R, Tomas W, Akre T, Morato R, Camilo A, Giordano A, Leimgruber P. (2023). Achieving conservation through cattle ranching: The case of the Brazilian Pantanal. *Conservation Science and Practice*.

64. Seidl AF, de Silva JSV, Moraes AS. Cattle ranching and deforestation in the Brazilian Pantanal, *Ecological Economics*, 2001; 36(3): 413-425, ISSN 0921-8009, [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00238-X](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00238-X).

65. Benites M, Mamede S, Centeno CV, Alves GL. Porto Murtinho, Mato Grosso do Sul, e o Corredor Bioceânico: caminhos possíveis para a sustentabilidade socioambiental. *Interações (Campo Grande)* [Internet]. 2019; 20(spe): 267-84. Available from: <https://doi.org/10.20435/inter.v20iespecial.2413>

66. Trubiliano, Carlos. No Rastro da Boiada: Pecuária e Ocupação do Sul de Mato Grosso (1870-1920). *Revista Crítica Histórica*. 2014; 5: 174-196. 10.28998/rchv15n09.2014.0008.

67. Braga LM, Almeida NP, Asato TA. “Tradição e Receptividade no Pantanal Sul-mato-grossense: Um breve roteiro histórico e cultural”. IV Congresso Internacional sobre Turismo Rural e Desenvolvimento Sustentável Joinville – 2004. *As Políticas Públicas e Ações Privadas para o Turismo Rural*.

68. Bigatão RI. A construção da imagem do peão pantaneiro: a inscrição da TV e do rádio na cultura mestiça do Pantanal de MS. 2010. 252 f. Dissertação (Mestrado em Comunicação) - Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, São Paulo, 2010.

69. Fontoura-Junior EE, Guimarães LAM. Work, health and disease among rural workers in wetlands: integrative review. *Rev Bras Med Trab*. 2020 Apr 15; 17(3): 402-414. doi: 10.5327/Z1679443520190311. PMID: 32368675; PMCID: PMC7195880.

70. Reis JC, Rodrigues GS, Barros I, Rodrigues RAR, Garret RD, Valentim JF, Kamoi MYT, Michetti M, Wruck FJ, Filho SR, Pimentel PEO, Smukler S. Integrated crop-livestock systems: A sustainable land-use alternative for food production in the Brazilian Cerrado and Amazon, *Journal of Cleaner Production*, Volume 283, 2021, 124580, ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124580>
71. Comerlato F. O fogo e a humanidade. *Semina: Ciências Sociais e Humanas*, Londrina, jul./dez. 2011; 32(2): 205-208.
72. Gowlett JAJ. 2016 The discovery of fire by humans: a long and convoluted process. *Phil. Trans. R. Soc. B* 371: 20150164. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2015.0164>
73. Bachelard G. *The Psychoanalysis of Fire*. 1938.
74. Santos FB, Aleixo MFK. Mitologia indígena: uma análise do conto “A origem do fogo”, de Antônio Brandão de Amorim/Indigenous mythology: an analysis of the myth “A origem do fogo”, by Antônio Brandão de Amorim. *Revista ECOS*, 2022; 32(01): 73-90. Recuperado de <https://periodicos.unemat.br/index.php/ecos/article/view/6355>
75. Leite MCS. No reino das águas: encantados, natureza e cultura do pantanal. *Organon [on-line]*, 2007; 21(42).
76. Cunha R, Garcia RA. O mito do fogo e a (re) construção da identidade indígena em *The lesser blessed*, de Richard Van Camp e *Habitante irreal*, de Paulo Scott. *Interfaces Brasil/Canadá*. Florianópolis/Pelotas/São Paulo, 2016; 16(3): 150-167.
77. Flores MBR. Pensar com os mitos: sobre ecologia nos boitatás de Franklin Cascaes. *Revista Tempo e Argumento*, Florianópolis, 2022; 14(35): e0201. DOI: 10.5965/2175180314352022e0201. Disponível em: <https://revistas.udesc.br/index.php/tempo/article/view/2175180314352022e0201>. Acesso em: 7 jan. 2024.
78. Cascudo, Luís da Câmara. *Geografia dos mitos brasileiros*, 2012.
79. Leite MCS. Memória e encantamento das águas: vozes e histórias do Pantanal de Mato Grosso. *Projeto História*, São Paulo, 2001; 22: 380.
80. Almeida MM. Imaginário, mitos, cultura e natureza do pantanal matogrossense. *Revista Confluências Culturais*, 2017; 6(2): 113-117. <https://doi.org/10.21726/rcc.v6i2.334>
81. Ribeiro D. 1950. *Religião e Mitologia Kadiwéu* Rio de Janeiro: SPI.
82. Ribeiro M. O Sagrado na dança ritual indígena brasileira: Bororo, um estudo de caso. 2006. 103 f. Dissertação (Mestrado em 1. Ciências Sociais e Religião 2. Literatura e Religião no Mundo Bíblico 3. Práxis Religiosa e Socie) - Universidade Metodista de São Paulo, São Bernardo do Campo, 2006.
83. Palhares ER. Fogo fátuo, fogo fatal pré-história e indeterminação na ficção científica. 2016. 342 f. Tese (Doutorado em Ciências Sociais) - Programa de Estudos Pós-Graduados em Ciências Sociais, Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, São Paulo, 2016.
84. Żychowski J. Conditions favoring the occurrence of ignis fatuus phenomenon over a mass grave in Niepołomice (S Poland), *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 2014; 120: 347-355, ISSN 1877-0428, <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2014.02.112>.
85. Pavão AC, Paiva GS, Bastos CC. The extinction of the ignis fatuus. *Quím Nova [Internet]*. 2023 Feb; 46(2): 168-170. Available from: <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20230002>
86. Charters JD. The importance of storytelling in shaping attitudes towards jaguars (*Panthera onca*) and parallels with folklore of non-indigenous traditional communities of the Central Amazon Basin [dissertation]. Piracicaba: University of São Paulo, Ecologia de Agroecossistemas; 2019 [cited 2024-01-06]. doi:10.11606/D.91.2019.tde-09102019-105350.
87. Schaden E. A origem e a posse do fogo na mitologia guarani. *Anais*. 1955.
88. Nazário HS. O ciclo épico do corvo no Paleoasiático e o mito do desaninhador de pássaros dos índios Bororo no Brasil: em busca de elos. *Revista de Estudos Orientais*, 2016; (2), 77-87. <https://doi.org/10.11606/issn.2763-650X.i2p77-87>
89. Frazer SJG. *Myths of the origin of fire: an essay*. Macmillan, 1930. pp. vii, 238. 12s 6d. Volume 5 Issue 18.
90. Dietrich W. “A língua apapokúva-guarani registrada por Nimuendajú”. *Tellus*, 2013; 13(24): 77-98.
91. Brandão CR. Os Guarani: índios do Sul - religião, resistência e adaptação. *Estudos Avançados*, 1990; 4(10): 53-90. <https://doi.org/10.1590/S0103-40141990000300004>
92. Colbacchini A. *I Bororos Orientali “Orarimugudoge” del Matto Grosso (Brasile)*. Torino: Società Editrice Internazionale. 1925; 461pp.
93. Müller AM. Arte Kadiwéu: processos de produção, significação e ressignificação. *Kadiwéu Art: produccion, signification and resignification processes Arte Kadiwéu: procesos de produccón, significación y resignificación*. REA - Revista Euroamericana de Antropologia. 2019. <https://doi.org/10.14201/rea201983745>
94. Fernandes J, Batista OA. *Lendas Terena e Kadiwéu*, Rio de Janeiro: Presença. 1981.
95. Brunel M et al. When do farmers burn pasture in Brazil: A model-based approach to determine burning date, *Rangeland Ecology & Management*, 2021; 79: 110-125, ISSN 1550-7424, <https://doi.org/10.1016/j.rama.2021.08.003>.

96. Mizetti MCF, Krolow IRC, Teixeira MRF. Access of indigenous peoples to formal education: science education: a challenge, a reality. *Pro-posições*, 2020; 31: e20170147. <https://doi.org/10.1590/1980-6248-2017-0147>
97. Langdon EJ. New perspectives of Shamanism in Brazil: Shamanisms and Neo-Shamanisms as dialogical categories. *Civilisations*. 2013; 19-35. 10.4000/civilisations.3227.
98. Ribeiro DB, Pereira AMM. Solving the problem of wildfires in the Pantanal Wetlands, *Perspectives in Ecology and Conservation*, 2023; 21(4): 271-273, ISSN 2530-0644, <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.10.004>.
99. Eloy L et al. Povos tradicionais e biodiversidade no Brasil: contribuições dos povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais para a biodiversidade, políticas e ameaças /Seção 7 (org. Laure Emperaire): Gerar, cuidar e manter a diversidade biológica, 7, SBPC, pp.72-93, 2021. fahal-03211511f
100. Garcia LC, Szabo JK, Roque FO, Pereira AMM, Cunha CN, Damasceno-Júnior GA, Morato RG, Tomas WM, Libonati R, Ribeiro DB. Record-breaking wildfires in the world's largest continuous tropical wetland: Integrative fire management is urgently needed for both biodiversity and humans, *Journal of Environmental Management*, Volume 293, 2021, 112870, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112870>.
101. Laudaressa SSA, Borges LAC, Rezende JLP, Bicalho ML, Barros VCC. New Contours of the Native Vegetation Protection Law of 2012. *Floresta Ambient* [Internet]. 2019; 26(4): e20160612. Available from: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.061216>
102. Sampaio AB, Berlinck CN, Miranda H, Schmid IB, Ribeiro KT. Editorial manejo do fogo em áreas protegidas. *Revista Biodiversidade Brasileira*, 2016; 6(2): 1-3, <https://revistaelectronica.icmbio.gov.br/BioBR/article/view/653>
103. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – Ibama; Diretoria de Proteção Ambiental – Dipro; Centro Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais – Prevfogo. Plano de Ação para o Manejo Integrado do Fogo no Bioma Pantanal, 2023. https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/fiscalizacao-e-protecao-ambiental/incendios-florestais/arquivos/20230620_Plano_acao_Pantanal.pdf
104. Martins PI, Belém LBC, Szabo JK, Libonati R, Garcia LC. Prioritising areas for wildfire prevention and post-fire restoration in the Brazilian Pantanal, *Ecological Engineering*, 2022; 176: 106517, ISSN 0925-8574, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106517>.
105. Myers R. Living with fire – Sustaining ecosystems & livelihoods through integrated fire management. *The Nature Conservancy*. 2006; 30p.
106. Berlinck CN, Lima LHA. Implementation of integrated fire management in Brazilian Federal Protected Areas: results and perspectives. *Biodiversidade Brasileira*, maio 2021; [s. l.], 11(2): 128-139.
107. Copete JC, Kik A, Novotny V, Cámara-Leret R. The importance of Indigenous and local people for cataloging biodiversity, *Trends in Ecology & Evolution*, 2023; 38(12): 1112-1114, ISSN 0169-5347, <https://doi.org/10.1016/j.tree.2023.08.017>.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.

Fluxo Contínuo e Edição Temática:

Ecologia do Fogo e Conservação do Bioma Pantanal
n.4, 2024

<http://www.icmbio.gov.br/revistaelectronica/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





Risk and resilience: a review of functional traits influencing fire vulnerability in Pantanal mammals

Eugênia Kelly Luciano Batista^{1*}

 <https://orcid.org/0000-0003-0255-7315>

* Contato principal

Maria Tereza de Arruda Botelho²

 <https://orcid.org/0009-0005-2017-5929>

Renan Lieto Alves Ribeiro²

 <https://orcid.org/0000-0002-8135-8439>

Ricardo Sampaio²

 <https://orcid.org/0000-0002-7780-3341>

Mariella Butti²

 <https://orcid.org/0000-0001-6738-6962>

Luanne Helena Augusto Lima²

 <https://orcid.org/0000-0002-5366-7410>

Christian Niel Berlinck²

 <https://orcid.org/0000-0001-9348-3942>

¹ Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG, Brasil. <biogenia.k@gmail.com>.

² Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros/CENAP, Atibaia/SP, Brasil. <tecabotelho.tb@gmail.com, renanlar@gmail.com, ricardo.sampaio@icmbio.gov.br, mariella.butti@icmbio.gov.br, luanne.lima@icmbio.gov.br, christian.berlinck@icmbio.gov.br>.

Recebido em 14/03/2024 – Aceito em 22/08/2024

Como citar:

Batista EKL, Botelho MTA, Ribeiro RLA, Sampaio R, Butti M, Lima LHA, Berlinck CN. Risk and resilience: a review of functional traits influencing fire vulnerability in Pantanal mammals. *Biodivers. Bras.* [Internet]. 2024; 14(4): 169-182. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2565

Keywords: Brazilian Pantanal; fauna; fire-vulnerability; functional traits; wildfire.

ABSTRACT – In 2020, the Brazilian Pantanal experienced unprecedented wildfires that burned approximately 40,000 km² and resulted in the death of an estimated 17 million vertebrates. This catastrophic event, characterized by an extreme fire behavior and large extension facilitated by a combination of accumulated organic matter and a prolonged drought, has highlighted both the acute vulnerability of the Pantanal's ecosystem to seasonal wildfires and the need for a comprehensive understanding of their potential effects on species and ecosystem dynamics. This study explores the vulnerability of mammals to wildfires in the Pantanal, focusing on the analysis of fire vulnerability traits and the spatial distribution of species. We reviewed a total of 2,868 studies published since 1938, focused on the physical attributes, behavioral patterns, and ecological dynamics of five mammalian orders: Artiodactyla, Carnivora, Didelphimorphia, Rodentia, and Perissodactyla. The analysis revealed a significant increase in research on fire vulnerability traits, particularly in carnivores, since the year 2000. The most studied traits include habitat preference, body size, and diet, while other critical



traits for understanding fire sensitivity received less attention, such as reproductive season, mobility, social behavior and body size. Our findings highlight a marked seasonality in fire regimes and habitat specialization among the Pantanal's mammal species, with a concerning overlap between the 2019-2020 wildfires and the distribution of several species, suggesting potential severe declines in the abundance and distribution. These findings advocate for immediate conservation efforts targeting key habitats and refined wildfire management approaches to mitigate impacts, particularly on geographically restricted species. It also calls for a more balanced research focus across different taxa and traits to fully understand the ecological roles and vulnerabilities of less-studied species in the face of increasing fire frequencies and intensities in the Pantanal biome.

Risco e resiliência: uma revisão dos atributos funcionais que influenciam a vulnerabilidade ao fogo em mamíferos do Pantanal

Palavras Chaves: Pantanal; fauna, vulnerabilidade ao fogo; atributos funcionais; incêndios em vegetação.

RESUMO – Em 2020, incêndios em vegetação queimaram aproximadamente 40 mil hectares e mataram 17 milhões de vertebrados. Esse evento catastrófico, caracterizado pelo comportamento extremo do fogo e facilitado pela combinação de matéria orgânica acumulada e seca prolongada, evidenciou tanto a vulnerabilidade do ecossistema pantaneiro frente aos incêndios sazonais quanto a necessidade de um entendimento mais amplo sobre seus possíveis efeitos na biodiversidade local e nas dinâmicas ecossistêmicas. Este estudo explora a vulnerabilidade dos mamíferos do Pantanal frente aos incêndios em vegetação, com foco nas características ecológicas e sua relação com o fogo e a distribuição espacial das espécies. Foram revisados 2.868 estudos publicados desde 1938, abrangendo cinco ordens de mamíferos: Artiodactyla, Carnivora, Didelphimorphia, Rodentia e Perissodactyla. As análises revelaram um aumento significativo em pesquisas sobre a vulnerabilidade ao fogo, particularmente em carnívoros, a partir do ano 2000. As características mais estudadas incluem a preferência de *habitat*, tamanho corpóreo e dieta, enquanto outros aspectos críticos para entender a sensibilidade ao fogo receberam menos atenção, como época reprodutiva, mobilidade, comportamento social e tamanho corpóreo. Nossos resultados ressaltaram uma sazonalidade marcada de ocorrência do fogo em 2019-2020 e especialização de *habitat* entre as espécies de mamíferos do Pantanal, com uma sobreposição preocupante entre os incêndios desses anos e a distribuição de várias espécies, que pode influenciar em declínio significativo da abundância e distribuição. Os resultados apontam a necessidade esforços de conservação imediatos, com alvo em *habitat*-chave e abordagens de manejo do fogo direcionadas a mitigar os impactos na fauna, particularmente em espécies geograficamente restritas. Também indicam a necessidade de um maior equilíbrio no foco de pesquisas entre diferentes táxons e características a fim de entender plenamente as funções ecológicas e vulnerabilidades de espécies menos estudadas frente ao aumento da frequência e intensidade dos incêndios no bioma Pantanal.

Riesgo y resiliencia: una revisión de los rasgos funcionales que influyen en la vulnerabilidad al fuego en mamíferos del Pantanal

Palabras clave: Humedal Brasileño; fauna; atributos funcionales; vulnerabilidad al fuego; incendios forestales.

RESUMEN – En 2020, el Pantanal brasileño experimentó incendios forestales sin precedentes que quemaron aproximadamente 40.000 km² y provocaron la muerte de por lo menos 17 millones de vertebrados. Este evento catastrófico, caracterizado por un comportamiento extremo del fuego facilitado por una combinación de materia orgánica acumulada en áreas inundadas de larga duración, comunidades de macrófitos, alfombras flotantes, pastizales abiertos

y una sequía prolongada, ha destacado tanto la severa vulnerabilidad del ecosistema del Pantanal a los incendios forestales sazonales, como la necesidad de una comprensión integral de sus efectos potenciales sobre las especies y la dinámica del ecosistema. Este estudio explora la vulnerabilidad de los mamíferos a los incendios forestales en el Pantanal, centrándose en el análisis de los rasgos de vulnerabilidad al fuego y la distribución espacial de las especies. Revisamos un total de 2.868 estudios publicados desde 1938, que abarcan cinco órdenes de mamíferos: Artiodactyla, Carnivora, Didelphimorphia, Rodentia y Perissodactyla. El análisis reveló un aumento significativo en la investigación sobre los rasgos de vulnerabilidad al fuego, particularmente en carnívoros, desde el año 2000. Los rasgos más estudiados incluyen la preferencia de hábitat, el tamaño corporal y la dieta, mientras que otros rasgos críticos para comprender la sensibilidad al fuego recibieron menos atención. Nuestros descubrimientos destacan una sazonalidad acentuada en los regímenes de incendios y la especialización del hábitat entre las especies de mamíferos del Pantanal, con una superposición preocupante entre los incendios forestales de 2019-2020 y la distribución de varias especies, lo que sugiere posibles disminuciones severas en la abundancia y distribución. Los descubrimientos abogan por esfuerzos de conservación inmediatos dirigidos a hábitats clave y enfoques refinados de manejo de incendios forestales para mitigar los impactos, particularmente en especies geográficamente restringidas. También requiere un enfoque de investigación más equilibrado en diferentes taxones y rasgos para comprender completamente los roles menos estudiados frente al aumento de la frecuencia e intensidad de los incendios en el bioma del Pantanal.

Introduction

The Brazilian Pantanal, the largest flooded area in the world, faced an extreme wildfire event in 2020, where 40,000 km² were burned [1] and caused the death of an estimate 17 million vertebrates [2]. Typically, seasonal wet-dry ecosystems like the Pantanal are prone to burning during the dry season because of the increased vegetative load sustained by flood-induced fertility [3][4]. But in 2020, the Pantanal had a large amount of accumulated organic matter in long-lasting flooded areas covered by macrophytes communities, floating mats and open grasslands subjected to vegetation encroachment and prolonged drought, which created a propitious scenario for a fire of extreme behavior [1][5]. The devastating intensity of these wildfires has emphasized the critical need for a more comprehensive understanding of the potential effects on species and ecosystem dynamics.

Fire has been widely accepted as an evolutionary force structuring biodiversity in fire-prone ecosystems [6]. While the interaction of fire with plants has been thoroughly explored in the scientific literature, knowledge about its effects on animals is still lacking [7][8]. The fire-related impacts on biodiversity will generally depend on several factors, including the spatial and temporal patterns of fire regime, as well as the type of vegetation and the inherent biological traits

of local species [9][10]. For the fauna, these impacts can be of three types [11]: 1) direct or first-order, those that occur during the fire or shortly after [11]; 2) indirect or second-order, which are related to the processes post-fire, such as resource availability, that will determine the viability of a surviving population [11]; 3) evolutionary, such as adaptations of a species throughout time to enhance its ability to persist in a habitat affected by recurrent fires [11].

Generally, the impact of a natural fire in an area adapted to and reliant on fire for its biodiversity and ecological processes tends to be minimal. Such fires typically result in low mortality and injuries among wildlife, while simultaneously providing benefits to numerous opportunistic animal species [12]. During a fire, predators often gain an advantage due to the increased availability of prey attempting to flee the flames [8]. After the fire, changes in the habitat structure can lead to harsher microclimatic conditions (such as higher temperatures and lower humidity), diminished food supplies (characterized by scarcity, reduced nutritional value, and less palatability), and altered interactions with other species, including increased competition, predation risks, and parasitism [11]. Also, the simplified landscape increases the visibility of prey and the abundant supply of animal carcasses killed by the fire provides sustenance for scavengers [13]. Plants resprouting attract herbivorous species,

while mass flowering events attract the attention of pollinators and their respective predators. In the long-term, while no species is entirely immune to fire effects, certain behavioral and physical adaptations can enhance some animals' survival chances, particularly against fires of lower intensity. Although most of existing research focuses on plants [8][14], there is already evidence of some morphological adaptations in animals such as the development of cryptic coloration that provides camouflage in the new environment [15].

Nevertheless, changes in global fire regimes due to human activities are leading to a rise in extreme events, even in ecosystems that are used to and depend on fire. This shift can compromise the predictability of these ecosystems, affecting their stability and the species that rely on them [16][17]. In such scenarios, the situation changes dramatically, leading to significantly high rates of mortality, injuries, and cases of intoxication (direct effects), often alongside a scarcity of food and/or water, and the absence of shelter or refuges in the aftermath of the fire (indirect effects). Consequently, the populations that do survive may struggle to recover adequately. Moreover, given the rapid pace of these changes, it's plausible that many animal species will not have sufficient time to adapt in order to ensure their survival (evolutionary effects). In this article, we aim to describe the mammal community of Pantanal in terms of their physical, biological, and behavioral traits, assuming that these factors can either amplify or reduce their sensitivity to fire and chances of survival.

Material and Methods

We employed the Web of Science database (www.isiknowledge.com) to access publications that address functional traits related to fire sensitivity for the 76 mammal species that inhabit the Pantanal and were listed for this study (Figure 1). Our search included all books, book sections, conference papers, and journal articles from 1938 to 2023, focusing on titles, keywords, and abstracts. We eliminated duplicates, and publications in disciplines like genetics, paleontology, biochemistry, anthropology, microbiology, epidemiology, parasitology, and medicine were omitted because they do not align with the objectives of this study.

In addition to the Web of Science, we also utilized the Salve platform to gather information (<https://Salve.icmbio.gov.br>). The Salve platform is

a comprehensive database managed by the Chico Mendes Institute of Biodiversity Conservation (ICMBio), which provides detailed data on Brazilian biodiversity, including species distribution, conservation status, and ecological information. This resource was particularly valuable for obtaining localized and species-specific data relevant to the 76 mammal species listed for this study.

We used keywords to conduct the search and systematically categorized the ecological and biological traits of species associated with their sensitivity or resilience to fire (Supplementary Material). Our categorization included aspects such as endemism, distinguishing between species restricted to Brazil's Pantanal and those with wider distributions. We also examined habitat types, identified using Salve data, to assess habitat specialization. This included natural forests, savannas, grasslands, wetlands, planted forests, pastures, agricultural areas, agricultural-pasture mosaics, and urban infrastructure. Body mass and body size were classified into small (<1kg), medium (1-7 kg), and large (>7 kg) categories, while population dynamics were represented by the intrinsic growth rate, indicating species' replacement capacity. We differentiated ecological functions or feeding habits among various types such as browsers, large seed dispersers, predators of medium and large vertebrates, seed predators, grazers, dispersers of small seeds, predators of small vertebrates, predators of invertebrates, and scavengers. Mobility was considered to infer survival chances and escape strategies, classifying species as arboreal, flying, semi-fossorial, fossorial, scansorial, terrestrial, semi-aquatic, or aquatic. Breeding season was categorized as undefined, rainy season, early dry season, or late dry season. Reproductive stage and nesting behavior included aspects like courtship, mating, nesting, pregnancy, parental care, and breastfeeding. Reproductive biology was analyzed through sexual maturity, generational time, gestational period, and offspring average size. Home range was measured in square kilometers, and territorial behavior was distinguished between territorial and non-territorial. Movement behavior was classified as migratory, nomadic, or resident. Activity pattern was defined as nocturnal, crepuscular, diurnal, or cathemeral. Demography assessed species abundance as abundant, moderate, or rare. Escape strategy considered the most probable escape decision, such as running, climbing, swimming, taking refuge in dense forests, crevices, burrowing, or seeking refuge in vegetation. Social organization was defined as

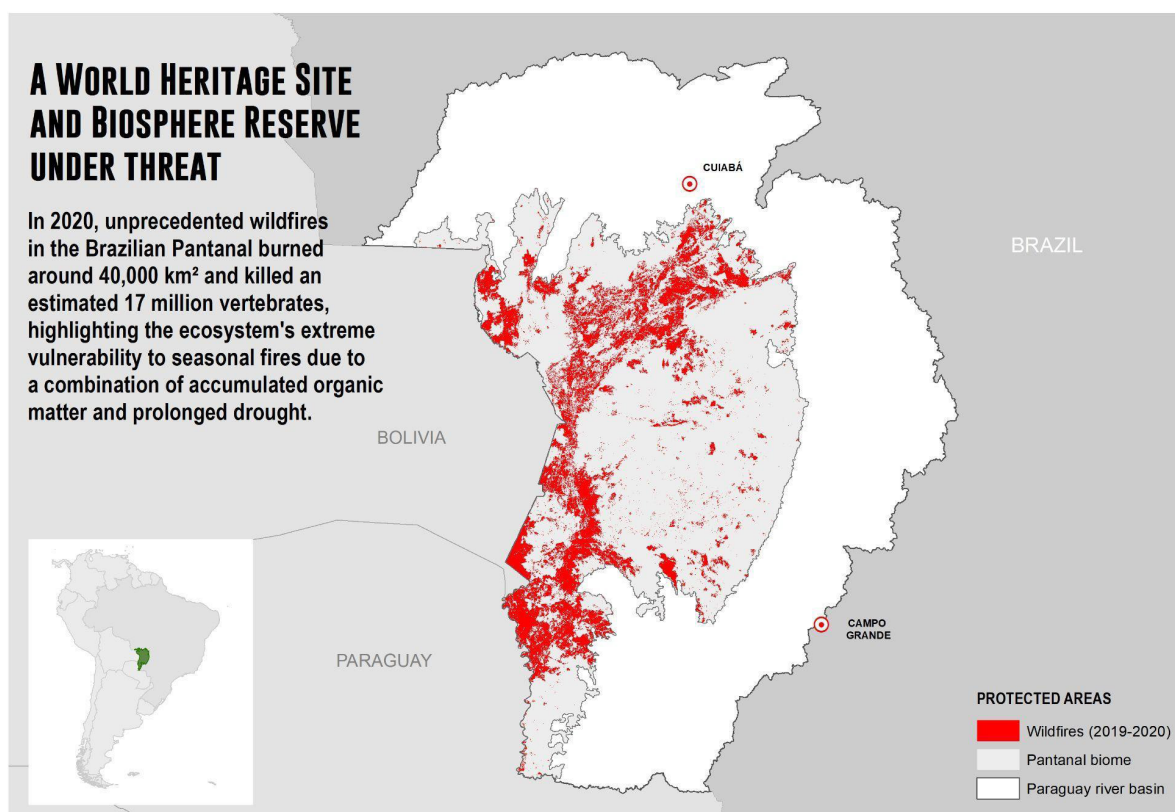


Figure 1 – Pantanal biome's location in Brazil and South America, and the areas affected by fire in 2019 and 2020.

solitary or gregarious. This comprehensive approach provided a nuanced understanding of species' traits and their relative fire sensitivity.

Geographical distribution data for the 76 species were obtained from the Salve platform. These polygons were applied to the MapBiomas Project Collection 6's land cover and land use maps as a mask, delineating the habitats for each species. Additionally, the polygons were used to estimate the fire impact within each habitat category for the years 2019 and 2020. We downloaded the fire data from the MapBiomas Fogo Collection 1. The aforementioned MapBiomas datasets are accessible on the Google Earth Engine platform (<https://brasil.mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas/>). For each species, we calculated the average area impacted by wildfires over the two years, categorizing the results by habitat type. This average was then converted into a percentage for a clear, comparative representation of the data.

Results and Discussion

Literature review

After excluding duplicates, we identified 2,868 studies published since 1938, distributed across the five orders as follows: Artiodactyla – represented by the families Cervidae and Tayassuidae (348 studies), Carnivora – represented by the families Felidae, Canidae, Mustelidae, and Procyonidae (1,703 studies), Didelphimorphia – represented by the family Didelphidae (342 studies), Rodentia – represented by the families Caviidae, Cricetidae, Ctenomyidae, Cuniculidae, Dasyproctidae, Echimyidae, Erethizontidae and Sciuridae (389 studies), and Perissodactyla – represented exclusively by the Tapiridae family (86 studies). All studies used in this work are listed in the supplementary material.

Within the Artiodactyla, two species garner significant attention in the literature: *Dicotyles tajacu*

and *Tayassu pecari*. Among carnivores, felids and canids are generally more thoroughly researched, with *Puma concolor* and *Panthera onca* standing out. In the Didelphimorphia order, *Monodelphis domestica*, *Didelphis albiventris*, and *Didelphis marsupialis* are among the most studied. The Perissodactyla order has a sole representative: *Tapirus terrestris*, which is generally well-researched. Meanwhile, within Rodentia, notable species include *Cuniculus paca*, *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Cavia aperea*, *Akodon montensis*, and *Necromys lasiurus*.

The volume of research exploring fire-vulnerability traits has increased significantly since 2000, with particular emphasis on carnivores (Fig. 2a,b). This trend is unsurprising given the heightened concerns about its conservation status and a corresponding scientific desire to understand its ecological role. However, this raises questions regarding the comparatively limited attention given to other taxonomic orders, which could potentially hinder our ability to fully grasp how these less-studied species cope with wildfires.

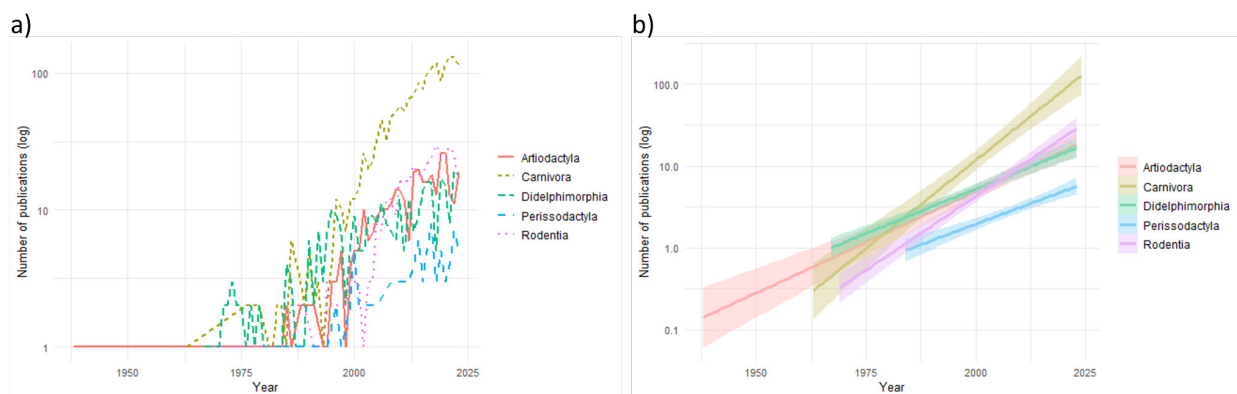


Figure 2 – Number of publications and trends up to 2023 categorized by order (a and b respectively).

Likewise, some traits have received more attention than others in scientific literature. Habitat preference, for example, emerges as the most frequently mentioned trait (2575 studies), followed by body size (2289), diet (2004), territorial behavior (1091), locomotion (509), home range (502), activity pattern (263), reproductive stage (248), population dynamics (226), social organization (172), movement behavior (150), reproductive biology (127), territorial behavior (56), and breeding season (52). This draws attention to information gaps that could be valuable in helping us identify species most sensitive to fire and develop effective management strategies aimed at their conservation.

Species and traits

After conducting a more detailed analysis of the publications, we observed a trend towards habitat

specialization among the mammals of the Pantanal. Around 37% of the species are found exclusively in forest ecosystems and another 5% in wetlands (Figure 3). These findings highlight the urgent need for conservation efforts focused on key habitats (forests and wetlands) that provide essential resources and structure for most of the biome's mammalian species, including habitat specialists [18].

A particularly concerning issue is the high level of overlap between the 2019-2020 wildfires and distribution of many species, potentially translating into major declines in abundance and distribution. For example, of the 76 species, 44 had 5-10% of their habitat burned, 12 had 10-15% of habitat burned and 8 had 15-20% of habitat burned (Figure 3). Within the group, there are two endemic species from the Rodentia order and ten species from both the Rodentia and Didelphimorphia orders that are geographically restricted. *Holochilus chacarius* and

Oligoryzomys chacoensis, both restricted to the Pantanal, had 16% and 11% of their habitats burned, respectively.

Ten other species are included in one of the threat categories of the Brazilian System of Biodiversity's Extinction Risk Assessment (Salve) (Brasil, 2022; Salve, 2024). For instance, *Puma concolor*, classified as Near Threatened (NT), experienced habitat burns of 14%. In the Vulnerable category (VU), *Chrysocyon brachyurus* had 9% of its habitat affected, *Lycalopex vetulus* 15%, *Herpailurus yagouaroundi* 13%, *Leopardus wiedii* 7%, *Panthera onca* 15%, *Speothos venaticus* 6%, *Tapirus terrestris* 9%, *Tayassu pecari* 6% and *Pteronura brasiliensis* 5%. However, one species categorized as Endangered (EN), *Leopardus braccatus* (ICMBio, 2024 – unpublished data), raises increased concern due to its threat level, with 16% of its habitats impacted by the 2020 wildfires. Additionally, it's crucial to emphasize that *Leopardus wiedii*, *Tayassu pecari*, and *Pteronura brasiliensis* are specialists in forests or wetlands, which means that any impact of fire on their living areas can be exacerbated by the species' inability to find suitable conditions and resources in other environments.

Another concerning issue is the consistently larger proportion of the range affected by fires in the late-dry season compared to the wet and early dry seasons for all the species (Figure 4). Although this data is not surprising, it emphasizes the critical need of a more consistent fire management in the Pantanal biome. Fires occurring late in the dry season tend to be more intense and severe [19]. As a result, the most sensitive wildlife may experience significant population declines. For instance, small and medium-sized species that seek refuge in clumps of vegetation, small trees or attempt to flee the fire by running, such as *Calomys callosus*, *Cavia aperea*, *Leopardus braccatus*, *Metachirus myosuros*, *Metachirus nudicaudatus*, *Monodelphis domestica*, *Oecomys franciscorum*, *Philander canus*, *Procyon cancrivorus*, *Thrichomys fosteri*, and *Thylamys macrurus*, might not be able to escape from severe fires [20].

In terms of spatial distribution, studies have revealed that the vast majority of mammal species within the Pantanal (across the Orders examined) have a widespread distribution, encompassing 83% of the total species richness. Meanwhile, about 17%

of these species are confined to the Pantanal within Brazil's borders, making them particularly vulnerable to large-scale wildfires.

Regarding body size, most species are classified as small-bodied (less than 1 kg), constituting 60% of the total. Meanwhile, medium (between 1-7 kg) and large-bodied (over 7 kg) species each comprise 20% of the population. Being small may offer some evolutionary advantages for surviving fires, given that small animals are more adept at finding small refuges, such as tiny burrows in the ground, small cracks in rocks, or small holes in tree trunks [21]. However, their reduced mobility may increase the risk of mortality during escape attempts or if a safe refuge is too distant to access promptly [22]. Furthermore, small-sized animals could be at a higher risk of predation in the more open landscape that emerges after a fire [13].

About 51% of mammal species are terrestrial, while 19% are arboreal, and 14% are scansorial. Arboreal and scansorial animals are capable of climbing trees or moving on the ground, enhancing survival chances when the fire exhibits less extreme behaviors. High-intensity fires can even kill individuals at the tops of the tallest trees through heat radiation or intoxication from toxic smoke [23]. Only 10% of the species are classified as semi-aquatic, fossorial (burrowing), or semi-fossorial. These adaptations may offer significant benefits for an individual during a wildfire. For example, semi-aquatic species might find refuge in water bodies, whereas fossorial and semi-fossorial species can escape the heat and flames by retreating into burrows or underground shelters they or others have created, potentially reducing their exposure to direct fire and its immediate effects [24][25].

In the context of dietary habits, 35% of species are small seed dispersers, making this the most common ecological function, followed by those that prey on invertebrates (21%). Species preying on small vertebrates comprise 14% of the population, with herbivorous browsers at 13%, and grazers at 3%. Species classified as predators of medium to large vertebrates, along with large seed dispersers and seed predators, each represent smaller segments of the ecosystem, at 3%, 2%, and 2% respectively. Notably, a significant portion of these species adopts a varied diet, encompassing more than one type of dietary habit.

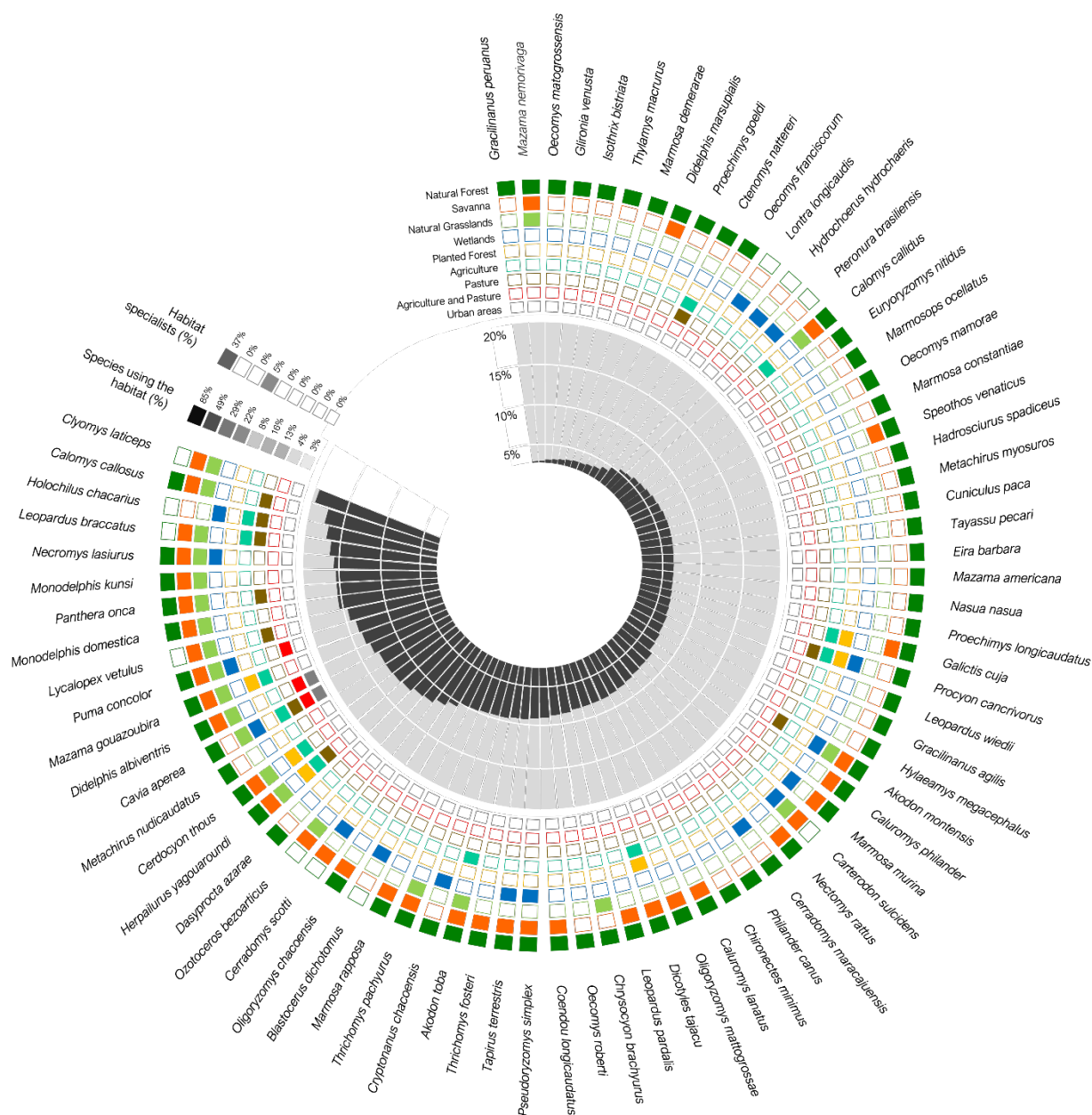


Figure 3 – The colored squares around the circle indicate the preferred habitats for each mammal species, with each color representing a specific type of habitat, such as forests, savannas, wetlands, and others. The two grayscale columns located further inside represent: (1) the percentage of species that use each habitat type (inner column) and (2) the percentage of species that are exclusive or specialists in these habitats (outer column). The black bars in the inner circle show the percentage of preferred habitat that was burned during the 2019-2020 fires.

Even though there are no species strictly categorized as obligate scavengers, some species such as *Panthera onca*, *Puma concolor*, *Lycalopex vetulus*, *Chrysocyon brachyurus*, *Cercopithecus thous*, *Didelphis albiventris*, and *Leopardus pardalis* can opportunistically feed

on carcasses [26][27][28]. Small seed dispersers (or predators), invertebrate predators, grazers, and browsers may find an enhanced availability of food resources in the aftermath of a fire [29]. This includes the proliferation of herbaceous plants that produce

flowers, fruits, and seeds; open areas with few shrubs providing an ideal foraging ground for low xeric insectivores; improved visibility of small prey; and an abundance of regrowth for grazers and browsers to feed on [30][31][32]. In the simplified landscape following a fire, prey can spot predators from long distances, enhancing their chances of responding and escaping. Therefore, predators of large and medium-sized vertebrates may need to wait until prey availability and vegetation structure create the optimal environment for hunting [30].

Our research indicates that most species are diet-generalists. Approximately 76% have assorted eating habits, which could afford them some advantage in environments where their primary food sources are scarce [33]. About 3% of the species have an unknown dietary habits, and 21% are diet-specialists, which suggests they might be temporarily absent from the affected area until their resources are reestablished or die due to starvation. However, of the 16 diet-specialist species, 11 are small seed dispersers, two consume leaves, shoots, stems, barks, roots, and flowers of trees and shrubs, and three specialize in invertebrate predation. These food resources are expected to reappear in the landscape soon after a fire, highlighting the mammalian fauna's adaptability and resilience in their dietary habits.

While data on the threat level posed by fire seasonality is lacking for many species (28%), a significant portion appears to be at risk due to factors such as the timing of offspring birth or reproductive season coinciding with the late dry-season (August–October). During this period, fires are typically more intense and severe, making it challenging for the most vulnerable individuals, like juveniles, pregnant, or lactating females, to flee and survive [34]. *Cavia aperea*, *Cerradomys scotti*, *Chrysocyon brachyurus*, *Procyon cancrivorus*, and *Tayassu pecari* are species whose reproductive period is closely synchronized with the dry season, making them especially vulnerable to late-season fires.

Despite a significant information gap regarding territorial and movement behaviors, with 58% of species lacking data, those exhibiting strong site fidelity may perceive the risk of leaving their territory or home range to find unburned areas as more dangerous than remaining in a familiar site, even if it means facing limited or non-existent food sources [35]. As a result, these species could suffer from negative demographic impacts if their usual habitats are destroyed by fire. Around 33% of mammal species in the Pantanal are known to engage in territorial behavior, while only 8% tend to be non-territorial.

Among the orders examined, there are no migratory mammal species, but approximately 18% of the species are nomadic. Resident species make up about 14%. Nomadic species, which move irregularly across large areas in search of food, water, or breeding sites, may be better equipped to avoid localized threats such as fires by relocating to safer territories [36][37]. In contrast, resident species, which tend to stay within a defined home range, may face greater challenges during environmental disturbances, relying heavily on the resilience of their established habitats for survival.

Most species exhibit a crepuscular (12%) or nocturnal (45%) circadian rhythm. This trait could offer benefits, allowing individuals to be active when fires are milder and seek shelter during periods of heightened fire intensity. However, if their hiding spots, such as leaf litter, bushes, grasses, shallow burrows, or logs on the ground, are prone to burn, these species could be at risk of perishing in daytime fires [38][39]. Conversely, cathemeral (4%) and diurnal species (18%) might have the advantage of noticing an oncoming fire in time to flee, increasing their survival prospects. Despite its potential importance, the study of circadian cycles in these species is lacking, with 21% of species data deficient, suggesting that understanding these patterns could play a crucial role in informing fire management strategies.

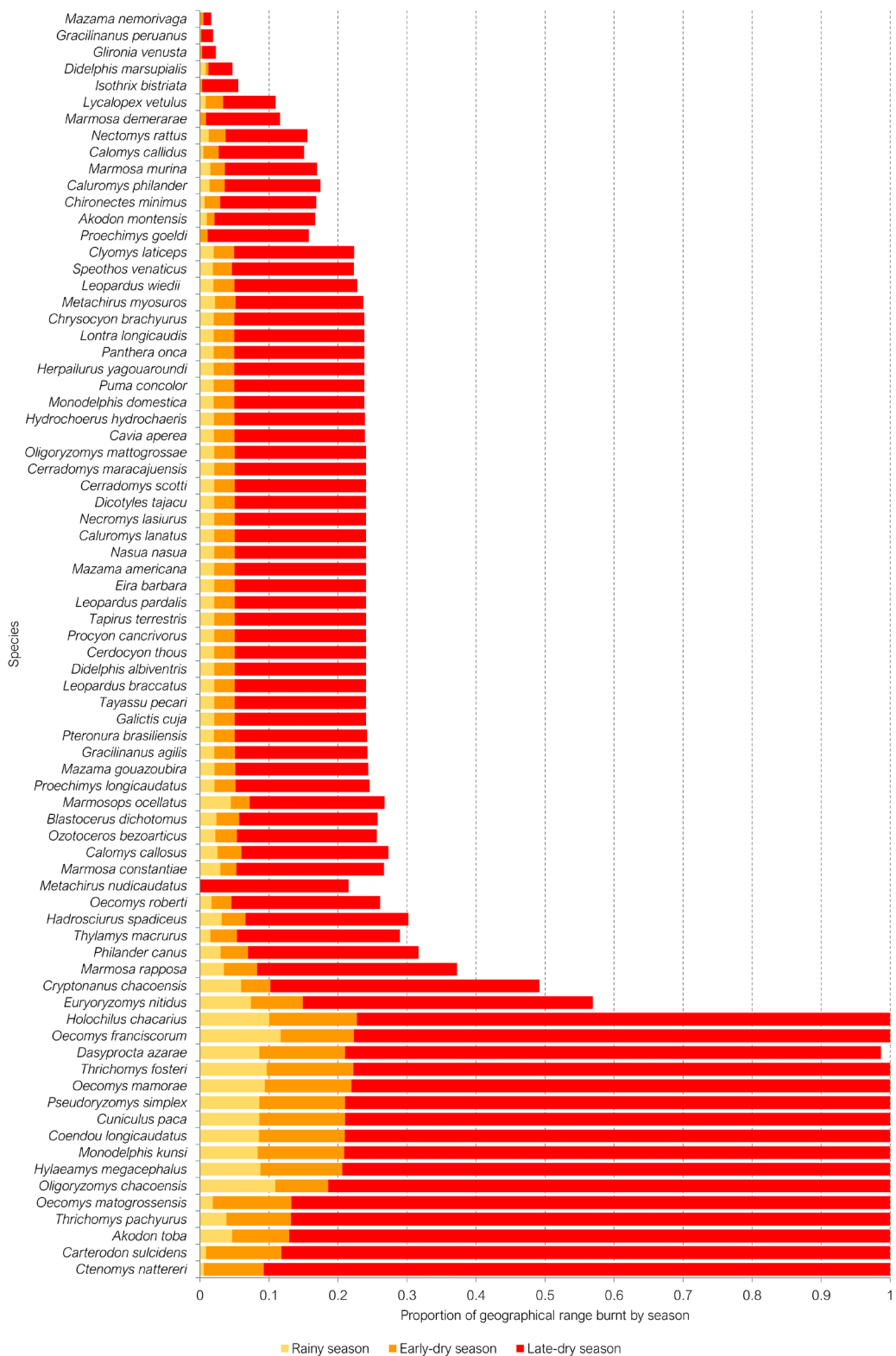


Figure 4 – Proportion of geographical range burned by season for each species. Light yellow bars represent fires in the rainy season. Orange bars represent early dry season fires and red bars represent late dry season fires.

When faced with wildfires, species’ survival strategies can vary greatly, with their choices potentially enhancing or diminishing their likelihood

of survival. Fire escape behaviors are poorly known and in general are not directly studied. However, they can be inferred from predator escape behavior,

types of habitat, locomotion, and other traits. For that reason, our findings may not be entirely accurate as they are based on assumptions. It is presumed that some species may attempt to escape wildfires by running or jumping over flames (28%). Among these species, four are small in size – *Cavia aperea*, *Metachirus* sp., *Philander canus*, and *Thylamys macrurus*. Given their smaller size, these species have more limited mobility, which could potentially impact their ability to escape from fast-spreading fires. This limitation underscores the particular vulnerability of small runners to wildfires, as their options for evading danger are constrained by their physical capabilities. Around 8% of the species are likely to seek refuge in water, as they are typically aquatic or semi-aquatic, dwelling in burrows along the banks of watercourses and often using water as a means of escape from predators. These species, adapted to life in and around water, may have a survival advantage in such events by leveraging their natural habitat as a protective barrier against the flames. Approximately 17% of species are likely to employ tree climbing as a survival strategy during wildfires, while another 6% might opt for hiding within dense vegetation, and 13% may burrow into the ground or find safety in holes within living tree trunks. In contrast, a smaller fraction, about 3% of species, are expected to seek refuge in areas that are inherently safer from fires, such as forests, rocky areas, or crevices. The success of wildlife escape methods greatly varies with fire intensity and behavior. For instance, tree-dwelling or climbing species may evade surface-level fires, but intense blazes can significantly increase their risk of death, either from direct heat exposure or smoke inhalation. Larger animals have the ability to flee or even leap over fires, yet rapid fire spread can trap them, impairing their ability to navigate due to reduced visibility and disorientation [24]. Smaller creatures often seek refuge in underground burrows, a tactic that is effective in many fire-adapted environments [21][44]. However, in the face of intense fires, these small animals are also vulnerable to dangers such as smoke inhalation or increased predation in the altered, post-fire environment.

Approximately 40% of species in the study are solitary, while 9% show gregarious (group-living) behavior. Being part of a social group can significantly enhance survival chances during fires [40]. In a group, individuals can afford to lower their guard somewhat, without greatly increasing their personal risk, thanks to the safety net provided by collective vigilance [40]. As group size increases, individual vigilance may decrease, but the group's overall ability to detect

threats improves due to the “many eyes” effect, which helps in scanning for danger more efficiently [40]. Effective collective threat detection relies on at least one group member remaining vigilant to identify potential dangers, such as an approaching fire, and then alerting the rest through various means like seeking shelter, fleeing, or making alarm calls. Fear and alertness can spread contagiously within a group, enabling even those who haven't directly spotted the danger to react and escape based on the group's collective awareness [41][42][43]. Hence, the dynamics of social organization, including group size, relational structure, and communication mechanisms, are crucial in enhancing the effectiveness of collective responses to fire threats.

Conclusion

This study offers a broad review of research on mammalian species in Brazil, specifically targeting the Pantanal biome and examining how these species probably interact with wildfires. We have found 2,868 studies identified since 1938, covering five major orders of mammals. The majority of these studies have focused on carnivores, indicating a strong scientific interest in understanding the ecological function and conservation needs of this group, likely driven by concerns over their conservation status. It is imperative to extend research efforts towards those species and traits that have been less studied.

The clear tendency towards habitat specialization among Pantanal mammal species highlights the need to protect forests and wetlands from fire. Not only for the survival of habitat specialists but also because these environments provide predictable and permanent shelter during fire events. The wildfires of 2019-2020 scorched a substantial portion of natural habitats, heightening concerns for species with limited geographical distributions and those listed as endangered or vulnerable in the Brazilian List of Endangered Species. This situation underscores the urgent need for targeted conservation efforts and enhanced protective measures for these at-risk species, especially considering the potential for future events of similar or greater magnitude. Understanding the specific vulnerabilities of these species to fire and habitat loss is crucial for developing effective strategies to mitigate impacts and ensure their long-term survival in their natural environments.

In conclusion, we strongly recommend the urgent implementation of a nuanced approach to fire management in the Pantanal within the framework

of integrated fire management, articulated with environmental conservation and socio-economic sustainability [3][45]. A landscape-level strategy is imperative, taking into account the Upper Paraguay River Basin, as the headwaters of the main watercourses lie outside the established boundaries of the biome, significantly impacting flood levels. It is also essential to consider all interests and stakeholders in fire use, aiming to regulate it while protecting sensitive physiognomies, such as forests, in a fire-prone ecosystem with species adapted to natural fire regimes.

Ethical standards

The study was conducted under SISBIO #79107-1.

Acknowledgments

The Ministry of Environment and Chico Mendes Institute for the Conservation of Biodiversity for funding the project Impacto dos Incêndios sobre a Biodiversidade e Comunidades Pantaneiras, and The Ministry of Science and Technology provided financial support to the Pantanal Research Network (grant number: FINEP 01.20.0201.00).

References

- Libonati R, DaCamara CC, Peres LF, de Carvalho LAS, Garcia LC. Rescue Brazil's burning Pantanal wetlands. *Nature*. 2020; 588(7837): 217-219.
- Tomas WM, Berlinck CN, Chiaravallotti RM, Faggioni GP, Strüßmann C, Libonati R et al. Distance sampling surveys reveal 17 million vertebrates directly killed by the 2020's wildfires in the Pantanal, Brazil. *Sci Rep*. 2021 Dec 1; 11(1).
- Garcia LC, Szabo JK, de Oliveira Roque F, de Matos Martins Pereira A, Nunes da Cunha C, Damasceno-Júnior GA et al. Record-breaking wildfires in the world's largest continuous tropical wetland: Integrative fire management is urgently needed for both biodiversity and humans. Vol. 293, *Journal of Environmental Management*. Academic Press; 2021.
- Kotze DC. The effects of fire on wetland structure and functioning. *Afr J Aquat Sci*. 2013; 38(3): 237-247.
- Marengo JA, Alves LM, Torres RR. Regional climate change scenarios in the Brazilian Pantanal watershed. Vol. 68, *Climate Research. Inter-Research*; 2016. p. 201-213.
- Nimmo DG, Carthey AJR, Jolly CJ, Blumstein DT. Welcome to the Pyrocene: Animal survival in the age of megafire. *Glob Chang Biol*. 2021 Nov 1; 27(22): 5684-5693.
- Pausas JG, Parr CL. Towards an understanding of the evolutionary role of fire in animals. *Evol Ecol [Internet]*. 2018; 32(2-3): 113-125. Available from: <https://doi.org/10.1007/s10682-018-9927-6>
- Jones GM, Goldberg JF, Wilcox TM, Buckley LB, Parr CL, Linck EB et al. Fire-driven animal evolution in the Pyrocene. Vol. 38, *Trends in Ecology and Evolution*. Elsevier Ltd; 2023. p. 1072-1084.
- González TM, González-Trujillo JD, Muñoz A, Armenteras D. Effects of fire history on animal communities: a systematic review. Vol. 11, *Ecological Processes*. Springer Science and Business Media Deutschland GmbH; 2022.
- Santos JL, Hradsky BA, Keith DA, Rowe KC, Senior KL, Sitters H et al. Beyond inappropriate fire regimes: A synthesis of fire-driven declines of threatened mammals in Australia. Vol. 15, *Conservation Letters*. John Wiley and Sons Inc; 2022.
- Engstrom RT. First-order fire effects on animals: review and recommendations. *Fire Ecology*. 2010; 6(1): 115-130.
- Santos F, Bailey JK, Schweitzer JA. The eco-evolutionary role of fire in shaping terrestrial ecosystems. Vol. 37, *Functional Ecology*. British Ecological Society; 2023. p. 2090-2095.
- Leahy L, Legge SM, Tuft K, McGregor HW, Barmuta LA, Jones ME et al. Amplified predation after fire suppresses rodent populations in Australia's tropical savannas. *Wildlife Research*. 2015; 42(8): 705-716.
- Pausas JG. Generalized fire response strategies in plants and animals. *Oikos*. 2019; 128(2): 147-153.
- Sheets AD, Chavez AS. Evolution of pelage luminance in squirrels (Sciuridae). *Front Ecol Evol*. 2020; 8: 249.
- Bowman DMJS, Kolden CA, Abatzoglou JT, Johnston FH, van der Werf GR, Flannigan M. Vegetation fires in the Anthropocene. Vol. 1, *Nature Reviews Earth and Environment*. Springer Nature; 2020. p. 500-515.
- Jolly CJ, Dickman CR, Doherty TS, Eeden LM Van, Geary WL, Legge SM et al. Animal mortality during fire. *Glob Chang Biol*. 2022; 28(6): 2053-2065.

18. Calhoun KL, Goldstein BR, Gaynor KM, McInturff A, Solorio L, Brashares JS. Mammalian resistance to megafire in western U.S. woodland savannas. *Ecosphere*. 2023 Jul 1; 14(7).
19. Santos FLM, Nogueira J, Souza RAF De, Falleiro RM, Schmidt IB, Libonati R. Prescribed burning reduces large, high-intensity wildfires and emissions in the Brazilian savanna. *Fire*. 2021; 4(3): 56.
20. Batista EKL, Figueira JEC, Solar RRC, de Azevedo CS, Beirão MV, Berlinck CN et al. In Case of Fire, Escape or Die: A Trait-Based Approach for Identifying Animal Species Threatened by Fire. Vol. 6, *Fire*. MDPI; 2023.
21. Mahony M, Gould J, Beranek CT, Callen A, Clulow J, Clulow S et al. A trait-based analysis for predicting impact of wildfires on frogs. *Australian Zoologist*. 2022; 42(2): 326-351.
22. Griffiths AD, Brook BW. Effect of fire on small mammals: a systematic review. *Int J Wildland Fire*. 2014; 23(7): 1034-1043.
23. Chia EK, Bassett M, Leonard SWJ, Holland GJ, Ritchie EG, Clarke MF et al. Effects of the fire regime on mammal occurrence after wildfire: Site effects vs landscape context in fire-prone forests. *For Ecol Manage* [Internet]. 2016; 363: 130-139. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.008>
24. Garcês A, Pires I. The hell of wildfires: the impact on wildlife and its conservation and the role of the veterinarian. *Conservation*. 2023; 3(1): 96-108.
25. Massman WJ, Frank JM, Mooney SJ. Advancing investigation and physical modeling of first-order fire effects on soils. *Fire Ecology*. 2010; 6(1): 36-54.
26. Naves-Alegre L, Morales-Reyes Z, Sánchez-Zapata JA, Sebastián-González E. Scavenger assemblages are structured by complex competition and facilitation processes among vultures. *J Zool*. 2022 Dec 1; 318(4): 260-271.
27. Lira LA, Aguiar LMS, Silveira M, Frizzas MR. Vertebrate scavengers alter the chronology of carcass decay. *Austral Ecol*. 2020 Dec 1; 45(8): 1103-1109.
28. Demo C, Cansi ER, Kosmann C, Pujol-Luz JR. Vultures and others scavenger vertebrates associated with man-sized pig carcasses: A perspective in Forensic Taphonomy. *Zoologia*. 2013 Oct; 30(5): 574-576.
29. Culhane K, Sollmann R, White AM, Tarbill GL, Cooper SD, Young HS. Small mammal responses to fire severity mediated by vegetation characteristics and species traits. *Ecol Evol*. 2022 May 1; 12(5).
30. Briani DC, Palma ART, Vieira EM, Henriques RPB. Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of Brasil. *Biodiversity and Conservation*. 2004; 13(5): 1023-1037.
31. Henriques RPB, Briani DC, Palma ART, Vieira EM. A simple graphical model of small mammal succession after fire in the Brazilian cerrado. *Mammalia*. 2006; 70(3-4): 226-230.
32. McGee JM. Small mammal populations in an unburned and early fire successional Sagebrush community. *Journal of Range Management*. 1982; 35(2): 177-180.
33. Gosper CR, Prober SM, Yates CJ. Estimating fire interval bounds using vital attributes: Implications of uncertainty and among-population variability. *Ecological Applications*. 2013; 23(4): 924-935.
34. Smith SK, Young VKH. Balancing on a limb: effects of gravidity on locomotion in arboreal, limbed vertebrates. *Integr Comp Biol*. 2021; 61(2): 573-578.
35. Fagan WF, Lewis MA, Auger-Méthé M, Avgar T, Benhamou S, Breed G et al. Spatial memory and animal movement. *Ecol Lett*. 2013; 16(10): 1316-1329.
36. Kreling SES, Gaynor KM, McInturff A, Calhoun KL, Brashares JS. Site fidelity and behavioral plasticity regulate an ungulate's response to extreme disturbance. *Ecol Evol*. 2021; 11(22): 15445-16364.
37. Switzer PV. Site fidelity in predictable and unpredictable habitats. *Evol Ecol*. 1993; 7: 533-555.
38. Pocknee CA, Legge SM, McDonald J, Fisher DO. Modeling mammal response to fire based on species' traits. *Conservation Biology*. 2023; e14062.
39. Legge S, Murphy S, Heathcote J, Flaxman E, Augusteyn J, Crossman M. The short-term effects of an extensive and high-intensity fire on vertebrates in the tropical savannas of the central Kimberley, Northern Australia. *Wildlife Research*. 2008; 35(1): 33-43.
40. Marel A van der, López-Darias M, Waterman JM. Group-enhanced predator detection and quality of vigilance in a social ground squirrel. *Anim Behav*. 2019; 151: 43-52.
41. Decety J, Norman GJ, Berntson GG, Cacioppo JT. A neurobehavioral evolutionary perspective on the mechanisms underlying empathy. *Prog Neurobiol* [Internet]. 2012; 98(1): 38-48. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.pneurobio.2012.05.001>
42. Morelli F, Benedetti Y, Díaz M, Grim T, Ibáñez-Álamo JD, Jokimäki J et al. Contagious fear: escape behavior increases with flock size in European gregarious birds. *Ecol Evol*. 2019; 9(10): 6096-6104.

43. Socías-martínez L, Kappeler PM. Catalyzing transitions to sociality: ecology builds on parental care. *Front Ecol Evol.* 2019; 7: 160.
44. Semedo TBF, Libardi GS, Strüssmann C, Berlinck CN, Tomas WM, Garbino GST. Discovery of underground shelters occupied by the Chacoan Marsh Rat after massive wildfires in Pantanal, Brazil. *Therya Notes.* 2022; 3(1): 30-35.
45. Damasceno-Junior G, Guerra A, Pereira AM, Berlinck CN et al. Manejo Integrado do Fogo no Pantanal: Um roteiro para o fogo bom. Cuiabá: Universidade Federal de Mato Grosso do Sul; 2023. Available from: https://www.researchgate.net/publication/376547584_MANEJO_INTEGRADO_DO_FOGO_NO_PANTANAL_-_Um_roteiro_para_o_fogo_bom

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

<http://www.icmbio.gov.br/revistaelectronica/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





A percepção de comunidades tradicionais pantaneiras a respeito dos impactos dos incêndios florestais de 2020

Daniel de Oliveira d'El Rei Pinto^{1*}

 <https://orcid.org/0009-0008-4661-1356>

* Contato principal

Fernando Francisco Xavier²

 <https://orcid.org/0009-0001-8957-2851>

Cesar Augusto Chiroso Horie³

 <https://orcid.org/0000-0002-8440-5819>

Daniel Guimarães Penteado³

 <https://orcid.org/0000-0001-5449-1851>

Claudia Regina Sala de Pinho⁴

 <https://orcid.org/0009-0005-1689-0305>

Edinalda Pereira do Nascimento⁴

 <https://orcid.org/0009-0009-9852-0576>

Waldileno Xavier da Silva⁴

 <https://orcid.org/0009-0009-4036-8735>

Leonida Aires de Souza⁴

 <https://orcid.org/0009-0004-5856-7461>

Lívia Ferreira de Mendonça¹

 <https://orcid.org/0009-0000-4522-5965>

Louiziane Gabrielle Souza Soeiro³

 <https://orcid.org/0009-0008-7778-4460>

¹ Habitat Geo Consultoria, Brasil. <daniel@habitatgeo.com.br, liviamendonca.geo@gmail.com>.

² Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Chapada dos Guimarães/MT, Brasil. <fernando.xavier@icmbio.gov.br>.

³ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Brasil. <cesar.horie@icmbio.gov.br, daniel.penteado@icmbio.gov.br, gabrielle.soeiro@icmbio.gov.br>.

⁴ Rede de Comunidades Tradicionais Pantaneira, Brasil. <claudiapantanal@gmail.com, rctpantaneira@gmail.com, waldilenoxavieardn@gmail.com>.

Recebido em 14/03/2024 – Aceito em 22/08/2024

Como citar:

d'El Rei Pinto DO, Xavier FF, Horie CAC, Penteado DG, Pinho CRS, Nascimento EP, Silva WX, Souza LA, Mendonça LF, Soeiro LGS. A percepção de comunidades tradicionais pantaneiras a respeito dos impactos dos incêndios florestais de 2020. Biodivers. Bras. [Internet]. 2024; 14(4): 183-201. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2568

Palavras-chave: Incêndios florestais; sociobiodiversidade; Pantanal; manejo integrado do fogo.

RESUMO – O presente trabalho apresenta os resultados de uma investigação conduzida junto às comunidades Piúva, Piraim e Barra do São Lourenço, no bioma Pantanal, para avaliar o efeito dos incêndios florestais de 2020 sobre as comunidades e seus modos de vida. Por meio de visitas técnicas, incluindo rodas de conversa e oficinas, nas quais foram colhidos relatos dos participantes, foram identificados impactos diretos e indiretos sobre as comunidades e suas práticas cotidianas, classificados de acordo com o tipo de efeito, sua magnitude e importância. Tais impactos envolvem as atividades econômicas, a saúde pública e o manejo dos recursos naturais do Pantanal. O manejo integrado do fogo e uma abordagem de etnoconservação são sugeridos como estratégia para a atuação do bioma junto às comunidades tradicionais.



The perception of traditional Pantanal communities regarding the impacts of the 2020 forest fires

Keywords: Forest fires; sociobiodiversity traditional communities; Pantanal; integrated fire management.

ABSTRACT – This work presents the results of an investigation conducted with the Piúva, Piraim, and Barra do São Lourenço communities in the Pantanal biome to evaluate the effect of the 2020 forest fires on the communities and their ways of life. Through technical visits, including discussion circles and workshops, in which participants' reports were collected, direct and indirect impacts on the communities and their daily practices were identified, classified according to the type of effect, its magnitude, and importance. These impacts involve economic activities, public health and the management of Pantanal's natural resources. Integrated fire management and an ethnoconservation approach are suggested as strategies for the biome's engagement with traditional communities.

La percepción de las comunidades tradicionales del Pantanal sobre los impactos de los incendios forestales de 2020

Palabras clave: Incendios forestales; sociobiodiversidad; Pantanal; manejo integrado del fuego.

RESUMEN – El presente trabajo presenta los resultados de una investigación realizada en las comunidades de Piúva, Piraim y Barra do São Lourenço, en el bioma Pantanal, para evaluar el efecto de los incendios forestales de 2020 sobre las comunidades y sus modos de vida. A través de visitas técnicas, incluyendo círculos de discusión y talleres, en los cuales se recopilaban relatos de los participantes, se identificaron impactos directos e indirectos sobre las comunidades y sus prácticas cotidianas, clasificados según el tipo de efecto, su magnitud e importancia. Estos impactos involucran actividades económicas, salud pública y el manejo de los recursos naturales del Pantanal. Se sugiere el manejo integrado del fuego y un enfoque de etnoconservación como estrategia para la actuación del bioma junto a las comunidades tradicionales.

Introdução

O presente estudo é resultado das investigações conduzidas pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Sociobiodiversidade Associada a Povos e Comunidades Tradicionais (CNPT), ligado ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), com o objetivo de avaliar os impactos do fogo sobre os povos e comunidades tradicionais do Pantanal em três localidades distintas.

No ano de 2020, o Pantanal teve cerca de um terço da área do bioma afetado por incêndios (3,9 milhões de hectares), tendo sido registrados cerca de 15 mil focos de calor [1]. Segundo Libonati et al. [2], as causas dos incêndios estão relacionadas “a uma combinação de gerenciamento inadequado de incêndios, extremos climáticos, comportamento humano e regulamentações ambientais fracas”. Para Leal Filho et al. [3], os atuais problemas de incêndios no Pantanal se devem a uma combinação de fatores climáticos e atividades humanas na planície

e nos planaltos circundantes, que contribuem para a redução da disponibilidade hídrica na planície. Segundo esses autores, a drenagem de ambientes inundáveis, a ocupação de áreas de preservação permanente e a instalação de usinas hidrelétricas podem afetar o pulso de inundação na planície, o que, combinado com os incêndios, pode comprometer a resposta e recuperação dos ambientes.

Modelos globais preveem um aumento da temperatura, que para o Pantanal pode chegar a mais de 7°C da atual, além da diminuição das chuvas no verão e particularmente, no inverno. A possibilidade de secas mais longas e aumento da evaporação podem afetar o balanço hídrico na região [4], que já possui alta variabilidade interanual de precipitação, segundo análise de tendências mensais de precipitação de 1977 a 2006 [5]. Prevê-se que o escoamento médio anual na região diminua em cerca de 0,1–0,2 mm/dia, e com a redução da umidade relativa em cerca de 4–8%, há uma tendência de aumento da evaporação em cerca de 0,2–0,4 mm/

dia e, conseqüentemente, uma redução na umidade do solo próximo à superfície em cerca de 1–2 mm/dia [4]. Esses fatores, associados a ondas de calor, são determinantes na propagação de incêndios florestais no Pantanal.

A compreensão dos impactos dos incêndios florestais que acometeram o bioma Pantanal em 2020, sobre a biodiversidade e as comunidades tradicionais, é imprescindível para o planejamento de ações de manejo para a conservação. A diversidade de povos e comunidades tradicionais no Pantanal está demonstrada no mapeamento das comunidades tradicionais e grupos sociais de Mato Grosso, elaborado por Silva [6], no qual figuram povos pantaneiros, acampados, agricultores familiares, artesãos, assentados, grupos de siriri, cururu e dança de congo, povos extrativistas, povos indígenas, povos quilombolas e povos ribeirinhos. Sato e colaboradores [7] indicam a existência de 67 comunidades tradicionais apenas no Pantanal Norte, incluindo pescadores e agricultores.

Na planície inundável do Pantanal Norte/MT, Rossetto e Tocantins [8] identificaram cerca de 4,5 mil pescadores profissionais artesanais. No Pantanal Sul/MS, estimativas apontam para cerca de 2.600 pescadores profissionais [9], dados que revelam a diversidade de comunidades e formas de manejo dos ambientes pantaneiros.

Essa diversidade ambiental e cultural indica a necessidade de pesquisas de cunho socioambiental que investiguem a relação de comunidades tradicionais e os ambientes pantaneiros e que possam ampliar o conhecimento sobre o Pantanal e as possibilidades de manejar os recursos naturais do bioma.

Atualmente, o conjunto de fatores que afetam o meio ambiente como um todo, incluindo a perda da diversidade biológica, a extinção de espécies, a perda de *habitat* tem levado os cientistas a denominarem a atual era de *Antropoceno* [10]. Essa acelerada destruição dos recursos e ambientes do planeta tem elevado a discussão das mudanças climáticas ao que se pode ser chamado de “emergência climática” [11]. Nesse cenário de crise, as comunidades tradicionais e seus conhecimentos e formas de manejo dos ambientes podem contribuir para a compreensão de mecanismos e formas de conservação e manejo dos ambientes e espécies. Compreender o impacto dos incêndios florestais sobre essas comunidades implica também a necessidade de se conhecer as formas de uso e manejo dos recursos e incluir, além das

questões que envolvem a perda da biodiversidade, aspectos econômicos, de saúde pública e ameaça aos territórios e à vida humana, aspectos fundamentais para a conservação da vida, do saber-fazer das comunidades e, por decorrência, da própria biodiversidade no Pantanal. O presente trabalho visa identificar e avaliar os impactos do fogo e qualificar os efeitos do impacto sob a ótica dos povos e comunidades tradicionais.

Material e Métodos

Área de estudo

O Pantanal é uma área úmida de importância internacional, formado pelos rios da Região Hidrográfica da Bacia do Alto Paraguai (BAP) e reconhecido patrimônio nacional pela Constituição Federal de 1988 [12]. Está localizado entre os estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, com respectivamente 35% e 65%, de área em cada um desses estados, totalizando cerca de 138 mil km², além de estender-se em áreas da Bolívia e Paraguai [13]. Ainda segundo Silva e Abdon [13], os municípios de Barão de Melgaço (MT) e Corumbá (MS) são aqueles com maior área de seu território no Pantanal (99,2% e 95,6%, respectivamente).

O bioma é uma área relativamente plana no território brasileiro, com um aspecto de anfiteatro, “cujas dinâmicas ecológica e socioeconômica estão fortemente associadas às influências diretas e indiretas advindas das regiões de planalto adjacentes, bem como ao regime hidrológico da Bacia do Alto Rio Paraguai” [14]. Apesar do nome “pantanal” indicar áreas de pântanos, o bioma inclui áreas não inundáveis e pode ser caracterizado como um mosaico de áreas úmidas, com diferentes gradientes climáticos, hidrológicos e topográficos [15].

Segundo Cunha e Junk [16], o Pantanal pode ser classificado como uma área úmida, sujeita a um pulso de inundação sazonal, que promove o intercâmbio lateral de águas, nutrientes e organismos nesse ambiente e que, combinado com as feições geomorfológicas, formam diferentes *macrohabitat* com importância fundamental para a manutenção da diversidade biológica e da produção do sistema. As áreas mais próximas dos canais dos rios são mais profundas e as áreas fora das calhas são mais extensas e mais rasas, inclusive com áreas secas, que constituem a zona de transição aquática e terrestre (ATTZ, do inglês).

O trabalho junto às comunidades tradicionais compreendeu o mapeamento prévio das comunidades a partir da literatura disponível, a articulação com lideranças e a avaliação da percepção dos impactos em três comunidades tradicionais. A escolha das comunidades foi feita em articulação com a Rede de Comunidades Tradicionais Pantaneira, que mobiliza as comunidades em ações sociopolíticas de incidência em políticas públicas do bioma. A Rede é uma entidade da sociedade civil formada por representantes de comunidades pantaneiras dos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, responsável por articular as comunidades e promover o debate de políticas públicas, identidades e conflitos socioambientais no bioma. Ela representa as comunidades no Conselho Nacional de Povos e Comunidades Tradicionais, de caráter consultivo, instituído pelo Decreto Federal n. 8.750, de 09/05/2016, e que tem como objetivo coordenar e monitorar a implementação da Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais. Duas premissas guiaram a escolha. A primeira delas foi a necessidade de contemplar a diversidade de ambientes do bioma pantaneiro, que pudesse refletir as áreas mais altas e mais baixas da planície, com regimes de inundação diferenciados. A segunda premissa foi refletir a diversidade cultural e o impacto que as comunidades sofreram com os incêndios de 2020, incluindo grupos que atuam com pesca artesanal, criação de gado e outras atividades produtivas.

Um protocolo de consulta foi elaborado pela Rede, que definiu as comunidades Piúva e Piraim, caracterizadas como Alto e Médio Pantanal, respectivamente, e a Comunidade da Barra do São Lourenço, indicada como área alagável pela Rede (Figura 1). Elas estão localizadas nos municípios de Barão de Melgaço e Corumbá. Piraim é formada por duas localidades diferentes, sendo uma dessas próxima à área urbana de Barão de Melgaço (Piraim de Cima) e a outra situada na confluência dos rios Piraim e Cuiabá.

Em atenção ao protocolo da Rede (Material Suplementar), as visitas às comunidades foram realizadas com a presença de um de seus coordenadores

Coleta de dados

Foram realizadas visitas técnicas às três comunidades, que permitiram a identificação dos

impactos do fogo vivenciado pelos moradores, além de dar voz e visibilidade a pessoas e lugares frequentemente negligenciados pelo poder público, em duas campanhas de campo.

A primeira delas foi feita entre os dias 30 de maio e 03 de junho de 2022, nas comunidades Piúva, Piraim e Barra do Piraim, no município de Barão de Melgaço/MT. Na comunidade Piúva, foram feitas visitas individuais a algumas famílias e nas comunidades Piraim e Barra do Piraim foram realizadas rodas de conversas. Segundo Moura e Lima [17], “a roda de conversa é, no âmbito da pesquisa narrativa, uma forma de produzir dados em que o pesquisador se insere como sujeito da pesquisa pela participação na conversa e, ao mesmo tempo, produz dados para discussão. É, na verdade, um instrumento que permite a partilha de experiências e o desenvolvimento de reflexões sobre as práticas educativas dos sujeitos, em um processo mediado pela interação com os pares, através de diálogos internos e no silêncio observador e reflexivo”. Essa visita teve um relevante papel no estreitamento do CNPT com as comunidades e os representantes da Rede.

A segunda visita foi realizada entre 28 de novembro e 02 de dezembro de 2022, na Comunidade Barra do São Lourenço, município de Corumbá/MS, onde foi realizada uma roda de conversa e oficina para identificação dos impactos do fogo, além de visita a campo com membros da comunidade. A oficina compreendeu a realização de uma reunião com moradores da comunidade, em horário previamente acordado com os representantes da comunidade e buscou a participação de homens e mulheres de idades diferentes.

Na oficina, os moradores da comunidade foram convidados a identificar os impactos do fogo por eles percebidos, a levantar possíveis soluções para superação de impactos do fogo, além de indicar instituições parceiras da comunidade. Os participantes ranquearam os impactos e possíveis medidas de superação, sinalizando-os com adesivos. Essas abordagens estão baseadas em Mikkelsen [18], que enfatiza que o ranqueamento ou a pontuação de temas de interesse têm sido usados há muito tempo para avaliar expectativas, preferências ou opiniões das pessoas. Para a autora, as abordagens participativas oportunizam que as pessoas decidam sobre suas próprias vidas, ou seja, falem por si mesmas acerca dos problemas que as afligem.

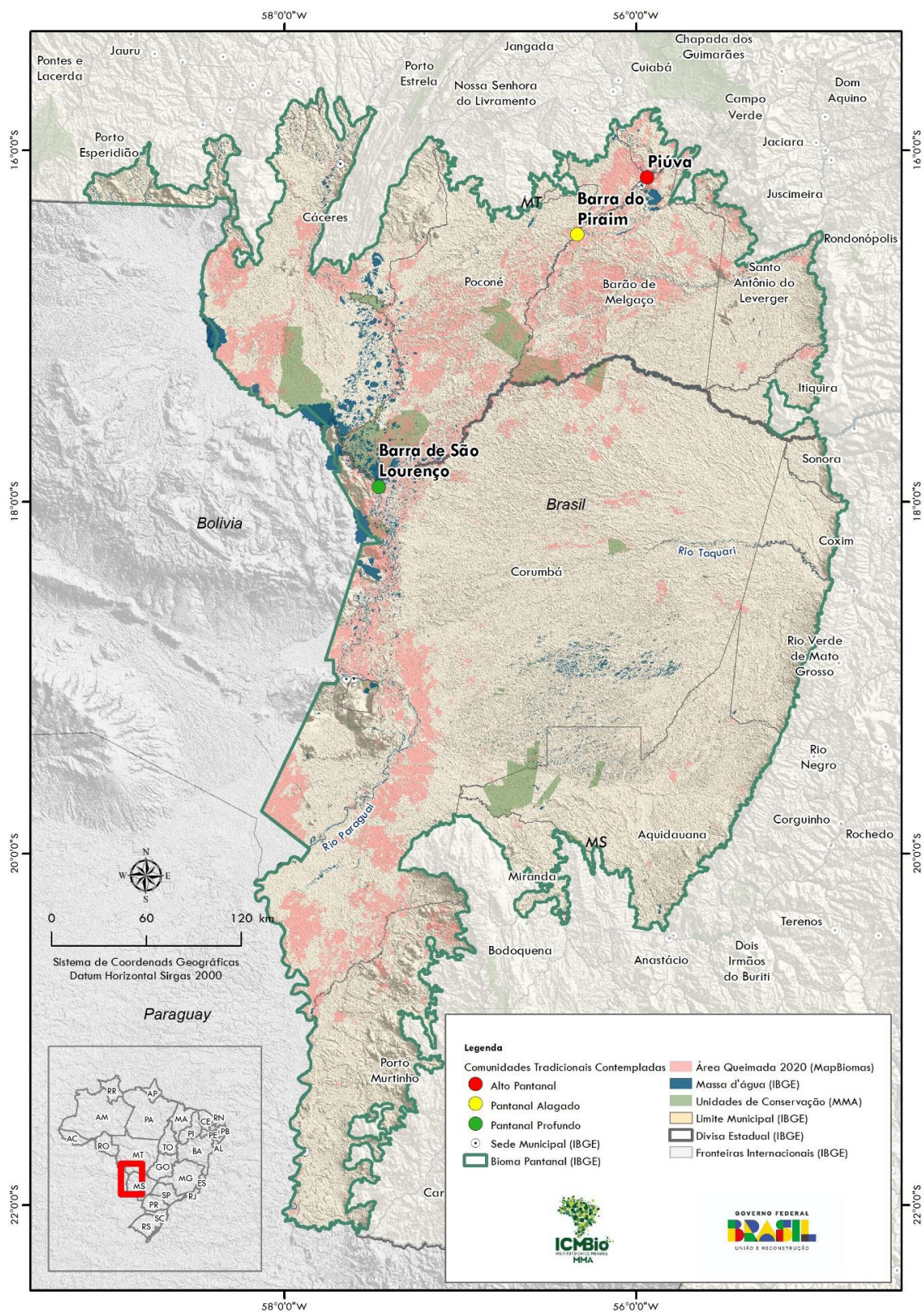


Figura 1 – Mapa da área atingida pelo fogo em 2020 e localização das comunidades do estudo.

Análise dos dados

A identificação e a avaliação de impactos decorrentes de uma determinada situação envolvem uma análise integrada de diversos componentes em interação. Neste estudo, os impactos, sob a ótica das comunidades tradicionais visitadas, foram analisados

por meio da matriz de identificação de impactos, adaptada de Sanchez [19]. O Quadro 1 apresenta os parâmetros utilizados quanto à classificação do impacto (tipo de efeito positivo ou negativo), magnitude (abrangência, temporalidade e duração) e importância (forma, reversibilidade, cumulatividade, sinergismo e mitigabilidade).

Quadro 1 – Parâmetros para a Classificação do Impacto (adaptado de Sanchez, 2013).

Classificação do impacto	
Tipo de efeito	Positivo/Negativo
Magnitude do impacto	
Abrangência	Local/Entorno/Regional
Temporalidade	Curto Prazo/Médio Prazo/Longo Prazo
Duração	Temporária/Cíclica/Permanente
Importância do impacto	
Forma	Direta (ou primária)/Indireta (ou secundária)
Reversibilidade	Reversível/Irreversível
Cumulatividade	Cumulativa/Não Cumulativa
Sinergismo	Sinérgico/Não Sinérgico
Mitigabilidade	Mitigável/Não mitigável

Resultados e Discussão

A visita às comunidades em Barão de Melgaço

permitiu identificar uma matriz preliminar de impactos nas rodas de conversas realizadas (Figura 2).



Figura 2 – Rodas de conversa na Comunidade da Piúva (A), Piraim (B) e Barra do Piraim (C) e Barra do São Lourenço (D).

Nessas reuniões, foi realizado o levantamento preliminar de impactos do fogo vividos pelos ribeirinhos, destacados no Quadro 2.

Quadro 2 – Síntese preliminar de impactos do fogo nas comunidades visitadas.

IMPACTOS DIRETOS
Queima de pasto prejudicando a pecuária, que muitas vezes é praticada em pastos comunitários onde o gado é identificado por marcação
Queima e morte de gado
Destruição de cupinzeiros nas queimadas prejudicando a captura de isca de pesca (tuvira)
Queima da vegetação prejudicando a apicultura devido à floração tardia
Problemas de saúde oriundos da fumaça, atingindo principalmente idosos e crianças
Impactos diretos sobre fauna e flora decorrentes da perda de <i>habitat</i>
IMPACTOS INDIRETOS COM SINERGIA E/OU QUE POTENCIALIZAM IMPACTOS DIRETOS
Desestruturação social e comprometimento da reprodução de peixes e de acesso às comunidades em decorrência da implantação da usina hidrelétrica de Manso
Conflitos territoriais com grandes proprietários de terra (Ex.: RPPN SESC Pantanal/Comunidade Barra do Piraim)

Na segunda campanha de campo, na comunidade de Barra do São Lourenço, foi possível estabelecer um diálogo mais amplo, em uma oficina na qual foram levantados os impactos do fogo e

possíveis formas de superação, além da identificação de potenciais instituições parceiras da comunidade (Quadro 3).

Quadro 3 – Impactos, estratégias de superação e possíveis parceiros levantados durante a oficina na comunidade Barra de São Lourenço.

IMPACTOS
1. Calor intenso;
2. Queima de moradias;
3. Empobrecimento do solo;
4. Secamento dos corixos e baías;
5. Dificuldade de respirar;
6. Mortandade dos peixes pelo calor;
7. Projetos que não refletem a realidade das comunidades do Pantanal;
8. Perda de biodiversidade;
9. Nuvem de cinzas;
10. Perda de vidas;
11. Perda de local de reprodução das espécies;
12. Falta de comunicação, aumentando o risco;
13. Assoreamento;
14. Diminuição da renda da pesca;
15. Diminuição do turismo de pesca;
16. Predação de animais domésticos;
17. Invasão de ratos em áreas de cultivo;
18. Ocorrência de ratos predando caranguejos que são utilizados como isca de pesca, prejudicando atividade pesqueira.
SUPERAÇÃO
• Fazer aceiro no entorno das casas;
• Realizar queima prescrita;
• Diminuir o tempo de resposta das instituições de combate ao fogo;
• Reflorestamento com espécies nativas;
• Parcerias para capacitação e aporte de recursos para as comunidades no combate ao fogo;
• Construção de um posto de combate ao fogo;

• Apoio para reconstrução de moradias;
• Revisão da legislação para que seja permitida a limpeza preventiva ao fogo pela comunidade;
• Limpeza de rios navegáveis (facilitando a navegação e oxigenação das águas);
• Fortalecimento de parcerias para limpeza de rios como ações preventivas;
• Garantia de recursos para conservação do Pantanal;
• Manejo de rios dentro do Parque Nacional (PARNA) do Pantanal Mato-grossense.
POTENCIAIS INSTITUIÇÕES PARCEIRAS
• Governo dos Estados de MT e MS;
• ECOA – Ecologia e Ação
• EMBRAPA Pantanal– Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
• MPF – Ministério Público Federal
• Prefeitura Municipal de Corumbá
• Rede Pantaneira de Comunidades Tradicionais
• ICMBio
• ACERT – Associação Corumbaense das Empresas Regionais de Turismo
• Marinha do Brasil
• Universidades Públicas

Os impactos considerados mais relevantes foram o assoreamento de rios e baías, diminuição da renda e empobrecimento do solo. Como forma de superação, os participantes atribuíram maior peso a medidas para limpeza e desobstrução dos corpos d'água como forma de impedir a expansão da área de fogo e garantir maior mobilidade para navegação,

tanto dos moradores como de profissionais envolvidos no combate aos incêndios (Figura 3).

Os impactos levantados pelas comunidades estão descritos no Quadro 4. Para cada um dos impactos identificados, são tecidas as considerações de acordo com o que foi abordado pelos representantes das comunidades participantes das reuniões ou oficina:



Figura 3 – Resultado da oficina na comunidade Barra do São Lourenço, destacando o ranqueamento dos impactos e ações de superação apontadas (círculos colados nas tarjetas).

Quadro 4 – Impactos do fogo sobre as comunidades tradicionais do Pantanal, de acordo com Sanchez [18].

Id	Impacto	Classificação	Magnitude			Importância				
			Abrangência	Temporalidade	Duração	Forma	Reversibilidade	Cumulatividade	Sinergismo	Mitigabilidade
1	Queima de pasto	Negativo	Regional	Longo prazo	Temporária	Direta	Reversível	Não cumulativa	Não sinérgica	Mitigável
2	Queima e morte de gado	Negativo	Local	Médio prazo	Temporária	Direta	Irreversível	Não cumulativa	Não sinérgica	Não mitigável
3	Destruição de cupinzeiros	Negativo	Local	Médio prazo	Temporária	Indireta	Reversível	Não cumulativa	Não sinérgica	Não mitigável
4	Queima da vegetação	Negativo	Entorno	Médio prazo	Temporária	Indireta	Reversível	Não cumulativa	Não sinérgica	Não mitigável
5	Problemas de saúde	Negativo	Regional	Curto prazo	Temporária/Cíclica	Direta	Irreversível	Cumulativa	Não sinérgica	Não mitigável
6	Perda de <i>habitat</i> da fauna e flora	Negativo	Local	Longo prazo	Temporária	Direta	Reversível	Não cumulativa	Não sinérgica	Mitigável
7	Desestruturação social e comprometimento da reprodução de peixes e de acesso	Negativo	Regional	Longo prazo	Temporária, cíclica ou permanente	Indireta	Reversível	Cumulativa	Sinérgica	Mitigável
8	Conflitos territoriais com grandes proprietários de terra	Negativo	Regional	Longo prazo	Temporária, cíclica ou permanente	Indireta	Reversível	Cumulativa	Sinérgica	Mitigável
9	Calor intenso	Negativo	Regional	Curto prazo	Temporária	Indireta	Reversível	Cumulativa	Sinérgica	Não mitigável
10	Queima de moradias	Negativo	Local	Médio prazo	Temporária	Direta	Reversível	Não cumulativa	Não sinérgica	Não mitigável
11	Empobrecimento do solo	Negativo	Regional	Longo prazo	Permanente	Indireta	Irreversível	Cumulativa	Sinérgica	Mitigável
12	Secamento dos corixos e baías	Negativo	Entorno	Médio prazo e permanente	Temporária, permanente	Indireta	Reversível	Cumulativa	Sinérgica	Mitigável
13	Dificuldade de respirar	Negativo	Entorno	Curto prazo	Temporária	Direta	Reversível	Não cumulativa	Não sinérgica	Mitigável
14	Mortandade de peixes pelo calor	Negativo	Regional	Médio prazo	Temporária	Indireta	Irreversível	Não cumulativa	Não sinérgica	Não mitigável
15	Projetos que não refletem a realidade das comunidades do Pantanal	Negativo	Regional	Longo prazo	Temporária	Indireta	Reversível	Cumulativa	Sinérgica	Mitigável

16	Perda da biodiversidade	Negativo	Regional	Longo prazo	Permanente	Direta	Irreversível	Não cumulativa	Sinérgica	Não mitigável
17	Nuvem de cinzas	Negativo	Local	Curto prazo	Temporária	Direta	Reversível	Não cumulativa	Não sinérgica	Mitigável
18	Perda de vidas	Negativo	Local	Longo prazo	Permanente	Direta	Irreversível	Cumulativa	Não sinérgica	Não mitigável
19	Perda de local de reprodução das espécies	Negativo	Entorno	Longo prazo	Permanente	Direta	Reversível	Cumulativa	Sinérgica	Não mitigável
20	Falta de comunicação	Negativo	Regional	Longo prazo	Temporária	Indireta	Reversível	Cumulativa	Sinérgica	Mitigável
21	Assoreamento	Negativo	Entorno	Médio prazo	Cíclica	Indireta	Reversível	Cumulativa	Sinérgica	Mitigável
22	Diminuição da renda da pesca	Negativo	Regional	Médio prazo	Temporária	Indireta	Reversível	Cumulativa	Sinérgica	Mitigável
23	Diminuição do turismo de pesca	Negativo	Regional	Médio prazo	Temporária	Indireta	Reversível	Não cumulativa	Sinérgica	Mitigável
24	Predação de animais domésticos	Negativo	Entorno	Médio prazo	Temporária	Direta	Irreversível	Não cumulativa	Não sinérgica	Não mitigável
25	Invasão de ratos nas áreas de cultivo	Negativo	Entorno	Médio prazo	Temporária	Direta	Reversível	Cumulativa	Sinérgica	Mitigável
26	Diminuição da abundância de espécies de caranguejo	Negativo	Entorno	Médio prazo	Temporária	Direta	Reversível	Cumulativa	Sinérgica	Mitigável



No presente trabalho, optou-se por não agrupar os diferentes tipos de impactos em categorias, considerando que os mesmos foram elencados *como se encontram descritos* a partir da fala das comunidades. O agrupamento dos impactos em categorias (social, econômico ou ambiental, por exemplo) pode não refletir a fala e a intencionalidade dos ribeirinhos. A destruição dos cupinzeiros pelos incêndios (item 3 do Quadro 4), por exemplo, tem relação estreita com a prática da pesca artesanal, uma vez que os cupins são iscas para a captura de tuviras que, por sua vez, são vendidas como iscas para pescadores amadores, de tal modo que o impacto poderia ser caracterizado como ambiental se levada em conta a perda propriamente dita das colônias de insetos, econômico se se considerar a perda da renda em função da redução da captura e venda de iscas vivas, ou social se considerado um aspecto mais amplo de mobilidade dos pescadores para a busca de novos cupinzeiros ou o impacto da redução da renda a médio prazo no sustento das famílias.

A comunidade apontou a perda de espécies e diferentes *habitat*, o assoreamento dos corpos d'água e outros desequilíbrios ao bioma como impactos relevantes. Segundo os moradores, os caranguejos foram predados por ratos que passaram a ocorrer em abundância após a morte de cobras nas áreas atingidas pelo fogo, evidenciando um possível desequilíbrio nas relações tróficas com consequências diretas ao bem-estar dos ribeirinhos. Os caranguejos são vendidos como iscas vivas pelos ribeirinhos aos pescadores amadores, especialmente na Comunidade da Barra do São Lourenço.

Aspecto parecido foi apontado em relação à predação de animais domésticos, especialmente cães, fenômeno percebido como consequência da diminuição de presas naturais das onças. Não há números exatos sobre a quantidade de animais domésticos predados, mas os relatos remetem a dezenas.

Ressalta-se um aspecto institucional levantado pelos comunitários, que diz respeito à falta de comunicação sobre as ações empreendidas no combate aos incêndios. Especialmente na Comunidade Barra do São Lourenço, foi enfatizada a necessidade de que as comunidades possam estar cientes das ações em andamento nos incêndios, como por exemplo quando e onde são realizadas ações de contrafogo ou sobre a direção das frentes e velocidades dos incêndios, de modo que os moradores possam adotar ações de prevenção em tempo hábil e com segurança. Melhores mecanismos de comunicação junto às comunidades podem reduzir tais riscos.

Destacam-se também aspectos institucionais acerca do manejo das áreas úmidas, especialmente no que concerne à manutenção e limpeza dos corpos hídricos, que na visão dos ribeirinhos se constitui como ação fundamental para a manutenção do fluxo das águas e redução do acúmulo de matéria orgânica nos canais. Em outras palavras, a redução da biomassa é vista pelos moradores como um aspecto importante para a prevenção de incêndios. A queima de pastagens nativas como estratégia de manejo dos moradores foi apontada como uma ação que previne incêndios e evita a morte do gado (comunidade Piúva).

Três aspectos levantados pelas comunidades não têm relação direta aparente com os incêndios, mas atuam de maneira sinérgica em relação a estes, e envolvem a desestruturação dos usos e acessos a recursos naturais e a áreas de moradia e das demais atividades dos ribeirinhos. Foram indicados como “desestruturação social e comprometimento da reprodução de peixes e de acesso”, “conflitos territoriais com grandes proprietários de terra” e “projetos que não refletem a realidade das comunidades do Pantanal” (itens 7, 8 e 15 do Quadro 4).

O primeiro se refere à construção do Aproveitamento Múltiplo de Manso (ou simplesmente Usina Hidrelétrica de Manso) que, segundo os ribeirinhos, reduziu a disponibilidade hídrica no Pantanal, afetando a pesca e potencializando incêndios florestais. Os impactos desse empreendimento são apontados por Calheiros et al. [12], como a redução do desembarque pesqueiro na bacia, o aumento do nível de água do rio Cuiabá no período seco e a diminuição de área de pastagens na fase de seca em comunidades tradicionais ribeirinhas como as da localidade de Mimoso, no município de Barão de Melgaço.

O segundo aspecto se refere ao deslocamento de comunidades com a criação de unidades de conservação no lugar de grandes fazendas do Pantanal. É o caso da Barra do Piraim, onde diversos moradores viviam nas áreas hoje constituídas como Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) SESC Pantanal e na comunidade da Barra do São Lourenço, circundada por outras reservas particulares. No primeiro caso, moradores enfatizaram terem recebido indenizações, mas que estas não foram compatíveis com a perda de áreas para a agricultura e pesca que desempenhavam antes da criação da área protegida. Relatam ainda que há uma fiscalização exagerada, que os impede de utilizar o rio Piraim como utilizavam antes da RPPN. No segundo caso, o

acesso aos rios para a pesca e áreas para extrativismo vegetal foram proibidos com a criação das unidades de conservação. Tais aspectos *per se* não têm relação direta com os incêndios, mas a redução do acesso aos recursos naturais e das áreas de uso das comunidades são mais sentidas quando as áreas são atingidas por incêndios. Os recursos naturais (como madeira, palha, peixe etc.) disponíveis nas proximidades, no interior das áreas protegidas, não pode ser acessado. Isso, somado ao fato de que grande parte das equipes de combate a incêndios são mobilizadas para a proteção das áreas protegidas e não diretamente nas comunidades, segundo informado, cria situações de constrangimento aos moradores e o sentimento de desvalorização das comunidades pantaneiras.

O terceiro aspecto se trata da procura das comunidades por instituições ou pessoas interessadas em implementar projetos sem estrutura ou continuidade – como, por exemplo, projetos de recuperação de áreas queimadas por meio do plantio de espécies inadequadas para o local e sem estrutura de apoio da e para a comunidade – durante e depois dos incêndios florestais. Na visão das comunidades, tais projetos não refletem a realidade local e utilizam os ribeirinhos para melhoria da imagem das instituições proponentes, sem mitigação dos problemas ambientais. Mesmo não tendo sido

um tema cujo debate tenha se esgotado durante a oficina, os participantes entendem que, ainda que se destinem recursos humanos e financeiros para projetos no bioma, muitas vezes não possuem um caráter transformador, sobretudo em relação à sociobiodiversidade.

A diminuição da atividade de pesca amadora e da coleta de iscas vivas são impactos relevantes para as comunidades, porque prejudica diretamente as atividades dos pescadores. Além da dificuldade da coleta de iscas nas comunidades, o deslocamento para pescar em áreas mais distantes aumenta as despesas e reduz o ganho da pesca.

Os impactos do fogo indicados se referem tanto a impactos ambientais quanto às condições socioculturais das comunidades. O registro de tais impactos, sem recategorizações mais amplas pela equipe de pesquisa, foi feito justamente para refletir a percepção das comunidades sobre os incêndios de 2020.

Na Comunidade da Barra do São Lourenço, os impactos identificados e pesos atribuídos têm relação direta com a atividade da pesca artesanal (Gráfico 1), como é o caso da redução de peixes, da redução de iscas (cupins, tuviras, caranguejos, por exemplo) e nas demais atividades econômicas da comunidade (agricultura).

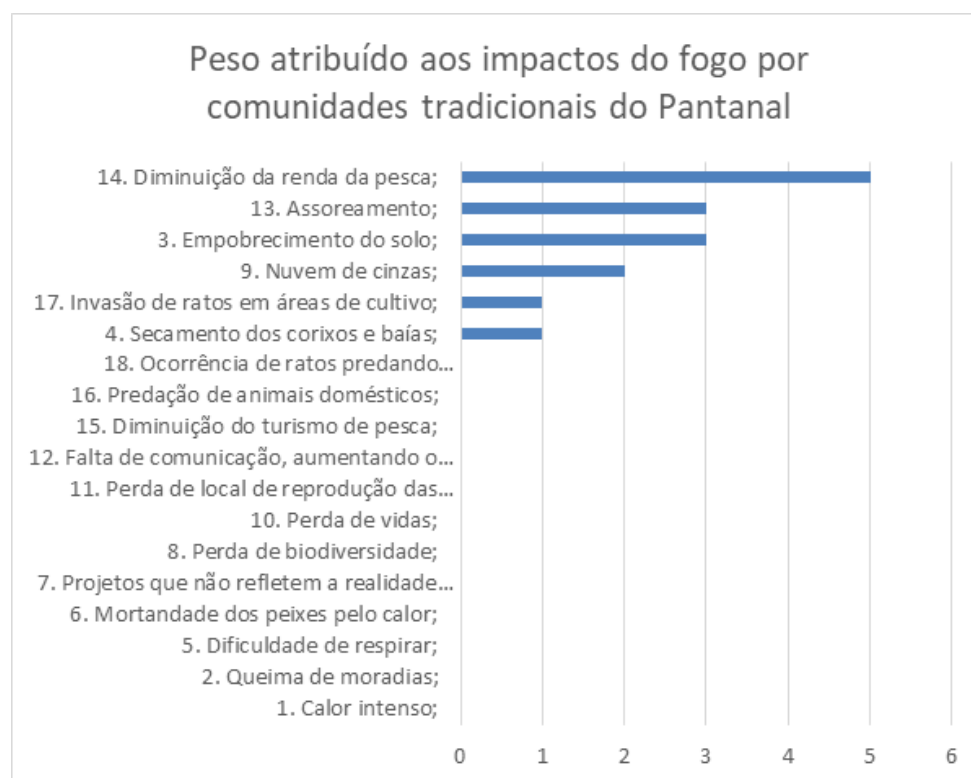


Gráfico 1 – Pontuação dos impactos do fogo nas comunidades tradicionais do Pantanal.

Entre os impactos apresentados, pode-se destacar a questão do acesso aos territórios tradicionais, seja no que se refere a rios e outros cursos d'água para a pesca, seja no estabelecimento de unidades de conservação ou mesmo projetos de desenvolvimento que, na percepção das comunidades, pouco integraram os meios de vida desses povos e comunidades tradicionais no desenvolvimento das políticas públicas para o bioma Pantanal. As políticas de criação de unidades de conservação mantiveram-se, ao longo dos anos, voltadas a estratégias que não integraram a comunidade na definição das áreas protegidas. O mesmo se dá em relação à política de proteção e combate a incêndios florestais. Nos últimos anos, brigadas comunitárias foram formadas nas comunidades, mas a oficina na Comunidade da Barra do São Lourenço indica a necessidade de ampliar o diálogo para o estabelecimento de parcerias no manejo do fogo.

Dentre as possíveis soluções apontadas pelos participantes da oficina, o “Fortalecimento de parcerias para limpeza de rios como ações preventivas” e a “Limpeza de rios navegáveis (facilitando a navegação e oxigenação das águas)”, foram aqueles que tiveram maior peso atribuído, com 6 e 5 indicações respectivamente. O acesso e a limpeza de rios e outros cursos d'água navegáveis pode ser uma possibilidade de mitigação de impactos dos incêndios. Segundo as comunidades, a limpeza de corpos d'água reduz a quantidade e o tempo de permanência de material vegetal flutuante nesses canais, o que reduz os riscos e a magnitude de incêndios florestais. Na região da Barra do São Lourenço, por exemplo, os pescadores afirmam que a limpeza do batume (capim flutuante) nas baías no período de novembro a dezembro poderia propiciar seu deslocamento com o aumento do fluxo da água, uma vez que o capim pode ser carregado pelo vento, reduzindo os riscos de incêndio no período mais seco. Ao mesmo tempo, essa limpeza propicia aos pescadores artesanais o acesso a uma maior rede de baías e, por isso, favorece a oferta de iscas para sua atividade, reduzindo a pressão sobre populações isoladas de iscas. Tal estratégia de manejo precisa ser testada, de maneira que o conhecimento tradicional pode ser um elemento importante a ser incorporado no manejo dos ambientes inundáveis do Pantanal por órgãos de gestão ambiental, como o ICMBio, na gestão das paisagens a serem protegidas. Essa perspectiva de conservação embasa um enfoque conservacionista denominado *etnoconservação*, com importância especial nas estratégias de conservação *in situ*, no manejo dos recursos naturais, na relação

com a ocupação do território das comunidades tradicionais e com a dinâmica dos ecossistemas naturais [20]. Ela reconhece a diversidade ambiental como consequência de uma relação histórica entre comunidades tradicionais e os ambientes e propõe a participação das comunidades e a incorporação de conhecimentos tradicionais e científicos, em igual importância, na formulação de políticas de conservação [21].

As instituições parceiras para a superação dos problemas elencados são importantes atores para a articulação de ações de pesquisa, recuperação ambiental, combate a incêndios e para a consecução de outras políticas públicas, como a construção de moradias, como ficou evidenciado na Comunidade da Barra do São Lourenço. Há confiança demonstrada pela comunidade nos órgãos públicos das três esferas de governo, sendo que o ICMBio figura como destaque na garantia das áreas de pesca e moradia da comunidade, seja em relação às unidades de conservação estabelecidas ou na proposição de novas áreas. O Ministério Público Federal e a ONG Ecoa, atuantes na comunidade, também figuram como parceiros potenciais. Dos impactos elencados no Quadro 4, 73% podem ser considerados reversíveis, o que abre possibilidades de atuação das instituições para ações de prevenção, combate ou recuperação pós incêndios, ou na elaboração de políticas públicas junto às comunidades, como moradia, por exemplo.

No caso do fogo, o ICMBio tem adotado a perspectiva de manejo integrado do fogo (MIF) em várias unidades de conservação [22], sendo que tais práticas tradicionais aqui descritas e a própria integração com as comunidades pode ser uma estratégia a ser adotada no MIF no Pantanal. O manejo pode contribuir para evitar grandes incêndios e queimadas inadequadas, trazendo o fogo para dentro de um regime previsível, que pode ser manejado de modo seguro e eficiente, com vistas à conservação da sociobiodiversidade pois considera a cultura, o manejo e a ecologia do fogo [23]. No Pantanal, as áreas protegidas estão adotando o conceito do MIF – em fase de implantação na Estação Ecológica de Taiaí, em fase de elaboração no PARNA do Pantanal Matogrossense, e já é realidade em terras indígenas (TI) Kadiweu e Terena. Análises da ocorrência do fogo dentro da TI Kadiweu, antes e após o MIF, com aplicação de queimas prescritas, mostram uma diminuição da área queimada, menor número de focos de calor nos períodos de menor precipitação e menores cicatrizes de queima [24].

A implementação do MIF nas terras indígenas possibilitou a integração das realidades socioculturais e das necessidades ecológicas com abordagens tecnológicas, proporcionando o resgate do conhecimento tradicional sobre o uso do fogo e o desenvolvimento de uma metodologia de planejamento e aplicação que respeita e valoriza as comunidades locais [25]. Faz parte de um processo de mudança de paradigma, de uma “política de fogo zero” para o MIF, que reconhece o importante papel ecológico do fogo em alguns ecossistemas, com elevada importância para a inclusão da participação social [23][26][27].

Nas comunidades ribeirinhas do Pantanal, o fogo é manejado para roças e renovação de pastagem, práticas ancestrais e transmitidas por gerações. Nas comunidades de Piraim de Baixo e no rio Cuiabá, houve relatos que a proibição de “cortar mato e botar fogo”, fez acumular muito combustível “apodrecendo no chão”. Quando o fogo atinge tais áreas não manejadas, o controle se torna muito difícil. Durante décadas a política do “fogo zero” considerou o fogo como um problema a ser prevenido e combatido, principalmente quando se trata de áreas protegidas. No entanto, essa condição tem sido revista. A justificativa é que, ao eliminar o fogo, há uma tendência de acúmulo de biomassa combustível, e consequentemente, maior sujeição a incêndios de alta intensidade, o que não ocorre em áreas esporadicamente queimadas.

Portanto, em sistemas complexos, onde os eventos de fogo dependem de uma série de fatores ecológicos, climáticos e sociais, que se insere o MIF. Nesta abordagem, são considerados diversos fatores na tomada de decisão de inserir ou não o fogo no manejo das áreas. O MIF considera o conhecimento disponível para analisar as necessidades e impactos socioeconômicos, os atributos ecológicos do fogo no ambiente e as ações de manejo, entre elas o planejamento de ações de prevenção, a supressão e o uso do fogo, o manejo de combustível com objetivo de diminuir a ocorrência de combate a incêndios florestais, a valorização do conhecimento tradicional e a conservação da biodiversidade, em uma perspectiva de manejo adaptativo [23]. Para tanto, é imprescindível o aporte da pesquisa científica.

No presente trabalho, as comunidades observaram que os incêndios de 2020 “limparam” um pouco as áreas, antes mais fechadas, mas muitas árvores morreram também. Foram relatados prejuízos de queimas de pastagens e cercas, além de cabeças de gado. Nas comunidades consultadas, tais

impactos afetaram as cadeias produtivas de mel e da pesca profissional, especialmente a captura de iscas vivas que, por sua vez, são comercializadas para a pesca esportiva. Os incêndios do verão de 2019/2020 tiveram custos em termos de danos em propriedades, biodiversidade, saúde pública e na economia. As queimas prescritas são essenciais para manejar esses incêndios [28].

Uma revisão sobre o impacto dos incêndios florestais na saúde mental analisou 254 estudos e observou um aumento nas taxas de transtorno de estresse pós-traumático, depressão e ansiedade generalizada, tanto na fase aguda após os incêndios como anos depois [29]. Nenhum desses estudos foi realizado no Brasil, mas é possível que processos semelhantes ocorram nas comunidades do Pantanal. Na comunidade da Barra do São Lourenço, em 2020, moradores observaram por semanas, as fumaças crescentes, clarões no horizonte durante a noite, anunciando o incêndio que se aproximava que atingiu a comunidade, causando transtornos econômicos e ao bem-estar das pessoas.

O desenvolvimento da resiliência dessas comunidades é possível quando governos, sociedade civil e setor privado, fazem escolhas inclusivas, que dão prioridade à redução de riscos, equidade e justiça; os processos de tomada de decisão, o financiamento e as ações integram todos os níveis de governança [30]. Melhorar o acesso a recursos financeiros adequados é importante, especialmente para as comunidades colocadas em situação de vulnerabilidade, como é o caso das comunidades atingidas pelos incêndios e visitadas, para atendimento de suas necessidades.

Dentre os impactos relatados pelas comunidades, o ataque de onças a animais domésticos foi um ponto de destaque. Parece haver múltiplos fatores que podem levar ao aumento dos ataques de onças no Pantanal. São necessários estudos para avaliar detalhadamente essas condições de risco, seja por meio de percepções de moradores, como de estudos sistemáticos para levantamento de ocorrências de onças e presas, próximas às comunidades.

Além da compreensão dos impactos causados pelo fogo e da prevenção de novos incêndios por meio do MIF, uma outra linha de conhecimento envolve a recuperação das áreas mais queimadas: o próprio sistema de inundação. No Pantanal, onde a dinâmica hidrológica e pulsos de inundação atuam como forças motrizes/propulsoras, a recuperação de ambientes degradados é uma tarefa complexa e desafiadora. Modelos de recuperação para esse tipo

de ecossistema têm sido exaustivamente buscados em vários países. Consequentemente, o sucesso das ações de recuperação exige planejamento, bem como conhecimento sobre a dinâmica de inundação (frequência, amplitude e duração), distribuição das espécies e as peculiaridades de cada *macrohabitat*. A participação das comunidades tradicionais na recuperação do Pantanal, levando-se em consideração o que as próprias comunidades apontaram acerca da necessidade de construção de políticas públicas vinculadas à sua realidade sociocultural, pode ser fator importante para a convergência de ações nesse sentido. Iniciativas envolvendo as comunidades e organizações ambientalistas já se mostram presentes em comunidades do bioma, como é o caso de projetos levados a cabo em Corumbá e Cáceres, envolvendo comunidades tradicionais e organizações ambientalistas.

Conclusão

O presente trabalho identificou a percepção dos impactos do fogo nas comunidades visitadas em três regiões distintas do Pantanal. Os impactos identificados são uma inferência do panorama geral de como a biodiversidade e as comunidades tradicionais têm sido afetadas por incêndios florestais extremos no bioma. Considerando a variação ambiental das diferentes regiões que formam o bioma e a diversidade de grupos sociais e formas de organização, é necessário o desenvolvimento de mais estudos sobre o tema em outras comunidades pantaneiras.

O rol de impactos oportunizou a discussão acerca da fragilidade das comunidades no Pantanal e a suscetibilidade das mesmas à ocorrência de grandes incêndios, como foram os incêndios de 2020. Problemas relacionados à saúde, renda, segurança, práticas agropastoris, perda da biodiversidade e da disponibilidade hídrica no Pantanal, bem como problemas fundiários e institucionais, foram considerados em conjunto, na visão das comunidades, denotando uma visão integrada da situação pelos ribeirinhos.

Ações de prevenção e combate a incêndios florestais no Pantanal demandam o esforço de governo e sociedade na definição de estratégias e ações para garantir o bem-estar das pessoas e a conservação da natureza e precisam incluir o protagonismo das comunidades tradicionais pantaneiras, detentoras de um saber-fazer tradicional, que em muito pode contribuir para estratégias de conservação e

manejo das espécies, ecossistemas e paisagens no Pantanal, numa perspectiva de *etnoconservação*, na qual os saberes tradicionais e acadêmicos podem articular soluções para a crise ambiental instalada. Adicionalmente, mudanças no paradigma da relação do homem e o fogo com experiências exitosas apontam na direção do MIF como uma potente ferramenta para conservação da sociobiodiversidade pantaneira. De modo similar, ações de recuperação ambiental podem ser levadas a cabo com maior êxito, considerando a realidade sociocultural das comunidades e as características ecológicas do bioma Pantanal.

O protocolo (Material Suplementar: https://drive.google.com/file/d/16vWp1bNzUdCw_U4RA7SNo9Q5LWudEu7p/view?usp=sharing), desenvolvido pela Rede de Comunidades Tradicionais Pantaneira, que orientou a realização dos estudos, pode servir como modelo e orientação para pesquisas envolvendo as diversas comunidades tradicionais no Pantanal.

Agradecimentos

Agradecemos à Rede de Comunidades Tradicionais Pantaneira pelo apoio e pelo protagonismo nas ações desenvolvidas com o CNPT/ICMBio, às comunidades tradicionais participantes e às equipes do PARNA do Pantanal Mato-grossense e do PARNA da Chapada dos Guimarães pelo apoio logístico ao projeto.

Referências

1. Marques JF, Alves MB, Silveira CF, Silva AA, Silva TA, Santos VJ et al. Fires dynamics in the Pantanal: Impacts of anthropogenic activities and climate change. *Journal of Environmental Management*. 2021; (299): 113586. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113586>
2. Libonati R, DaCamara CC, Peres LF, Sander de Carvalho LA, Garcia LC. Rescue Brazil's burning Pantanal wetlands. *Nature*. 2020 Dec 8; 588(7837): 217-219. doi: 10.1038/d41586-020-03464-1.
3. Leal W Filho, Azeiteiro UM, Salvia AL, Frizen B, Libonati R. Fire in paradise: why the Pantanal is burning. *Environmental Science and Policy*, 2021(123): 31-34 Available from: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.05.005>
4. Marengo JA, Oliveira GS, Alves LM. Climate change scenarios in the Pantanal. In: Bergier I, Assine ML (eds.). *Dynamics of the Pantanal wetland in South*

- America. The Handbook of Environmental Chemistry. Cham: Springer, 2016; 37: 227-238. Doi: <https://doi.org/10.1007/9783319187341>. Disponível em: <<http://www.springer.com/br/book/9783319187341>>. Acesso em: 12 fev. 2024.
5. Cardoso MRD, Marcuzzo FFN. Mapeamento de três décadas da precipitação pluviométrica total e sazonal do bioma Pantanal. Anais do 3º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal. Cáceres, MT. 2010. P. 84-94
 6. Silva RA. Do invisível ao visível: o mapeamento dos grupos sociais do estado de Mato Grosso – Brasil [tese]. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 2011. 222f.
 7. Sato M, Jaber M, Silva R, Quadros I, Alves ML. Mapeando os territórios e identidades do Estado de Mato Grosso, Brasil. Cuiabá: EdUFMT. 2013. 203p.
 8. Rossetto OC, Tocantins N. Características socioeconômicas dos pescadores profissionais artesanais da Bacia do Alto Paraguai (BAP) e do Pantanal norte mato-grossense. In: Rossetto OC, Tocantins N (orgs.). Porto Alegre: Imprensa Livre, Compasso, Lugar, Cultura. 2015; p. 157-192.
 9. Chiaravalloti RM, Catella, A, Siqueira AL, Pesca profissional artesanal no Pantanal sul: histórico, manejo dos recursos e recomendações para a sustentabilidade. Biodiversidade Brasileira, 2022; 12(2): 1-15. DOI: 10.37002/biobrasil.v12i2.1987
 10. Baldauf C, Lunardi VO. Multiple perspectives on biodiversity conservation: from concept to heated debate. In: Baldauf C (ed.). Participatory biodiversity conservation - concepts, experiences, and perspectives. Cham: Springer Nature Switzerland; 2020. p. 15-32.
 11. Ripple WJ, Wolf C, Newsome TM, Barnard P, Moomaw WR et al. World Scientists' Warning of a Climate Emergency. BioScience; 2020; 70(1): 8-12. doi:10.1093/biosci/biz088
 12. Calheiros DF, Castrillon SIK, Bampi AC. Hidrelétricas nos rios formadores do pantanal: ameaças à conservação e às relações socioambientais e econômicas pantaneiras tradicionais. Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais 2018. 9(1): 119-139 DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.001.0009>
 13. Silva JSV, Abdon MMM. Delimitação do Pantanal Brasileiro e Suas Sub-Regiões. Pesquisa Agropecuária Brasileira; 1998; 33: 1703-1711.
 14. IBGE. Biomas e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250.000. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE; 2019.
 15. Mcglue MM, Guerreiro RL, Bergier I, Silva A, Pupim FN, Oberc V et al. Holocene stratigraphic evolution of saline lakes in Nhecolândia, southern Pantanal wetlands (Brazil). Quaternary Research 2017(88): 472-490. Doi: <https://doi.org/10.1017/qua.2017.57>
 16. Cunha CN, Junk WJ. Parte II: A Classificação dos macrohabitats do Pantanal Mato-Grossense. In: Cunha CN, Piedade MTF, Junk WJ (eds.). Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats. Cuiabá: EdUFMT; 2015. p. 83-130.
 - Diegues ACS. Etnoconservação da natureza: enfoques alternativos. In: Diegues ACS (org.). Etnoconservação: novos rumos para a conservação da natureza. São Paulo: Hucitec. 2000. p. 01-46
 17. Moura AF, Lima MG. A Reinvenção da Roda: Roda de Conversa, um instrumento metodológico possível. RTE [Internet]. 31º de julho de 2014 [citado 10º de novembro de 2024]; 23(1): 95-103. Disponível em: <https://periodicos.ufpb.br/index.php/rteo/article/view/18338>
 - Myers RL. Convivendo com o fogo— manutenção dos ecossistemas & subsistência com o manejo integrado do fogo. Tallahassee: The Nature Conservancy. 2006. 28p.
 18. Mikkelsen B. Methods for development work and research: a guide for practioners. New Delhi: Sage; 1995. 296p.
 19. Sánchez LE. Avaliação de Impacto Ambiental: Conceitos e Métodos. São Paulo: Oficina de textos. 2013. 583p.
 20. Pereira BE, Diegues ACS. Conhecimento de populações tradicionais como possibilidade de conservação da natureza: uma reflexão sobre a perspectiva da etnoconservação. Desenvolvimento e Meio Ambiente; 2010; 22: 37-50.
 21. Diegues 2020.
 22. Franke J, Barradas ACS, Borges KMR, Hoffman AA, Orozco Filho JC, Ramos RM et al. Prescribed burning and integrated fire management in the Brazilian Cerrado: demonstrated impacts and scale-up potential for emission abatement. Environ. Res. Lett. 19 (2024) 034020. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ad2820>
 23. Myers RL. 2006. Living with fire: sustaining ecosystems & livelihoods through integrated fire management. Nature Conservancy, Global Fire Initiative.
 24. Brasil. Plano de Ação para o Manejo Integrado do Fogo no Bioma Pantanal. Centro Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais – Prevfogo/IBAMA. 2023.
 25. Falleiro RM, Santana MT, Berni CR. As contribuições do Manejo Integrado do Fogo para o controle dos incêndios florestais nas Terras Indígenas do Brasil. Biodiversidade Brasileira, 2016; 6(2): 88-105.
 26. Steil L. Brazil's evolving approach to fire – Fire management is shifting from a “zero fire” policy towards integrated fire management. Tropical Forest Update, 2015; 24(2): 09-11.
 27. Vázquez-Varela C, Martínez-Navarro JM, Abad-González L. Traditional Fire Knowledge: A Thematic

Synthesis Approach. *Fire* 2022, 5(2): 47. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/fire5020047>. Doi: <https://doi.org/10.3390/fire5020047>

28. Nguyen HD, Azzi M, White S, Salter D, Trieu T, Morgan G et al. The Summer 2019-2020 Wildfires in East Coast Australia and Their Impacts on Air Quality and Health in New South Wales, Australia. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2021; 18: 3538. <https://doi.org/10.3390/ijerph18073538>

29. To P, Ebomeire E, Agyapong VIO. The impact of wildfires on mental health: a scoping review. *Behav. Sci.* 2021; 11(9): 126. Disponível em: doi: 10.3390/bs11090126. DOI: <https://doi.org/10.3390/bs11090126>

30. IPCC. Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland; 2023. P. 1-34, doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.001.

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

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

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

ISSN: 2236-2886





Diagnóstico do impacto de incêndios em macro *habitat* na RPPN SESC Pantanal sobre o ponto de vista de dados multiespectrais obtidos por RPAS/drone

Gustavo Manzon Nunes^{1*}

 <https://orcid.org/0000-0002-5124-5898>

* Contato principal

Cátia Nunes da Cunha²

 <https://orcid.org/0000-0002-5990-3437>

Nubia Silva¹

 <https://orcid.org/0000-0001-5458-883X>

¹ Universidade Federal de Mato Grosso/UFMT, Departamento de Engenharia Florestal, Laboratório de Sensoriamento Remoto e Geotecnologias/LabSensoR-FENF, Cuiabá/MT, Brasil. <gustavo.nunes@ufmt.br, nubiaengflorestal@gmail.com>.

² Instituto Nacional de Ciências e Tecnologia em Áreas Úmidas/INAU; Universidade Federal de Mato Grosso/UFMT, Cuiabá/MT, Brasil. <biocnc@gmail.com>.

Recebido em 11/03/2024 – Aceito em 03/12/2024

Como citar:

Nunes GM, Nunes da Cunha C, Silva N. Diagnóstico do impacto de incêndios em macro *habitats* na RPPN SESC Pantanal sobre o ponto de vista de dados multiespectrais obtidos por RPAS/drone. Biodivers. Bras. [Internet]. 2024; 14(4): 202-225. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2570

Palavras-chave: Áreas Úmidas, Sensoriamento Remoto, Alta Resolução, Análise Temporal.

RESUMO – O ano de 2020 foi impactante devido à alta intensidade de incêndios no Pantanal. Deste modo, foram criados esforços nos mais variados campos do conhecimento para analisar e diagnosticar as causas e consequências desses incêndios. Tendo em vista a inovação com o uso de sensores multiespectrais integrados em RPAS, este trabalho visou monitorar e mapear temporalmente macro *habitat* na RPPN SESC Pantanal, caracterizando a cobertura da vegetação e as severidades causadas pelos incêndios ocorridos no ano de 2020. Foram realizados mapeamentos em três áreas com distintos macro *habitat* para os anos de 2019, 2020 e 2021, utilizando a câmera multispectral Micasense Altum e métodos de processamento avançados. Observou-se maior severidade causada pelos incêndios na Área 3 – Campina, seguida da Área 1 – Mata Seca com Tabocal com Campina e Área 2 – Mata Seca com Acuri. Os macro *habitat* mais afetados foram o Tabocal e Campina, com temperaturas pós incêndio superiores a 65°C. Estudos com dados calibrados e de alta resolução espacial e espectral são fundamentais para a compreensão da dinâmica de ambientes naturais, sobretudo de Áreas Úmidas que são altamente sensíveis. Os resultados obtidos permitem a melhor gestão da reserva e fornecem informações para órgãos ambientais de esfera estadual e federal acerca dos impactos dos incêndios no bioma Pantanal, subsidiando ações de conservação de Áreas Úmidas.

Diagnostic of the impact of fires on macro *habitat* in the PRNH SESC Pantanal from the point of view of multispectral data obtained by RPAS/drone

Keywords: Wetlands, Remote Sensing, High Resolution, Temporal Analysis.

ABSTRACT – The year 2020 was impactful due to the high intensity of fires that occurred in the Pantanal. In this way, efforts were created in the most varied fields of knowledge to analyze and diagnose the causes and consequences in the environment. Considering the innovation with the use of multispectral sensors integrated into RPAS, this work aimed to monitor and temporally map existing macro *habitat* in the PRNH SESC Pantanal, allowing the characterization of vegetation coverage and the severity caused by the fires that occurred in 2020. Three areas with distinct macro *habitat* were mapped for the years 2019, 2020 and 2021, using the Micasense Altum multispectral camera and advanced processing methods. The Area 3 – Campina, had the highest level of severity in the impact of the fires, followed by Area 1 – Mata Seca with Tabocal with Campina and Area 2 – Mata Seca with Acuri. The most affected macro *habitat* were Tabocal and Campina, where with thermal data information was obtained on temperatures in degrees Celsius above 65°C in the areas affected after the fire. Studies using calibrated data with high spatial and spectral resolution are fundamental for the complete radiography of natural environments, especially humid areas that are highly sensitive. The results obtained allow better management of the reserve and effective results for state and federal environmental agencies regarding the impacts of fires in the Pantanal biome, allowing subsidizing actions aimed at the conservation of Wetlands.

Diagnosis del impacto del fuego sobre los macro *hábitat* en RPPN SESC pantanal desde el punto de vista de datos multiespectrales obtenidos por RPAS/drone

Palabras clave: Humedales, Teledetección, Alta Resolución, Análisis Temporal.

RESUMEN – El año 2020 fue impactante por la alta intensidad de incendios ocurridos en el Pantanal. De esta manera, se crearon esfuerzos en los más variados campos del conocimiento para analizar y diagnosticar las causas y consecuencias en el medio ambiente. Considerando la innovación con el uso de sensores multiespectrales integrados en RPAS, este trabajo tuvo como objetivo monitorear y mapear temporalmente los macro *hábitat* existentes en la RPPN SESC Pantanal, permitiendo caracterizar la cobertura vegetal y la severidad causada por los incendios ocurridos en 2020. Se realizaron mapeos en tres áreas con diferentes macro *hábitat* para los años 2019, 2020 y 2021, utilizando la cámara multiespectral Micasense Altum y métodos avanzados de procesamiento. El Área 3 – Campina, tuvo el mayor nivel de severidad en el impacto de los incendios, seguida por el Área 1 – Mata Seca con Tabocal con Campina y el Área 2 – Mata Seca con Acuri. Los macro *hábitat* más afectados fueron Tabocal y Campina, donde con datos térmicos se obtuvo información de temperaturas en grados centígrados superiores a 65°C en las zonas afectadas tras el incendio. Los estudios que utilizan datos calibrados con alta resolución espacial y espectral son fundamentales para la radiografía completa de ambientes naturales, especialmente áreas húmedas que son altamente sensibles. Los resultados obtenidos permiten una mejor gestión de la reserva y resultados efectivos para las agencias ambientales estatales y federales sobre los impactos de los incendios en el bioma Pantanal, permitiendo subsidiar acciones dirigidas a la conservación de los Humedales.

Introdução

As áreas úmidas (AUs) encontram-se em um cenário preocupante: um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo, mesmo após a criação de tratados internacionais que incentivam o seu inventário e ações de proteção [1]. São áreas de importância ecológica e econômica, além de poderem influenciar climas locais e regionais graças a suas interações dinâmicas com a atmosfera [2].

A convenção de Ramsar reconhece o Pantanal entre os ambientes aquáticos mais importantes mundialmente, onde situa-se a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Sesc Pantanal, criada em 1997. Essa unidade de conservação (UC) particular reconhecida como sítio Ramsar desde 2001 [3], é considerada uma área prioritária para conservação da biodiversidade [4].

Durante o ano de 2020, o bioma Pantanal enfrentou a seca mais severa das últimas décadas, acompanhada de temperaturas quase recordes [5][6], culminando na ocorrência de incêndios catastróficos. Espera-se que a modulação da seca pelo aquecimento da temperatura da superfície do mar (TSM) nos oceanos Pacífico e Atlântico continue impactando o Pantanal [7], contribuindo para ampliar a suscetibilidade do bioma às queimadas.

Com o advento das geotecnologias, as aplicações das técnicas de coleta de dados através de sensores e processamento de imagens têm sido empregadas em diversas áreas do conhecimento. No mapeamento e classificação de áreas úmidas, o sensoriamento remoto tem demonstrado bons resultados [8]. Uma tecnologia recentemente lançada no mercado, e que tem apresentado boa aceitação em pesquisas sobre vegetação, são as aeronaves remotamente pilotadas (RPAs) [9][10]. Em estudo realizado por [11] utilizando análise orientada a objetos (OBIA), pesquisadores mapearam a cobertura vegetal e a dinâmica de ocorrência de uma espécie de samambaia que se proliferou em uma área úmida de Vereda, no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães (Mato Grosso, Brasil), em resposta a uma queima prescrita. Nesse sentido, pode-se inferir que o fogo atuou como renovador da vegetação e, até um ano após a queima, foi suficiente para inibir o crescimento da samambaia no mesmo local,

dando oportunidade de estabelecimento de outras espécies, como gramíneas, mesmo que em pequenas quantidades.

Em pesquisa realizada por [12], envolvendo o manejo integrado do fogo (MIF) e utilizando a câmera multiespectral Micasense Altum, foi avaliado o efeito das queimadas prescritas realizadas em 2021 em três áreas dentro da RPPN Sesc Pantanal. Análises de dados multiespectrais e térmicos foram conduzidos em parcelas de 1 ha em três períodos do ano: temporada de queima precoce (período do ano com mais umidade), intermediária e tardia (período do ano mais seco). A classificação do uso e cobertura da terra utilizando o sensor multiespectral e a banda termal possibilitou diferenciar a cobertura vegetal antes e após as queimadas. O processamento com a geração do índice de área queimada (BAI) indicou que as queimadas prescritas foram mais eficientes em macro *habitat* campestres, reduzindo as espécies de gramíneas. Além disso, evidenciou-se que a prática do MIF com queimadas precoces e intermediárias, realizadas antes do período auge de estiagem, é a melhor opção para reduzir o acúmulo de biomassa.

Tendo em vista a inovação com o uso de sensores multiespectrais integrados em RPAS, esta pesquisa teve como objetivo mapear temporalmente os macro *habitat* existentes em três áreas de estudo na RPPN Sesc Pantanal entre os anos de 2019 a 2021. Essa abordagem visa caracterizar a cobertura da vegetação e avaliar os impactos causados por incêndios ocorridos no ano de 2020.

Material e métodos

Área de estudo

A área em que foi realizado este estudo é uma UC federal de uso sustentável denominada Reserva Natural do Patrimônio Particular (RPPN) Sesc Pantanal (Figura 1), e possui uma área total de 106.308,85 ha. A UC está situada no estado de Mato Grosso, município de Barão de Melgaço, a 140 km da capital, Cuiabá, na mesorregião Centro-Sul, microrregião do Alto Pantanal, entre as coordenadas geográficas 16° 28' 31" Sul e 56° 30' 5" Oeste [13]. A área é considerada plana, com altitudes variando entre 101 e 117 metros [3].

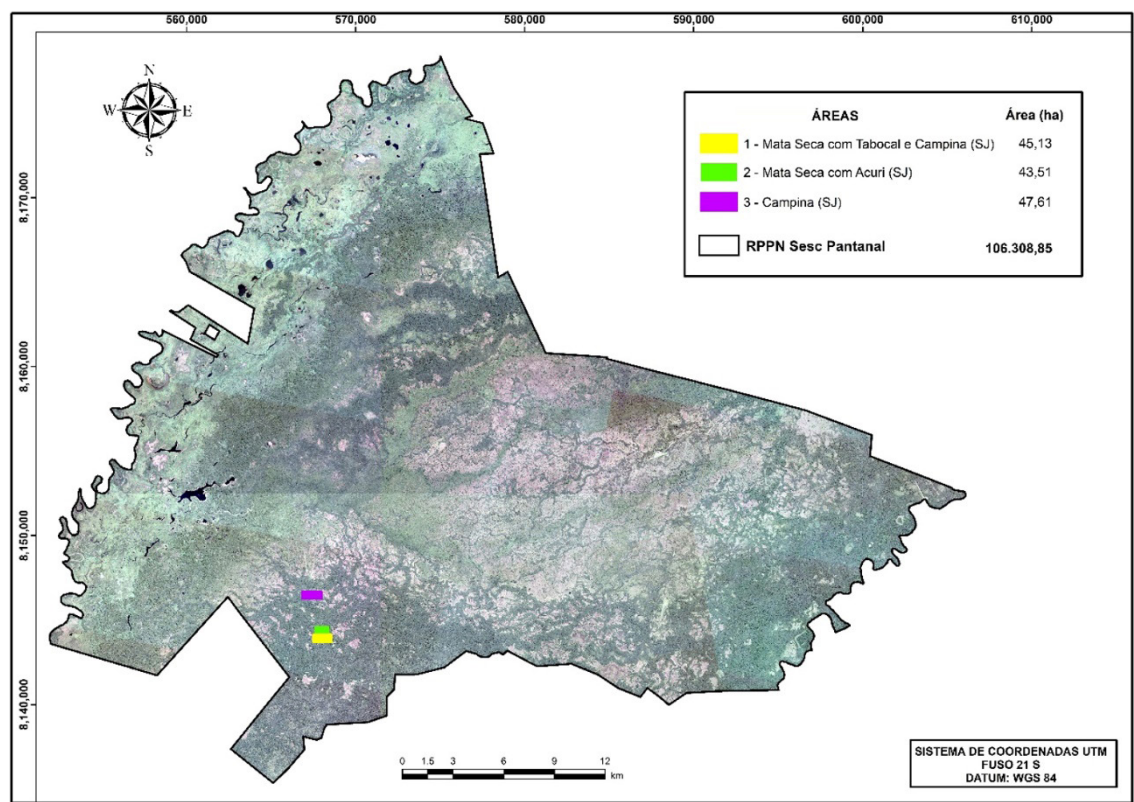


Figura 1 – Localização das áreas analisadas na Reserva Particular de Patrimônio Natural Sesc Pantanal.

Para a demarcação e seleção das áreas no mapeamento, consideramos a composição de espécies, heterogeneidade ecológica e diversidade de tipologias existentes com base em análises de campanhas de campo prévias, além de estudos pretéritos desenvolvidos no monitoramento da RPPN. O Quadro 1 apresenta a relação das três áreas de estudo selecionadas na RPPN, e na

Figura 1 encontra-se suas localizações. As áreas possuem nomenclaturas distintas considerando a maior dominância dos macro *habitat* existentes em cada uma delas. As Áreas 1 e 2 possuem os macro *habitat* de mata seca, tabocal e campina e acurizal; e a Área 3 possui os macro *habitat* de mata seca, campina e acurizal. A caracterização dos macro *habitat* identificados em cada área de estudo será apresentada nas seções a seguir.

Quadro 1 – Áreas estudadas na RPPN Sesc Pantanal.

ÁREAS	NOMENCLATURAS
Área 1	Mata seca com tabocal e campina
Área 2	Mata seca com acuri
Área 3	Campina

Mata seca

A mata seca possui grande semelhança fisionômica, tendo em vista a composição de espécies arbóreas, e uma maior densidade de árvores adultas, com pouco espaçamento entre si, o que faz com que as folhas das copas se toquem no período úmido. O sub-bosque é pouco desenvolvido, sendo comum a presença de gravatás no solo e da palmeira acuri, com baixa densidade de indivíduos.

Na RPPN Sesc Pantanal essa formação parece ser uma transição entre as formações mata com acuri e o campo com murundus (leste e nordeste da Reserva). Dessa forma, o registro da palmeira acuri é comum no sub-bosque de áreas de mata seca, embora ocorra com baixa densidade de indivíduos. Alguns indivíduos de taboca podem ser encontrados em áreas de mata seca [14].

Acurizal

As matas de acuri são encontradas em áreas com solos escuros e altos níveis de fertilidade, caracterizadas por um dossel intermediário com predominância da palmeira *Scheeleaphalerata* (*Attaleaphalerata*), popularmente conhecida como acuri. Esse tipo de floresta foi descrito por [15] como “floresta semidecídua facies-*Attalea*”. Depois da palmeira Acuri, as espécies arbóreas mais frequentes são: *Combretum leprosum*, *Tabebuia roseoalbae* *Casearia gossyospiosperma*.

Tabocal

Este macro *habitat*, apresenta espécies arbóreas que formam dossel que variam de 25 a 30 m de altura, com um dossel intermediário repleto de bambus. As matas com bambus são caracterizadas por apresentar no dossel intermediário grandes populações de *Bambusa* sp. (Poaceae) e espécies multicaulnares, como *Coccoloba* sp. [16].

Campina

As campinas são áreas abertas com pouca incidência de espécies arbóreas, possuindo

dominância de vegetação gramíneo-herbácea, em que as espécies de gramíneas podem atingir até dois metros de altura. Essas áreas se localizam em um gradiente topograficamente mais baixo e sazonalmente inundáveis, apresentando formato aproximadamente circular e sendo limitadas por áreas de mata seca, que estão em áreas topograficamente mais altas, normalmente não inundável, coberta por vegetação florestal.

Tabocal

Tabocal é uma fisionomia florestal caracterizada por um estrato arbóreo emergente esparsa e um sub-bosque dominado por taquaras, sendo elas a *Guadua* sp. (Poaceae) e a *Bambusa* sp. (Poaceae).

Segundo [17], as formações tabocal e mata seca apresentam praticamente as mesmas espécies de árvores. O macro *habitat* de tabocal possui menor densidade de indivíduos arbóreos, com significativo espaçamento entre as árvores nas quais, mesmo no período das chuvas, as folhas das copas não se tocam. A baixa densidade de árvores adultas é compensada pela monodominância e alta densidade de taquaras (tabocas) no sub-bosque.

Câmera Micasense Altum

Para a aquisição das imagens da área de estudo e para o processamento, utilizamos o RPAS DJI Matrice 100, no qual integramos a câmera multiespectral Micasense Altum (Figura 2). Essa câmera possui cinco bandas estreitas de alta resolução e um canal de banda termal, produzindo imagens multiespectrais e térmicas da área programada para as missões de voo. Além disso, acompanha um painel de refletância calibrado CRP para aquisição de informações das condições do ambiente e iluminação solar antes e após as missões de voo, possibilitando a calibração espectral para cada uma das bandas.

O Quadro 2 apresenta as características gerais das bandas espectrais da câmera Micasense Altum utilizadas para o mapeamento das áreas de estudo.



Figura 2 – RPAS Matrice 100 com integração da câmera Micasense Altum e DLS 2 (haste esquerda).

Quadro 2 – Intervalos do comprimento de onda das bandas da câmera Micasense Altum.

Banda	Nome da banda	Comprimento de onda central (nm)	Largura de banda (nm)
B1	Azul (Blue)	475	20
B2	Verde (Green)	560	20
B3	Vermelho (Red)	668	10
B4	Borda Vermelha (Red Edge)	717	10
B5	Infravermelho próximo (NIR)	840	40
B6	Infravermelho Térmico (LWIR)*	8000-14000	

nm: nanômetros.

*Calibrado radiometricamente.

Aquisição e pré-processamento dos dados obtidos

Para a aquisição das imagens foram capturadas fotografias aéreas por meio das missões de voo planejadas no aplicativo Litchi, utilizando a câmera multiespectral Altum integrada no RPAS DJI Matrice 100. As missões ocorreram nos dias 21 e 22 de novembro de 2019 (antes da ocorrência dos incêndios) e entre os dias três a cinco de novembro de 2020 (posterior aos incêndios). No ano de 2021, as campanhas de campo para os sobrevoos foram realizadas entre os dias 29 de maio a três de junho de 2021.

Para o pré-processamento das imagens, optamos por utilizar o software Agisoft Metashape. Inicialmente, foi realizado o alinhamento das imagens utilizando os algoritmos *Scale Invariant Features Transform* (SIFT) [18][19] e *Structure from Motion* (SfM) [20] para identificar semelhanças entre as fotos, selecionando pontos-chave, zonas homólogas e a calibração dos parâmetros focais. Como resultado, foram gerados os seguintes produtos: ortomosaico multiespectral (bandas B1, B2, B3, B4 e B5) e ortomosaico com a banda termal possuindo as informações em graus Celsius.

Uso de índices de vegetação e obtenção do grau de severidade dos incêndios

O fluxograma apresentado na Figura 3 detalha as etapas do processamento aerofotogramétrico dos dados obtidos pela câmera Micasense Altum integrada no RPAS. O processo inclui a calibração das bandas

espectrais, a geração de índices de vegetação e o uso dos algoritmos *Spectral Information Divergence*, além de técnicas de sensoriamento remoto. Esses procedimentos culminaram na obtenção de mapeamentos que caracterizaram o grau de severidade dos incêndios ocorridos no ano de 2020 para cada área mapeada (Figura 3).

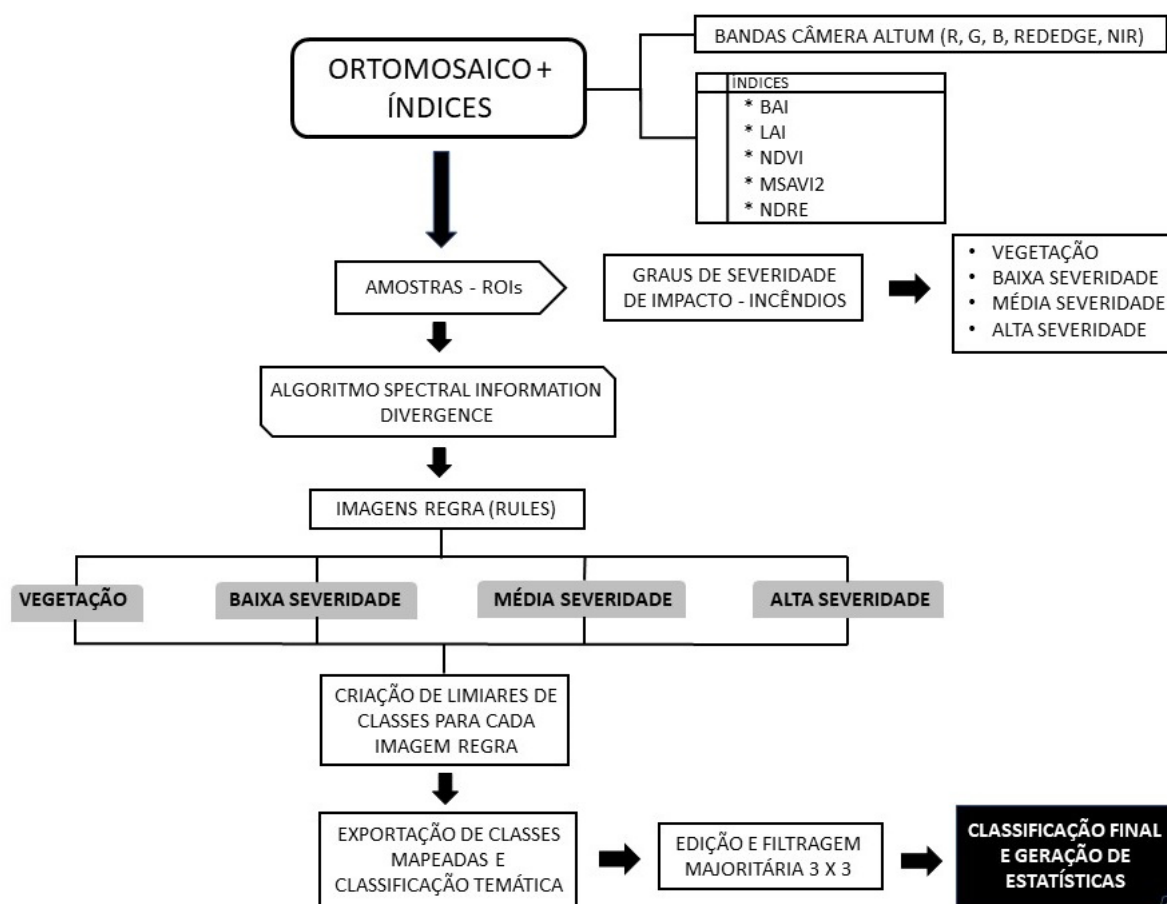


Figura 3 – Fluxograma representando processamentos realizados.

A ortorretificação das imagens aéreas das campanhas de campo nos meses de novembro de 2019, novembro de 2020 e maio-junho de 2021 resultaram em um ortomosaico georreferenciado para cada data em cada área, com GSD (do inglês, *Ground Sample Distance*) de 9 e 10 cm. Esses ortomosaicos foram compostos por cinco bandas espectrais corrigidas radiometricamente: verde (B1-475 nm), vermelho (B2-560 nm), azul (B3-668 nm), borda vermelha (B4-717 nm) e infravermelho próximo (B5-840 nm). A resolução espacial sub-decimétrica fornecida pelas imagens da câmera

Altum possibilitou análise visual e identificação dos macro *habitat* componentes de cada ortomosaico que apresentaram características distintas nas áreas de estudo e suas respostas ao fenômeno do incêndio ocorrido em 2020.

Índices de vegetação (IVs)

Nas três áreas em estudo, durante as primeiras etapas de processamento apresentadas no fluxograma (Figura 3) foram utilizados cinco índices de vegetação (IVs), descritos no Quadro 3:

Quadro 3 – Índices espectrais aplicados no estudo.

Índice	Nome	Autor	Fórmula	Característica
BAI	<i>Burn Area Index</i>	[21]	$\frac{1}{(1,0 - \text{Red})^2 + (0,06 - \text{NIR})^2}$	Usa os valores de refletância na porção vermelha e NIR do espectro para identificar as áreas do terreno afetadas pelo fogo.
LAI	<i>Leaf Area Index</i>	[22]	$(3,618 \times \text{EVI} - 0,118) > 0$	Expressa a área foliar por unidade de solo ou área de superfície do tronco de uma planta, comumente aplicado como um indicador da taxa de crescimento de uma planta.
MSAVI2	<i>Modified Soil Adjust Vegetation Index 2</i>	[23]	$\frac{(2 \times \text{NIR} + 1 - \sqrt{(2 \times \text{NIR} + 1)^2 - 8 \times (\text{NIR} - \text{Red})})}{2}$	Minimiza o efeito do solo descoberto no SAVI. É uma nova camada de imagem que representa o verde da vegetação com valores que variam de -1 a +1
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>	[24]	$\frac{(\text{NIR} - \text{Red})}{(\text{NIR} + \text{Red})}$	Mais empregado na literatura, é sensível à presença de vegetação verde. Responde às mudanças na quantidade de biomassa verde, conteúdo de clorofila e estresse por água.
RDVI	<i>Renormalized Difference Vegetation Index</i>	[25]	$\frac{(\text{NIR} - \text{Red})}{\sqrt{(\text{NIR} + \text{Red})}}$	Usa a diferença entre os comprimentos de onda do infravermelho próximo e vermelho, junto com o NDVI, para destacar a vegetação saudável. É insensível aos efeitos da geometria de visualização do solo e do sol.

Análise dos graus de severidade

Para a delimitação da área queimada, bem como da classificação de diferentes severidades, foi utilizado o algoritmo classificador *Spectral Information Divergence* (SID). O SID é um método de classificação espectral que usa uma medida de divergência para combinar pixels com espectros de referência. Quanto menor a divergência, maior a probabilidade de os pixels serem semelhantes [26].

Utilizando as imagens adquiridas em 2020 (pós-incêndio), foi possível gerar quatro classes de severidade: vegetação, baixa severidade, média severidade e alta severidade (Quadro 4). A partir das quatro classes, foram criadas imagens “regra”, que representam a abundância de cada classe na área estudada, permitindo caracterizar variações espectrais a partir de coletas de amostras visando o mapeamento das classes. Posteriormente é possível criar uma classificação para toda a área, envolvendo todas as classes.

Quadro 4 – Graus de severidade de impacto com incêndios ocorridos no ano de 2020.

Grau de severidade	Classe	Descrição
1	Vegetação	Vegetação predominantemente arbórea sem ocorrência de impacto dos incêndios.
2	Baixa severidade	Locais atingidos pelos incêndios, porém com indícios de vegetação fotossinteticamente ativa (início de brotação).
3	Média severidade	Locais com queda de indivíduos arbóreos e existência de acúmulo de material e resíduos lenhosos acima do solo, sem atividade fotossinteticamente ativa.
4	Alta severidade	Locais com maior intensidade calorífica e impacto do fogo, apresentando solo com características espectrais de maior carbonização, sem nenhum material vegetal.

Análise termal para os anos de 2019, 2020 e 2021

Os dados obtidos pela banda 6 (TIR) da câmera Altum, após o processamento, geraram um ortomosaico com valores em graus Celsius (°C) de cada uma das áreas de estudo. Por meio das coletas de valores pontuais de cada classe de vegetação

existente nas áreas mapeadas, foi possível analisar como elas reagiram a ação do fogo. A distribuição das variações de temperatura foi representada em figuras e, complementarmente, os valores de temperatura mínima, máxima e média para cada classe mapeada (campina, mata seca, acurizal e tabocal) evidenciados em quadros.

Resultados e discussão

Área 1 – Mata seca com tabocal e campina

Após as etapas de pré-processamento e

processamentos dos dados, calibração e geração de ortomosaicos multiespectrais para os três períodos analisados, são apresentados os resultados da Área 1 na Figura 4.

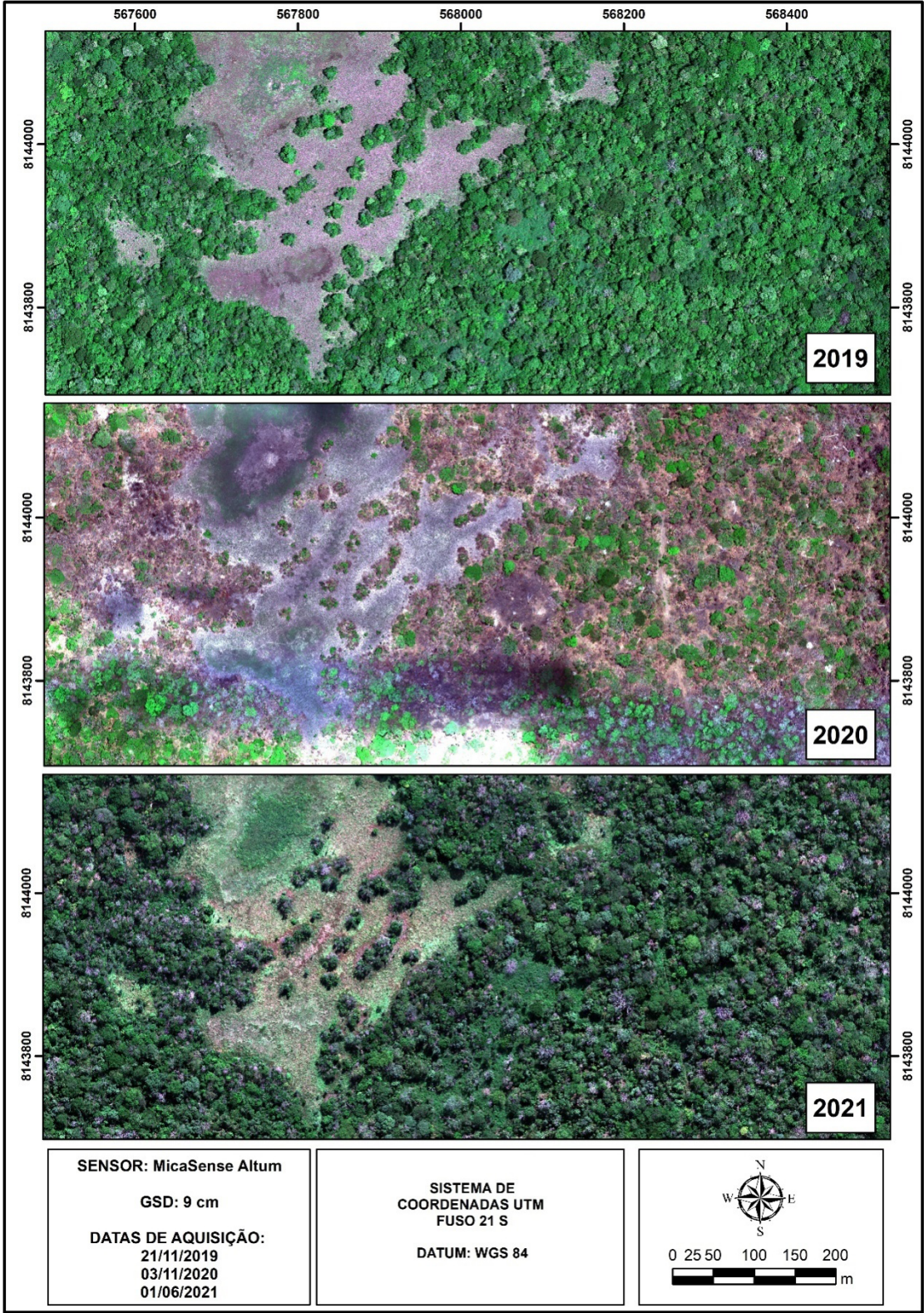


Figura 4 – Ortomosaicos obtidos em 2019,2020 e 2021 da Área 1 – Mata seca com tabocal e campina.

Análise dos graus de severidade da Área 1

O processamento do ortomosaico obtido no ano de 2020 permitiu a caracterização e diferenciação dos níveis de severidade demonstrados na Figura 5. A classe de vegetação representou 15,9% do total da Área 1, sendo que a classe de alta severidade não ultrapassou 34%. Apesar disso, o somatório dos graus de severidade observado foi próximo a 84%.

Considerando as características desse ambiente, que apresenta em sua composição o macro *habitat* de mata seca, comumente densa de espécies arbóreas, juntamente com uma campina com espécies campestres nativas, os resultados obtidos possibilitam inferir que a menor representatividade da área ocupada pela classe de vegetação (em cor verde na Figura 5) reflete a drástica ação do fogo nesses locais.

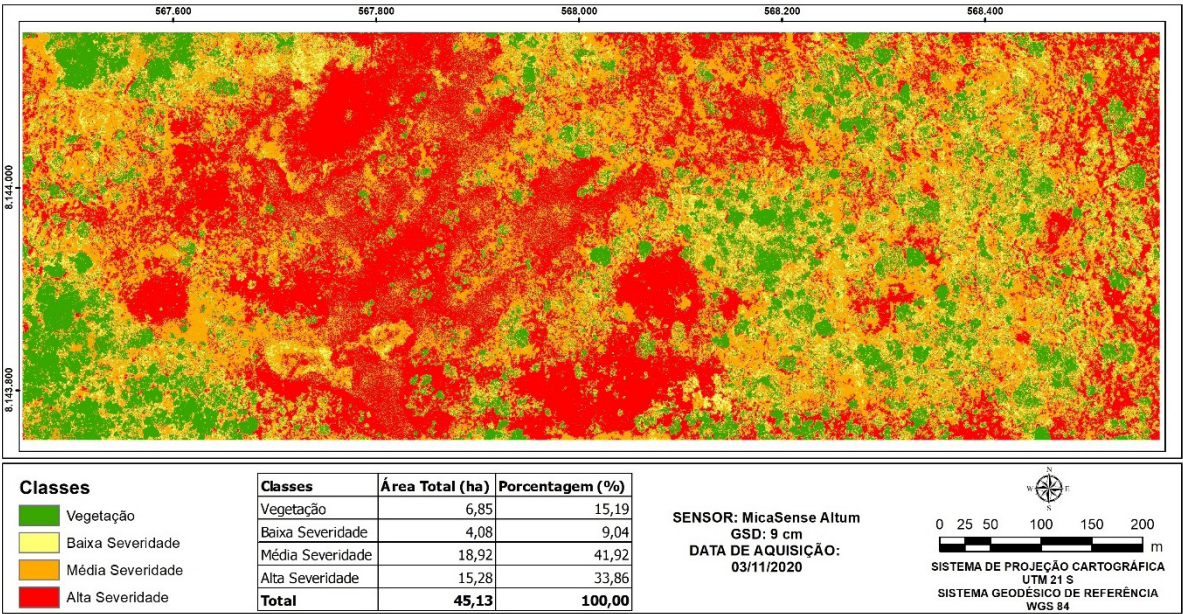


Figura 5 – Classificação dos níveis de severidade de incêndio na Área 1 – Mata seca com tabocal com campina.

Destaca-se as taxas de alta severidade identificadas nos locais de ocorrência dos aglomerados monodominantes de taboca. O macro *habitat* de tabocal é caracterizado pela ocorrência de maciço, comumente denso de indivíduos de taboca aglomerados e entrelaçados. A classificação inferiu que este macro *habitat* sofreu grande impacto

pela ação do fogo nas análises pós-incêndio, principalmente por apresentar potencial combustível pela grande presença de material para combustão. Nas Figuras 6 e 7 verifica-se fotografias aéreas antes do incêndio e o aspecto pós-incêndios nos dados obtidos pela câmera de alta resolução e em campo, confirmando os efeitos do fogo e evidenciando o grau de severidade na área afetada.

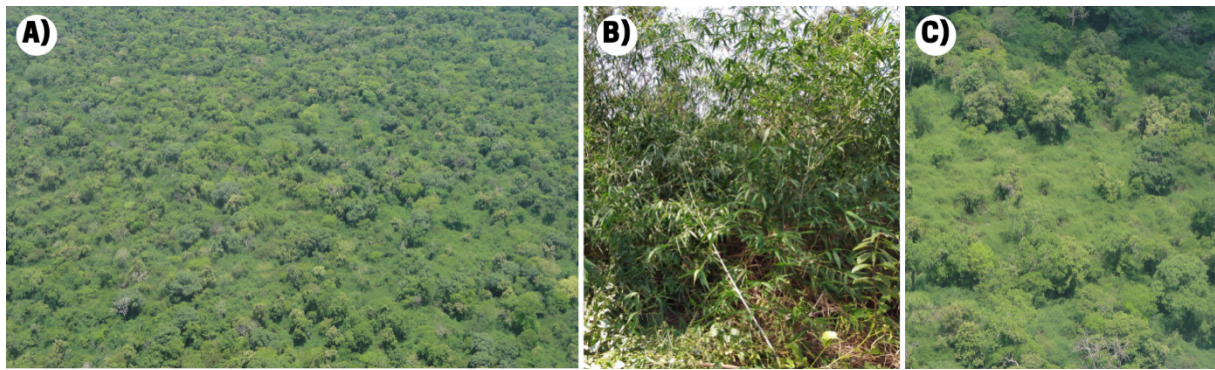


Figura 6 – Tabocal pré-incêndio. A) Foto aérea da distribuição do tabocal entre a mata seca. B) Taboca. C) Maciço de tabocal aglomerado.

Análise termal da Área 1 para os anos de 2019, 2020 e 2021

A Figura 8 e o Quadro 5 apresentam as

informações obtidas com o processamento da banda termal da Área 1 para cada ano do período de estudo.

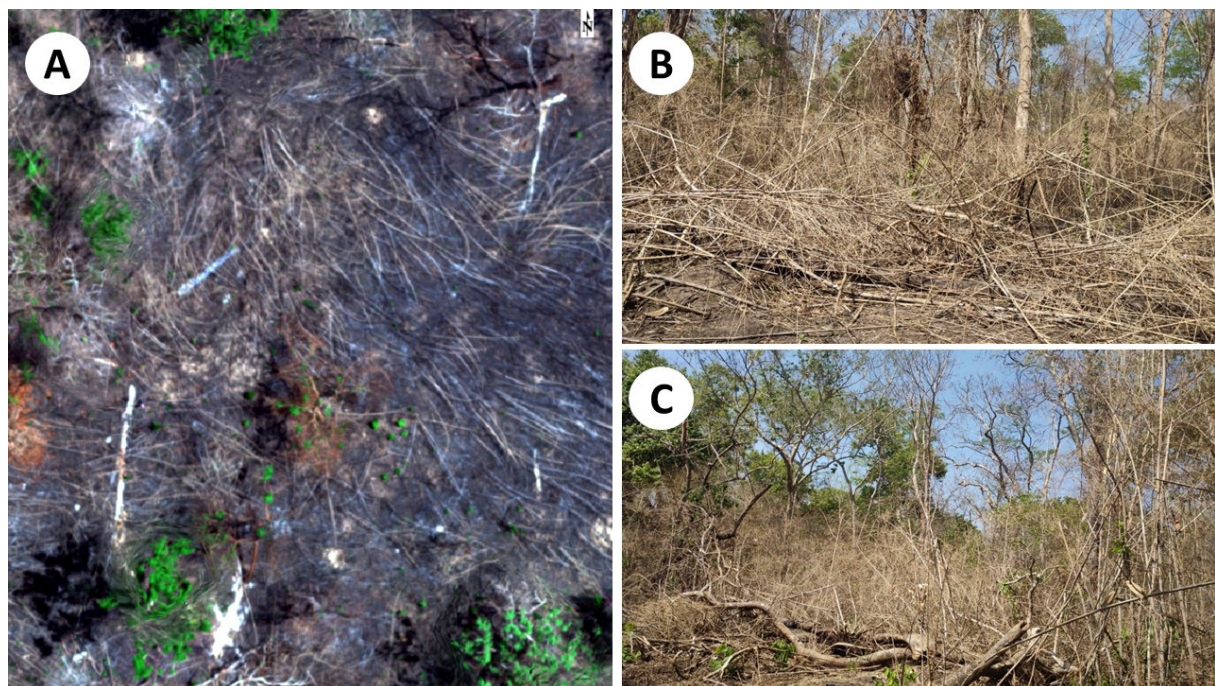


Figura 7 – Tabocal pós-incêndio. A) Porção do ortomosaico macro *habitat* de tabocal. B e C) Maciço de taboca atingido pelo fogo.

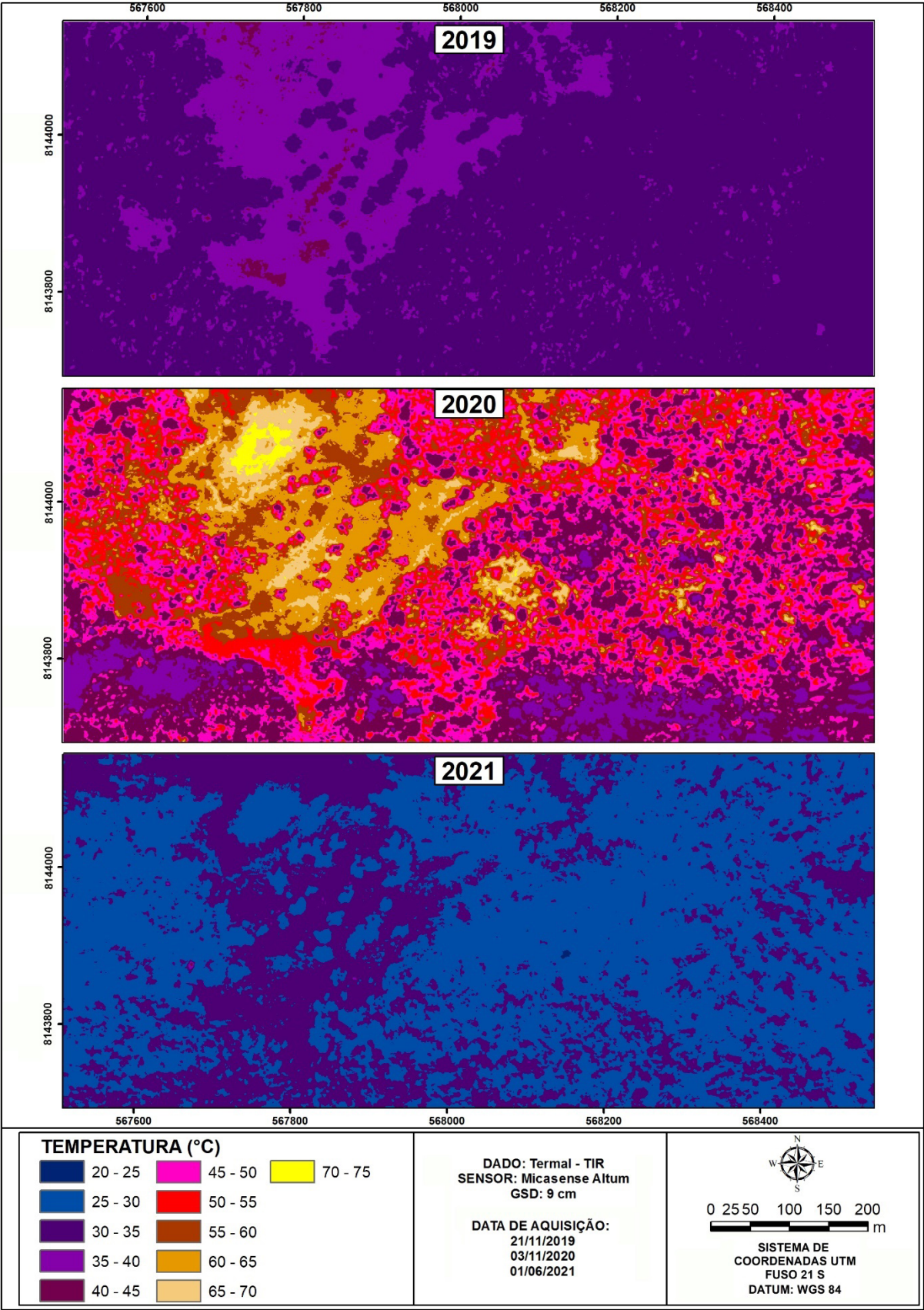


Figura 8 – Variação de temperaturas para a Área 1 – Mata seca com tabocal e campina.

Quadro 5 – Variação de temperatura (°C) para os macro *habitat* existentes na Área 1 – Mata seca com tabocal e campina em 2019, 2020 e 2021.

Mata seca com tabocal e campina					
2019					
Macro <i>habitat</i>	T. Min °C	T. Max °C	T. Média °C	Desvio Padrão	CV (%)
Mata seca	31,3	34,79	33,01	0,92	2,79
Tabocal	32,07	34,21	33,14	0,46	1,39
Campina	36,34	40,27	38,31	1,07	2,79
Acurizal	32,17	35,63	33,69	0,73	2,17
2020					
Macro <i>habitat</i>	T. Min °C	T. Max °C	T. Média °C	Desvio Padrão	CV (%)
Mata seca	39,82	54,72	44,32	3,76	8,48
Tabocal	44,38	68,24	61,19	6,87	11,23
Campina	57,59	66,67	61,44	2,8	4,56
Acurizal	45,22	57,69	52,48	3,84	7,32
2021					
Macro <i>habitat</i>	T. Min °C	T. Max °C	T. Média °C	Desvio Padrão	CV (%)
Mata seca	27,87	30,84	29,55	0,87	2,93
Tabocal	25,02	30,05	27,82	1,20	4,32
Campina	28,65	32,79	31,00	1,12	3,61
Acurizal	27,27	31,12	29,32	1,11	3,79

Analisando os valores médios termais entre os anos de 2019 (pré-incêndio) e 2020 (logo após o incêndio), a temperatura média das classes estudadas variaram de 33,01°C a 38,31°C em 2019, enquanto em 2020 os valores foram de 44,32°C a 61,44°C. A classe que apresentou menores valores médios de temperatura foi a mata seca e os maiores valores foram medidos nas campinas e na área dominada por tabocal. Para a coleta de 2021 foram observados valores médios mais amenos variando de 27,82°C a 31°C.

Para o ano de 2019, pode-se observar valores similares de temperatura média para as classes mata seca, tabocal, campina e acurizal, variando entre 33,01°C e 38,31°C. As máximas de temperaturas para esse ano foram observadas no macro *habitat* de tabocal, atingindo aproximadamente 68,24°C.

Área 2 – Mata seca com acuri

A Figura 9 apresenta os ortomosaicos obtidos para os três períodos analisados na Área 2.

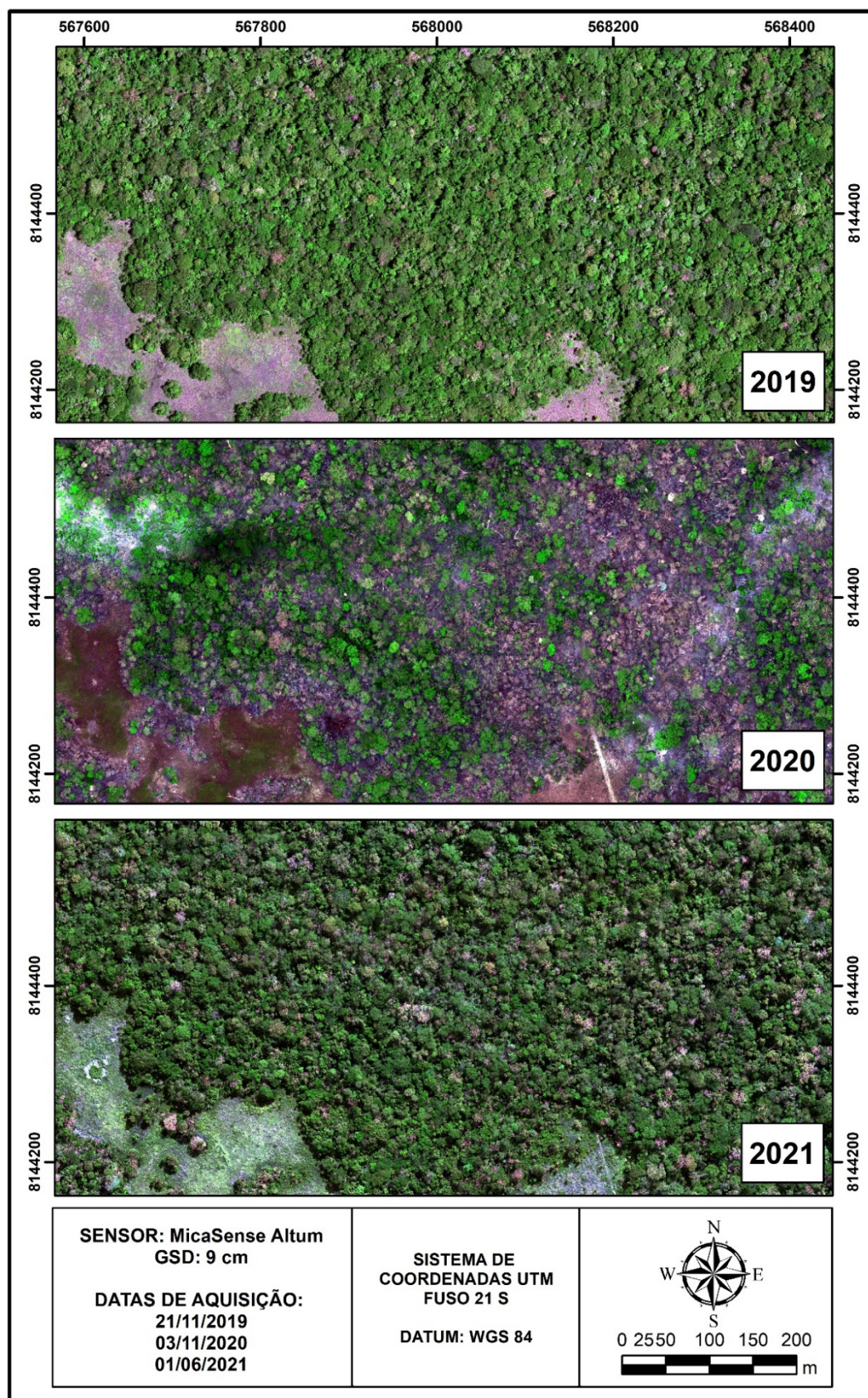


Figura 9 – Ortomosaicos obtidos em 2019, 2020 e 2021 da Área 2 – Mata seca com acuri.

Análise dos graus de severidade da Área 2

Os resultados obtidos com o grau de severidade da Área 2 são identificados na Figura 10, que apresentou 36,34% da área total com a ocorrência

da classe de vegetação e a classe de alta severidade não ultrapassou 35% da área total. Além disso, as classes com distintas severidades somadas totalizaram aproximadamente 63,6% em relação ao total da Área 2.

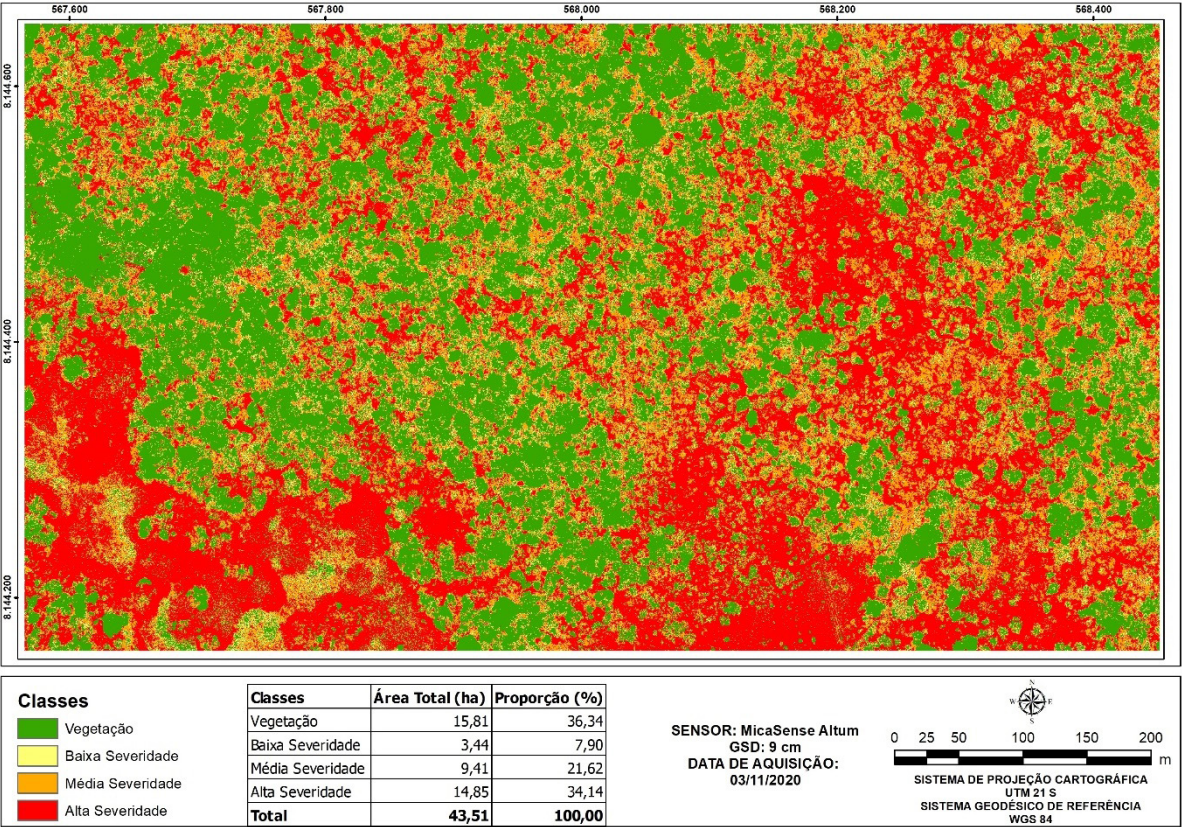


Figura 10 – Classificação dos níveis de severidade de incêndio na Área 2 – Mata seca com acuri.

Análise termal da Área 2 para os anos de 2019, 2020 e 2021

A Figura 11 e o Quadro 6 apresentam as

informações obtidas com o processamento da banda termal da Área 2 para cada ano do período de estudo.

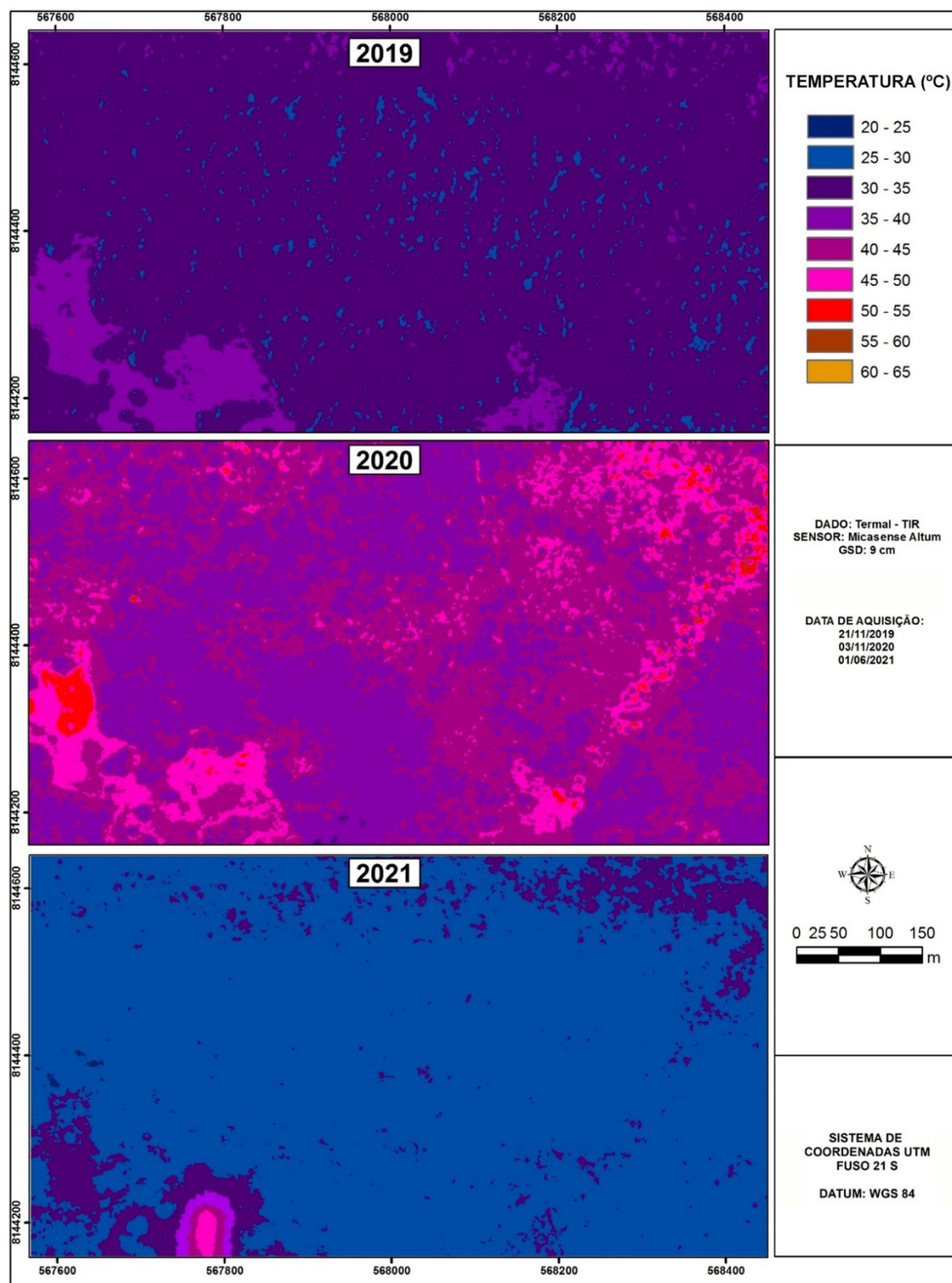


Figura 11 – Mapeamento com a variação de temperaturas para a Área 2 – Mata seca com acuri.

Quadro 6 – Variação de temperatura (°C) para os macro *habitat* existentes na Área 2 – Mata seca com acuri em 2019, 2020 e 2021.

Mata seca com acuri					
2019					
Macro <i>habitat</i>	T. Min °C	T. Max °C	T. Média °C	Desvio Padrão	CV (%)
Mata seca	30,55	34,87	32,42	1,06	3,27
Tabocal	31	33,66	32,11	0,66	2,06
Campina	35,99	38,61	37,01	0,7	1,89
Acurizal	31,45	34,39	32,57	0,74	2,27
2020					
Macro <i>habitat</i>	T. Min °C	T. Max °C	T. Média °C	Desvio Padrão	CV (%)
Mata seca	37,03	41,27	38,98	1,39	3,57
Tabocal	39,30	45,55	42,38	1,92	4,53
Campina	42,85	49,37	46,03	1,89	4,11
Acurizal	36,01	48,3	40,24	3,05	7,58
2021					
Macro <i>habitat</i>	T. Min °C	T. Max °C	T. Média °C	Desvio Padrão	CV (%)
Mata seca	27,83	32,45	29,11	1,25	4,29
Tabocal	25,73	30,08	27,22	1,24	4,56
Campina	29,20	50,60	34,50	6,26	18,13
Acurizal	25,66	30,21	27,79	1,17	4,21

Analisando os valores médios termais entre os anos de 2019 (pré-incêndio) e 2020 (pós-incêndio), a temperatura média das classes estudadas variaram de 32,11°C a 37,01°C em 2019, enquanto em 2020 a variação foi de 38,98°C a 46,03°C. A classe que apresentou menores valores médios de temperatura foi a mata seca, e os maiores valores médios foram medidos no macro *habitat* campina e na área de tabocal. Para a coleta de 2021 foram observados valores mais amenos, com médias variando de 27,22°C a 34,5°C entre os quatro macro *habitat*.

Para o ano de 2019 (pré-incêndio) pode-se observar valores similares de temperatura para os macro *habitat* de mata seca, acurizal e tabocal, variando entre 32,11°C e 32,57°C. As médias máximas de temperaturas para esse ano foram observadas no macro *habitat* campina, atingindo aproximadamente 37,01°C.

O período analisado pós-incêndio, em 2020, apresentou que a temperatura média da classe mata seca foi de aproximadamente 38,98°C. As maiores temperaturas continuaram pertencendo a classe campina, com 46,03°C em 2020.

Área 3 – Campina

A Figura 12 apresenta os ortomosaicos obtidos para os três períodos analisados na Área 3.

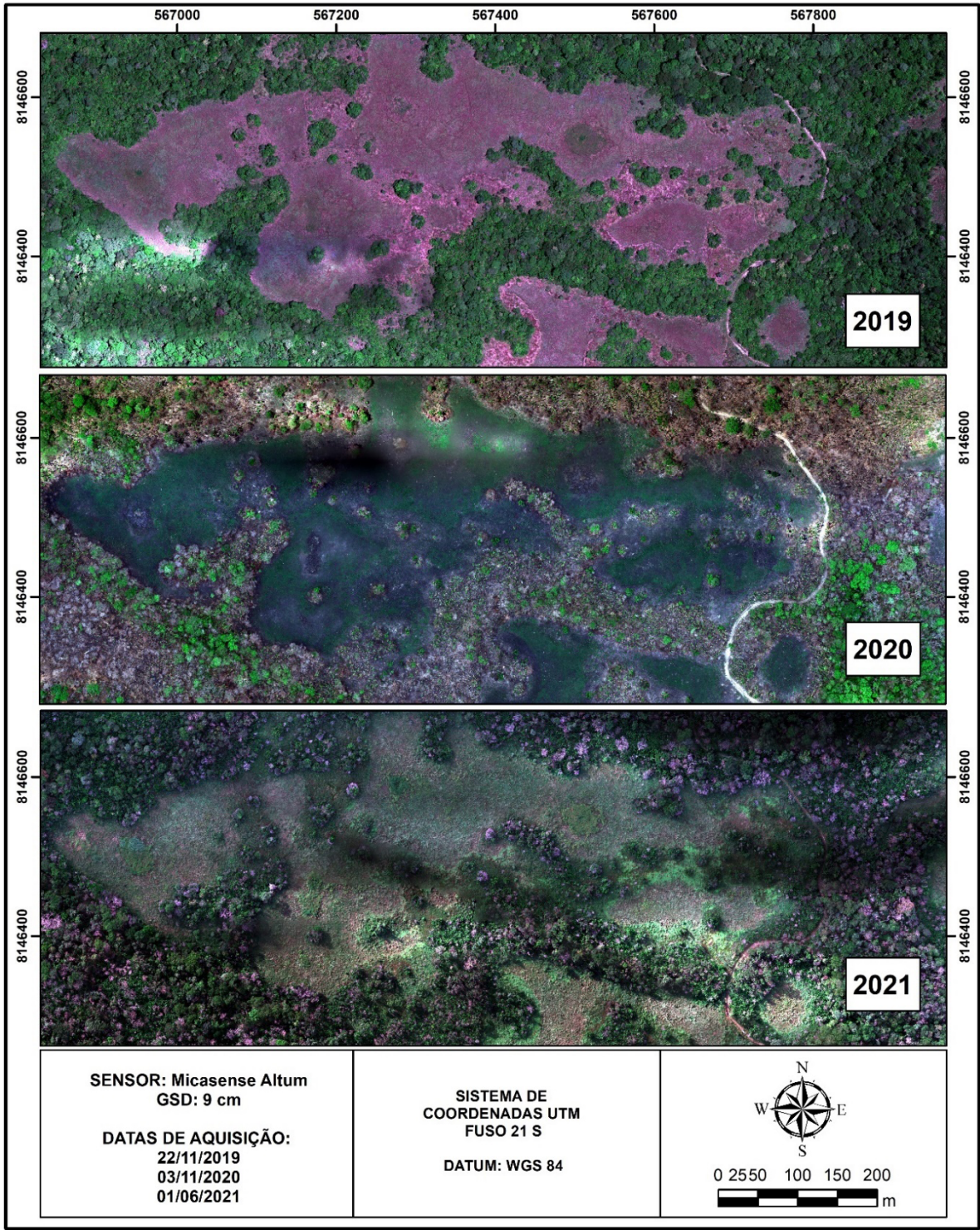


Figura 12 – Ortomosaicos da Área 3 – Campina.

Análise dos graus de severidade da Área 3

O mapeamento do grau de severidade da Área 3 – Campina (Figura 13), apresentou aproximadamente 86% de sua área total afetada pelos graus de severidade dos incêndios. De modo geral, o macro *habitat* campina foi o mais negativamente afetada

pelo fogo, sendo que isso pode ser evidenciado na classificação. A sua composição apresenta majoritariamente um extrato gramíneo-herbáceo nativo (Figura 14), podendo representar um grande estoque de material combustível e consequentemente com alto grau de combustão.

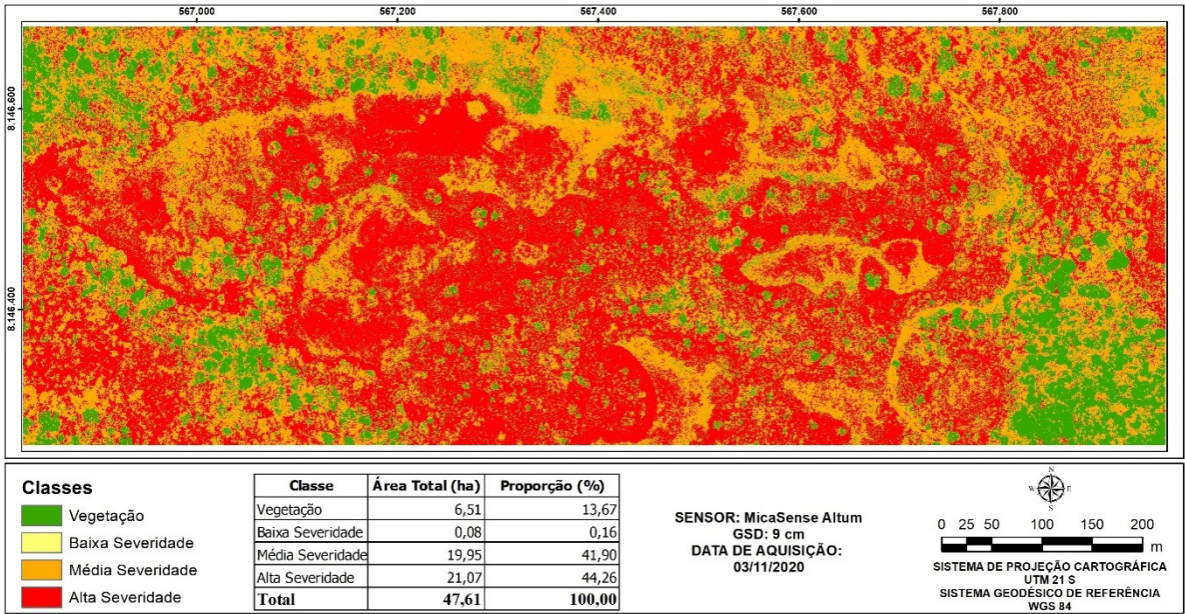


Figura 13 – Classificação dos níveis de severidade de incêndio na Área 3 – Campina.

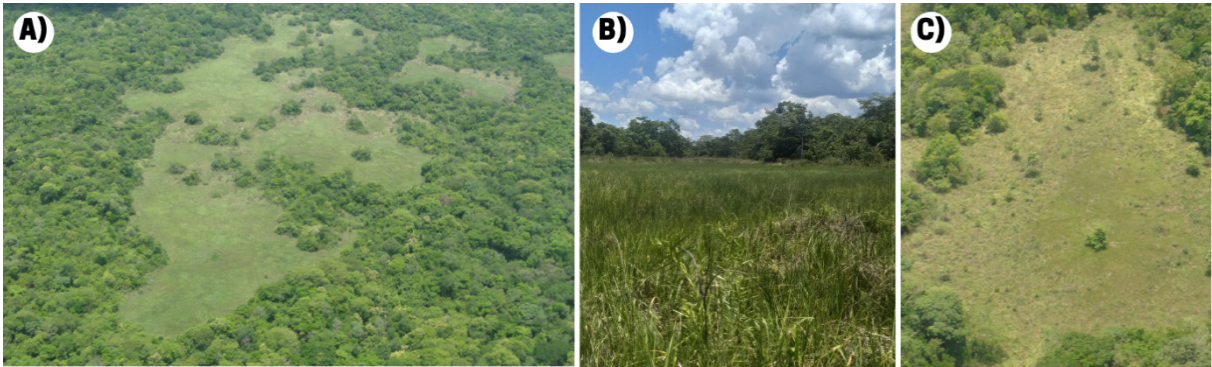


Figura 14 – Foto aérea da campina pré-incêndio. A) Foto aérea da distribuição da campina. B) Composição vegetal. C) Ocorrência de gramínea nativa na campina.

Análise termal da Área 3 para os anos de 2019, 2020 e 2021

A Figura 15 e o Quadro 7 apresentam, respectivamente, o mapeamento da variação de

temperatura e a análise termal da Área 3 para cada ano do período da pesquisa, obtidas após o processamento da banda termal.

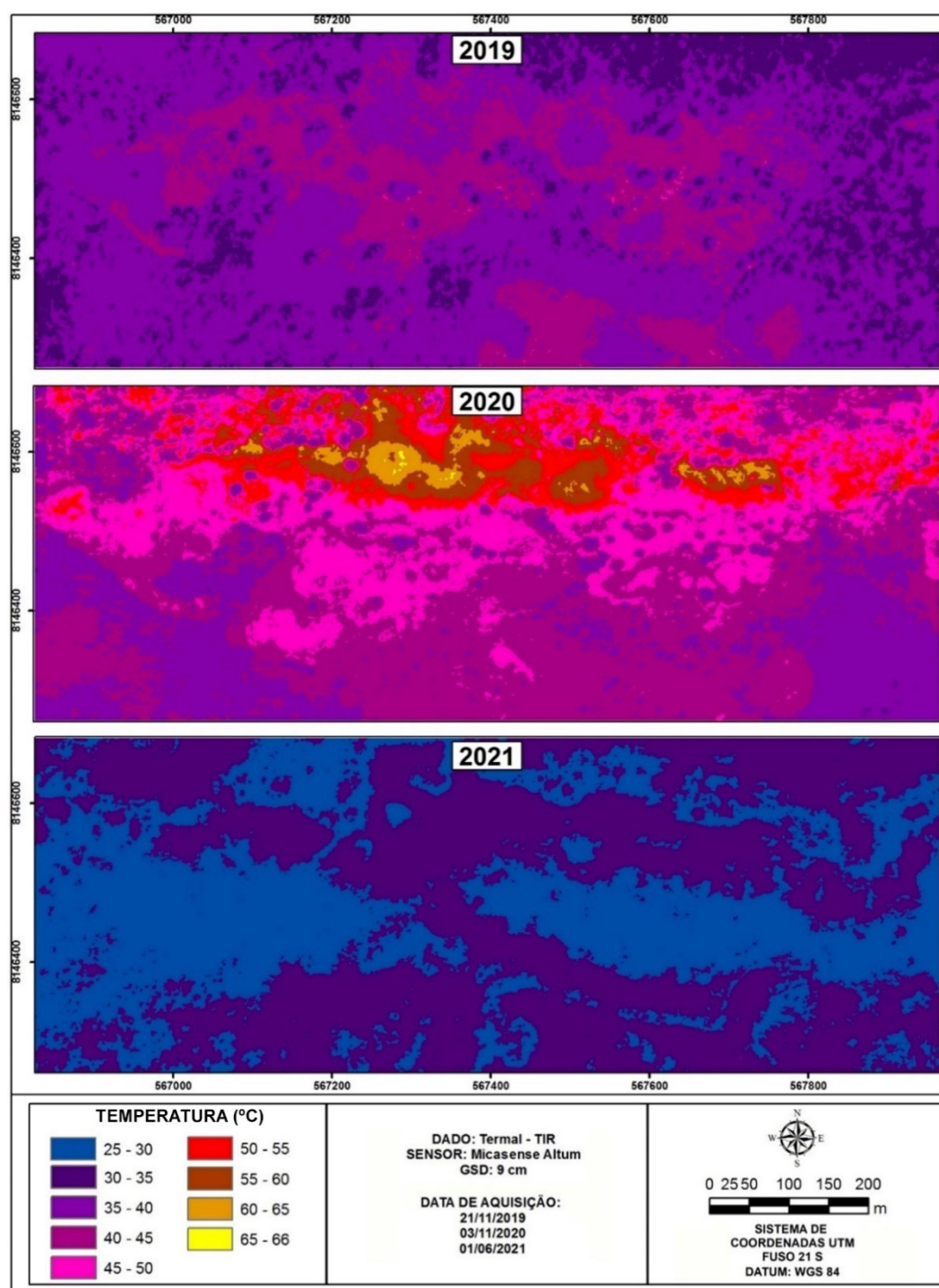


Figura 15 – Mapeamento com a variação de temperaturas para a Área 3 – Campina.

Quadro 7 – Variação de temperatura (°C) para os macro *habitat* da Área 3 – Campina em 2019, 2020 e 2021.

Campina					
2019					
Macro <i>habitat</i>	T. Min °C	T. Max °C	T. Média °C	Desvio Padrão	CV (%)
Mata seca	32,94	38,59	36,32	1,56	4,30
Campina	35,56	41,89	38,52	1,81	4,70
Acurizal	34,81	38,17	36,46	0,89	2,44
2020					
Macro <i>habitat</i>	T. Min °C	T. Max °C	T. Média °C	Desvio Padrão	CV (%)
Mata seca	38,37	44	40,72	1,56	3,83
Campina	43,36	58,49	49,87	4,85	9,73
Acurizal	39,48	54,21	44,52	4,39	9,86
2021					
Macro <i>habitat</i>	T. Min °C	T. Max °C	T. Média °C	Desvio Padrão	CV (%)
Mata seca	29,91	32,78	31,22	0,82	2,62
Campina	27,71	31,60	29,84	1,21	4,07
Acurizal	29,14	33,05	30,55	1,19	3,89

Os valores de temperaturas média da Área 3 variaram de 36,32°C a 38,52°C em 2019 e de 40,72°C a 49,87°C em 2020. O macro *habitat* que apresentou os menores valores de temperatura foi a mata seca, enquanto os maiores valores foram medidos na campina e na área dominada por tabocal. Para a coleta de 2021 foram observados valores mais amenos variando de 29,84°C a 31,22°C.

Para o ano de 2019 (pré-incêndio) pode-se observar valores similares de temperatura média para as classes de mata seca e acurizal, variando entre 36,32°C e 36,46°C. As médias e máximas temperaturas para esse ano foram observadas na campina, atingindo respectivamente 38,52 e 41,89°C.

O período pós-incêndio em 2020 apresentou os menores valores de temperatura média para o macro *habitat* mata seca, com 40,72°C. As médias e máximas temperaturas continuaram pertencendo ao macro *habitat* campina atingindo 49,87 e 58,49°C, respectivamente.

Análise geral – Áreas 1, 2 e 3

A região que apresentou maior nível de dano foi a Área 3 – Campina, considerando informações da classificação onde foi observado que 86,16% da sua área foi categorizada em níveis de severidade média e alta, tendo em vista que grande parte da área imageada encontrava-se recoberta pelo extrato gramíneo-herbáceo nativo. Isso fez com que o comportamento do fogo fosse mais danoso devido ao grande estoque de material combustível e consequentemente com alto grau de combustão.

Os dados termais são uma ferramenta importante para análise da vegetação quando uma área passa por algum processo de remoção da vegetação, como no caso de incêndios. As análises termais demonstraram o quanto a revegetação das áreas queimadas contribuiu positivamente na redução da temperatura da superfície, melhorando o microclima local e, consequentemente, garantindo o equilíbrio ecológico para o estabelecimento de espécies pioneiras que contribuem para a restauração da paisagem natural.

A Área 1 foi a que apresentou as temperaturas mais elevadas dentre as três áreas, atingindo 68,24°C. Destaca-se o macro *habitat* de acurizal e o de tabocal, que aumentou quase 30°C de 2019 para 2020, podendo ser explicado pelas características anatômicas das espécies presentes e a sua ocorrência em aglomerados. Tanto o acurizal quanto o tabocal são encontrados em maciços monodominantes no sub-bosque, sendo mais oportunistas com desenvolvimento mais acelerado em áreas de clareiras. Em especial os tabocais formam um emaranhado com seus galhos/ramos/folhas que favorecem o microclima embaixo do seu dossel, e as análises termais possibilitaram inferir que o incêndio e o poder calorífico do fogo agiram de forma severa sobre essa cobertura. Tal afirmação é corroborada pela análise dos dados termais pós-incêndio, apresentando os valores mais elevados de temperatura juntamente com o macro *habitat* campina.

O período analisado pós-incêndio consistiu em dados coletados no mês de novembro de 2020. As informações termais desse período mostraram que os menores valores de temperatura média foram observados no macro *habitat* mata seca. As maiores temperaturas médias continuaram pertencendo ao macro *habitat* campina, mais acentuadamente na Área 1 – Mata seca com tabocal e campina, onde foi observado um aumento de cerca de 23°C em relação ao ano anterior, atingindo 61,44°C em 2020.

De forma geral, destaca-se que as classes de vegetação levantadas na área apresentaram importância significativa para a ambiência, interferindo diretamente no microclima. Dessa forma, observa-se altas temperaturas no mapeamento de 2020 (pós-incêndio) e uma acentuada redução nas temperaturas no mapeamento de 2021 (regeneração), inclusive apresentando valores médios inferiores ao observado em 2019 antes da queima. Essa condição é explicada pela fenologia das espécies existentes antes ao evento de incêndio, bem como sofreu influência temporal/climatológica referentes a data de aquisição das imagens.

No ano de 2019 as missões de voo foram feitas em novembro, no ano de 2020 em novembro e em 2021 no final de maio e início de junho. Desse modo, as temperaturas da superfície na coleta de 2021 apresentaram valores médios inferiores aos outros dois períodos analisados para todos os macro *habitat*. Tal condição é explicada pela diversidade e fenologia das espécies existentes após o evento de incêndio, bem como a influência temporal/

climatológica relacionada ao período mais úmido do ano envolvendo a realização das missões de voo.

É importante salientar que, devido ao impacto dos incêndios de alta intensidade, ocorreu elevada mortalidade de indivíduos arbóreos de grande porte, representando assim uma perda de diversidade de espécies, principalmente em macro *habitat* de mata seca e de acurizal, sendo que no processo de sucessão vegetal muitas espécies de rápido crescimento, de menor porte e oportunistas se desenvolveram.

Conclusão

Os dados multiespectrais obtidos pela câmera Micasense Altum, agregados a metodologia empregada, mostrou-se adequado para diagnosticar as áreas estudadas ao longo dos períodos analisados e, sobretudo, qualificar e quantificar os graus de severidade do incêndio ocorrido em 2020. Especialmente se considerarmos as dificuldades de acesso, custos financeiros e de tempo para estudos de campo em toda a região afetada.

A Área 3 – Campina, foi a mais afetada pelos incêndios onde 86,16% da sua área foi classificada com níveis de severidade média e alta, seguida da Área 1 – Mata seca com tabocal com campina, possuindo 75,78% com níveis de severidade média e alta e, posteriormente a Área 2 – Mata seca com acuri, que contabilizou 55,76% de área impactada nos graus mais elevados de impacto.

O macro *habitat* de tabocal apresentou alto grau de severidade quanto ao dano pelos incêndios, também apresentando valores elevados de temperatura se comparado a outros macro *habitat*. Os maciços monodominantes de taboca que formam o sub-bosque da mata seca consistem em grande disponibilidade de material combustível, por isso essas áreas foram muito atingidas pela combustão e, conseqüentemente, após a classificação, foram abordadas como áreas que sofreram alta severidade do incêndio.

Os estudos mostram como as distintas áreas mapeadas na RPPN Sesc Pantanal reagiram logo após a incidência de incêndios ocorridos em 2020, sendo que adicionalmente essas informações se mostram muito relevantes para a compreensão da severidade da ação do fogo sobre cada macro *habitat*. As informações são de grande importância para auxiliar nas estratégias de restauração pós-incêndio, bem como para elaboração de planos de conservação específicos para cada macro *habitat*.

O acompanhamento da regeneração é aconselhável e a aplicação das técnicas de processamento empregadas se destacam como importantes ferramentas para avaliar a resposta da vegetação pós-incêndio.

Estudos futuros devem considerar os resultados obtidos neste trabalho e podem fornecer um *insight* para a gestão da reserva, bem como para órgãos ambientais de esfera estadual e federal acerca dos impactos dos incêndios no bioma Pantanal e subsidiar ações voltadas para a conservação de áreas úmidas.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio logístico e financeiro do projeto “Recuperação de florestas ribeirinhas pantaneiras: beneficiando água, solo, peixes e populações do entorno da RPPN Sesc Pantanal”. O projeto contou com arranjo institucional entre Mulheres em Ação no Pantanal (Mupan), *Wetlands International* Brasil, Centro de Pesquisa do Pantanal (CPP), Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia de Áreas Úmidas (INAU) e Sesc Pantanal, em consonância com a legislação brasileira e orientações do Projeto GEF Terrestre.

Referências

1. Junk WJ et al. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 2014; 24: 5-22.
2. Sanches LS et al. Seasonal Patterns of Evapotranspiration for a *Vochysiadivergens* Forest in the Brazilian Pantanal. *Wetlands*. 2011; 31: 1215-1225.
3. Ramsar. Information sheet for a new RAMSAR wetland in the Pantanal. 2003. Disponível em: <https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/BR1270RISformer_160210.pdf>; Acesso em: 23 de junho de 2020.
4. Libonati R, Dacamara C, Peres LF, De Carvalho LAS, Garcia LC. Rescue Brazil's burning pantanal wetlands. *Nature*. 2020; 588: 217-219. <https://doi.org/10.1038/d41586-020-03464-1>.
5. Marengo JA, Cunha AP, Cuartas LA, Deusdará KRL, Broedel E, Seluchi ME, Michelin CM, Baião CFP, Ângulo EC, Almeida EK, Kazmierczak, Mateus NPA, Silva RC, Bender F. Extreme drought in the Brazilian pantanal in 2019–2020: characterization, causes, and impacts. *Front. Water*. 2021; 13.
6. Thielen D, Schuchmann KL, Ramoni-Perazzi P, Marquez M, Rojahn W, Quintero JI et al. Quo vadis Pantanal? Expected precipitation extremes and drought dynamics from changing sea surface temperature. *PLoS One*. 2020; 15: e0227437.
7. Ministério do Meio Ambiente. Biodiversidade do Cerrado e Pantanal: áreas e ações prioritárias para conservação. Série Biodiversidade 17. MMA. Brasília: MMA, 2007. 540p.
8. Boon MA, Tesfamichael S. Wetland vegetation integrity assessment with low altitude multispectral UAV imagery. *International Conference on Unmanned Aerial Vehicles in Geomatics*. Anais... Bonn, Germany: 2017.
9. Doughty CL, Cavanaugh KC. Mapping coastal Wetland biomass from high resolution Unmanned Aerial Vehicle (UAV) imagery. *Remote Sensing*, 2019; 11(5): 540-576.
10. Samiappan S et al. Mapping of invasive phragmites (common reed) in Gulf of Mexico coast wetlands using multispectral imagery and small unmanned aerial systems. *International Journal of Remote Sensing*, 2016; 00(00): 1-22.
11. Nascente JC. Análise de dados orbitais e suborbitais no diagnóstico e mapeamento de áreas prioritárias para conservação no Corredor da Chapada dos Guimarães, Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais-UFMT, 2020, 136p.
12. Valles HEP, Nunes GM, Berlinck CN, Gonçalves LG, Ribeiro GHPDM. Use of remotely piloted aircraft system multispectral data to evaluate the effects of prescribed burnings on three macrohabitats of Pantanal, Brazil. *Remote Sens*. 2023; 15: 2934. <https://doi.org/10.3390/rs15112934>
13. Antas PTZ. Plano de manejo da Reserva Particular do Patrimônio Natural SESC Pantanal. SESC, Departamento Nacional. Rio de Janeiro/RJ, ed. 2, 2011. 148p.
14. Hasenack H, Cordeiro JLP, Hofmann GS. O clima da RPPN SESC-Pantanal (Relatório final do projeto Conhecendo o Clima da RPPN SESC-Pantanal). Porto Alegre: Centro de Ecologia, UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2003. 31 p.
15. Dubs B. Observations on the differentiation of woodland and wet savanna habitats in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. In: Furley PA, Proctor J, Ratter JA (eds.). *Nature and dynamics of forest-savanna boundaries*. London: Chapman and Hall, 1992. 431-449.
16. Ratter JA, Pott A, Cunha CN, Haridasan M. Observations on wood vegetation types in the Pantanal and at Corumbá, Brazil. *Notes Royal Botanical Garden of Edinburgh*, 1988; 45: 503-525.

17. Hofmann GS. Relações entre a temperatura do ar e a estrutura de formações vegetais no norte do Pantanal de Mato Grosso, Instituto de Biociências-Programa de Pós-Graduação em Ecologia-UFRGS, Dissertação de Mestrado, 2008.
18. Lowe DG. Object recognition from local scale-invariant features. Proc. 7th International Conference on Computer Vision (ICCV'99) (Corfu, Greece).1999; 1150-1157. doi:10.1109/ICCV.1999.790410
19. Lowe DG. Distinctive image features from scale-invariant key points. International Journal of Computer Vision. 2004; 60(2): 91-110. doi:10.1023/B:VISI.0000029664.99615.94.
20. Szeliski R. Computer Vision: algorithms and Applications. London: Springer, 2010. 812 p.
21. Chuvieco E, Martin MP, Palacios-Orueta A. Assessment of different spectral indices in the red-near-infrared spectral domain for burned land discrimination. Remote Sensing of Environment, 2002; 112: 2381-2396.
22. Bøgh E, Broge NH, Hasager CB, Jensen NO, Schelde K, Thomsen A. Airborne multi-spectral data for quantifying leaf area index, nitrogen concentration and photosynthetic efficiency in agriculture. Remote Sensing of Environment, 2002; 81(2-3): 179-193.
23. QI J, Chehbouni A, Huete AR, Kerr YH, Sorooshian S. A modified soil adjusted vegetation index. Remote Sensing of Environment, 1994; 48: 119-126.
24. Rouse JW, Haas RH, Schell JA. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In: ERTS-1 SYMPOSIUM, 3., 1973, Washington. Proceedings... Washington: NASA, 1974; 1: 309-317.
25. Roujean J-L., Breon, F-M. Estimating PAR Absorbed by Vegetation from Bi-Directional Reflectance Measurements. Remote Sensing of Environment, 1995; 51: 375-384. [http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)00114-3](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(94)00114-3)
- Du Y, Chang CI, Ren H, Chang CC, Jensen JO, D'Amico FM. New hyperspectral discrimination measure for spectral characterization. Optical Engineering, 2004; 43(8): 1777-1786.

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

<http://www.icmbio.gov.br/revistaelectronica/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



Bat fauna in an ore extraction area in Central Brazil

Daiany Folador Sotero¹

 <https://orcid.org/0000-0002-5549-818X>

Daniela de Melo e Silva¹

 <https://orcid.org/0000-0003-0362-0988>

Arthur Angelo Bispo de Oliveira¹

 <https://orcid.org/0000-0002-3375-1471>

Marcelino Benvindo-Souza^{1*}

 <https://orcid.org/0000-0001-9008-6087>

* Contato principal

¹ Universidade Federal de Goiás/UFG, Goiânia/GO, Brasil. <daianyfolador@gmail.com, danielamelosilva@ufg.br, tucobispo@gmail.com, marcelinobenvindo@gmail.com>.

Recebido em 10/03/2024 – Aceito em 01/11/2024

Como citar:

Sotero DF, Silva DM, Oliveira AAB, Benvindo-Souza M. Bat fauna in an ore extraction area in Central Brazil. Biodivers. Bras. [Internet]. 2024; 14(4): 1-9. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2385

Keywords: Chiroptera; inventory; ferronickel; conservation.

ABSTRACT – Opencast mining often causes considerable changes to the landscape, including habitat fragmentation and impact on bat activities. The present study aimed to survey the composition of bats in an open pit-mining region in Barro Alto, Goiás. During 20 days of sampling in the rainy season between October (2021) and February (2022), 174 bats of 15 species were sampled. All animals belonged to the Phyllostomidae family of seven subfamilies and 13 genera. *Carollia perspicillata* was the dominant species corresponding to 70.69% of captures. The captured animals had a variety of eating habits, categorized as nectarivore, hematophagous, frugivore, insectivore, and omnivore. According to the national and international lists, none of the species are endangered. Finally, new research is encouraged to leverage knowledge of the bats diversity in the region and relate it to the impacts of mining.

Fauna de morcegos em área de extração de minério no Brasil Central

Palavras-chave: Chiroptera; inventário; ferroníquel; conservação.

RESUMO – A mineração a céu aberto geralmente provoca mudanças consideráveis na paisagem, incluindo a fragmentação de *habitat* e impacto nas atividades dos morcegos. O presente estudo teve como objetivo levantar a composição de morcegos em uma região de mineração a céu aberto no município de Barro Alto, Goiás. Durante 20 dias de amostragens no período chuvoso entre o final de outubro (2021) e fevereiro (2022) foram amostrados 174 morcegos de 15 espécies. Todos os animais pertenciam à família Phyllostomidae de sete subfamílias e 13 gêneros. *Carollia perspicillata* foi a espécie dominante correspondendo 70,69% das capturas. Os animais capturados possuíam uma

variedade de hábitos alimentares categorizados como nectarívoro, hematófago, frugívoro, insetívoro e onívoro. Nenhuma das espécies encontra-se ameaçada de extinção, conforme as listas nacional e internacional. Finalmente, novas pesquisas na área são encorajadas para alavancar o conhecimento da diversidade de morcegos na região e, sobretudo relacionar com os impactos da mineração.

Fauna de murciélagos en un área de extracción de minerales en el centro de Brasil

Palabras clave: Quirópteros; inventario; ferroníquel; conservación.

RESUMEN – La minería a cielo abierto a menudo provoca grandes cambios en el paisaje, incluida la fragmentación del hábitat y el impacto en las actividades de los murciélagos. El presente estudio tuvo como objetivo relevar la composición de los murciélagos en una región minera a cielo abierto en el municipio de Barro Alto, Goiás. Durante 20 días de muestreo en época de lluvias entre finales de octubre (2021) y febrero (2022) se muestrearon 174 murciélagos de 15 especies. Todos los animales pertenecían a la familia Phyllostomidae de siete subfamilias y 13 géneros. *Carollia perspicillata* fue la especie dominante correspondiendo al 70,69% de las capturas. Los animales capturados tenían una variedad de hábitos alimenticios categorizados como nectarívoros, hematófagos, frugívoros, insectívoros y omnívoros. Ninguna de las especies encontradas amenazadas según la lista nacional e internacional. Finalmente, se impulsan nuevas investigaciones en el área para aprovechar el conocimiento de la diversidad de murciélagos de la región y, sobre todo, relacionarlo con los efectos del proyecto.

Introduction

The order Chiroptera comprises 1474 species of bats [1], 22% of the world's mammals. These animals are the second most diverse group of mammals on the planet, surpassed only by rodents. In Brazil, the country with the world's second-highest diversity of bats, 186 species of 68 genera and nine families are recognized [2][3]. For the Cerrado, 118 species are listed [4]; that is, 65% of the bat richness in the country is found in this biome. Linked to their diversity, the bats have varied eating habits, one of the mechanisms that allow them to survive in different places [5][6]. These animals feed on insects, and others consume fruits and nectar, but there are also carnivorous bats that feed on fish and small crustaceans such as scorpions and the well-known vampire bats that feed on blood [7].

However, bats are under several pressures around the world. Among the main ones are fungi that cause white-nose syndrome [8], wind turbines [9], habitat loss [10], climate change [11], run over on roads [12], and contamination by chemical agents [13][14]. Regarding chemical agents, mining areas are particularly noteworthy for their potential to harm biodiversity and impact human health. Although mining is economically significant, open-pit mining, in particular, causes sudden and extensive changes

to the landscape, including habitat fragmentation and disruption of bat activities [15], this effect can then generate complications in their health, having effects on the sustainability of their populations and the survival of the species.

For example, liver metal bioaccumulation and DNA damage in insectivorous bats was observed in coal mining animals in the Santa Catarina Carboniferous Basin, southern Brazil [16]. Another study in the area of coal mining indicated that chronic exposure of bats to environments filled with ore dust particles causes histological and oxidative damage [17]. In a Ferronickel mining area in Goiás, the location of the present study, bats were observed with a high frequency of DNA damage [18][19]. Finally, iron mining pollution in fruit bats in the Atlantic Forest also showed greater hepatic accumulation of aluminum, calcium, iron, and barium; muscular accumulation of Ca and Fe, in addition, they detected oxidative stress in the brain, hepatic and renal oxidative damage associated with liver fibrosis and renal inflammation [20], indicating the susceptibility of these animals to pollutants generated by mining companies that can compromise its survival.

Although these works have highlighted the ecotoxicological impact, primary studies, such as fauna inventories in mining areas, remain scarce

for open-pit mining. In contrast, the bat fauna in underground mining is well-documented in several regions around the world [21][22][23]. In this context, the present study aimed to survey the composition of bats in an open-pit mining region in Barro Alto, Goiás, to know the diversity of local animals. To our knowledge, this is the first study, at least in the state of Goiás, to inventory bats within a ferronickel mining area.

Material and Methods

Sampling

Bats were sampled in Barro Alto, Goiás, between October 2021 and February 2022, ten days in each period, Barro Alto, the city where the study was carried out, has had an industrial ferronickel

production plant since 2011 [18]; being one of the main areas of metal extraction in the country. Ten mist nets were used in fragments of cerrado in the ore extraction area with points up to 100 meters from the excavation zones and peripheral regions, totaling ten sampling sites (Figure 1). The mist nets were open for the first four hours of activities [21][24], between 6:00pm and 10:00pm and inspected every 30 minutes, totaling 19,200m²h of nets. Each animal was packed in a cotton bag, sorted, and released in the same capture area. Biological samples were obtained from some species and have been published elsewhere [18]. The species identification criterion was used by Reis et al. [25] in addition to checking the list of bats in Goiás [26] and the list of the Sociedade Brasileira de Estudos de Chiroptera [2]. The project was licensed by the Chico Mendes Institute under number 75819-1 and by the Ethics Committee of the Federal University of Goiás (n° 004/21).

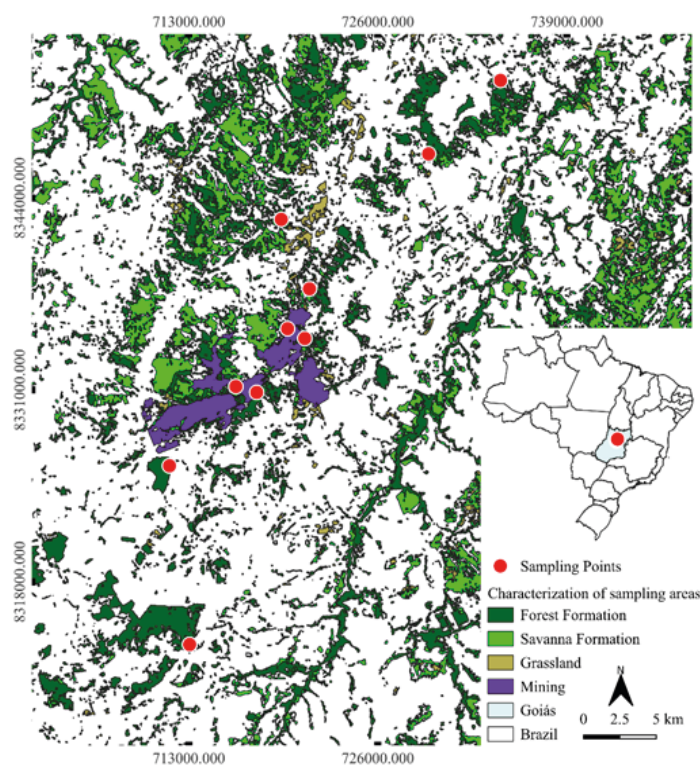


Figure 1 – Bat sampling region in Barro Alto, Goiás.

Data analysis

The diversity index was conducted following Shannon-Wiener, and the Equitability index using the H/Hmax ratio. A richness estimation curve was constructed based on 1,000 randomizations, and the

estimator used was the first-order Jackknife. Finally, the conservation status of all species was assessed according to the Brazilian list of endangered fauna from the Ministry of the Environment [27] and the IUCN international list [28].

Results and Discussion

The present study sampled 174 bats of 15 species in Barro Alto, Goiás. The study sampled 13% of bats from the Cerrado and 8% when considering the Brazilian territory. All captured animals belonged

to the Phyllostomidae family, comprising seven subfamilies and 13 genera (Table 1). However, it is important to note that the mist net method favors the capture of the Phyllostomidae family [29]. Additionally, given that the sampling was conducted over 20 nights with 4 hours per night, these results are still preliminary for the study area.

Table 1 – Bats sampled in Barro Alto Goiás in Central Brazil.

Táxons	Abundance		Guild	Status	
	Absolute	Relative		MMA	IUCN
Phyllostomidae					
Glossophaginae					
Anoura caudifer	2	1.15%	N		LC
Glossophaga soricina	11	6.32%	N		LC
Desmodontinae					
Desmodus rotundus	6	3.45%	H		LC
Stenodermatinae					
Artibeus lituratus	5	2.87%	F		LC
Artibeus planirostris	1	0.57%	F		LC
Artibeus cinereus	2	1.15%	F		LC
Platyrrhinus lineatus	6	3.45%	F		LC
Platyrrhinus incarum	1	0.57%	F		LC
Sturnira lilium	4	2.30%	F		LC
Carolliinae					
Carollia perspicillata	123	70.69%	F		LC
Lonchophyllinae					
Lionycteris spurrelli	1	0.57%	N		LC
Phyllostominae					
Lophostoma silvicola	6	3.45%	I		LC
Tonatia maresi	1	0.57%	I		*
Phyllostomus discolor	4	2.30%	O		LC
Micronycterinae					
Micronycteris sp.	1	0.57%	I		*
Abundância	174				
Riqueza	15				
Shannon H	1.294				
Equitabilidade J	0.478				

Trophic Guild: N) Nectarivore, H) Hematophage, F) Frugivore, I) Insectivore and O) Omnivore. LC) Least concern. No species at risk for MMA. * Not found. MMA) Ministry of the Environment, IUCN) International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.

The diversity index in the region was $H' = 1.294$, and the uniformity of $J = 0.478$. The rarefaction curve did not tend to an asymptote, indicating four more species in the area (Figure 2). Although it did not occur in a mining area, a previous study on a farm in the municipality of Barro Alto, Zortéa and D'arc [30] sampled 116 bats from 14 species. The diversity ($H' = 1.657$) and uniformity ($J = 0.628$) indices were higher in the study by Zortéa and D'arc [30]. In contrast to the present study, it's likely that

our high capture abundance, particularly for *Carollia perspicillata*, contributed to this difference, despite the presence of one additional species. In a study conducted in an iron and manganese mining area in Corumbá, Mato Grosso do Sul, 83 bats representing nine species were captured, all of which belonged to the Phyllostomidae family. This finding supports the notion that the mist net method tends to be more biased toward capturing species within this family.

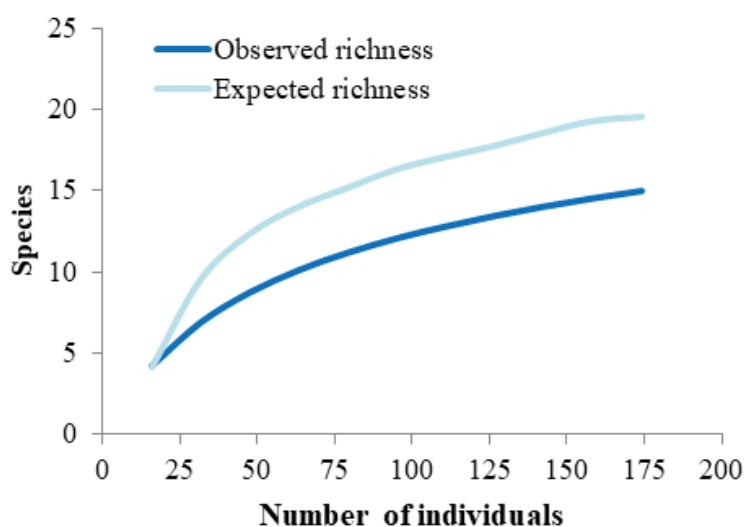


Figure 2 – Species accumulation curve. Dark blue line indicates the observed richness, while the light blue line is the expected richness (Jackknife 1). The test was performed with a 95% confidence interval for the association with the estimate.

Carollia perspicillata was the dominant species corresponding to 70.69% of the total number of captured animals, corroborating Zortéa and D'arc [30], followed by *Glossophaga soricina* with 6.32%. The significant representation in captures of *G. soricina* has also been evidenced in studies from Goiás [31] [30]. This species is a generalist and opportunistic, and its capture is widespread [32][33][34][35]. In addition to these common species, it is worth highlighting those less captured in the present study, such as *Artibeus planirostris*, *Platyrrhinus incarum*, *Lionycteris spurrelli*, *Tonatia maresi*, and *Micronycteris* sp. Future studies in the same investigated areas may answer whether such species are rare in the respective locations, although seasonality affects the abundance and composition of species [36][37].

Bats were represented by five trophic guilds (Figure 3). Frugivores had the highest species richness ($n = 7$) and abundance ($n = 142$; 82%). The prominent representatives were from the subfamily Stenodermatinae and Carollinae. Stenodermatinae are bats that generally have facial stripes, and some species have stripes on the back [25], which are evident or barely perceptible. In Brazil, there are 35 species [2]. Carollinae, the species belonging to this subfamily, was *C. perspicillata*. For hematophagous, the typical vampire bat, *Desmodus rotundus*, was captured. However, in the state of Goiás, there is still the occurrence of the other two species of bats that feed on blood, *Diaemus youngi* and *Diphylla ecaudata* [26]. *Desmodus rotundus* is a species of interest for public and rural health in Tropical America because it is an essential transmitter of the rabies virus [38].

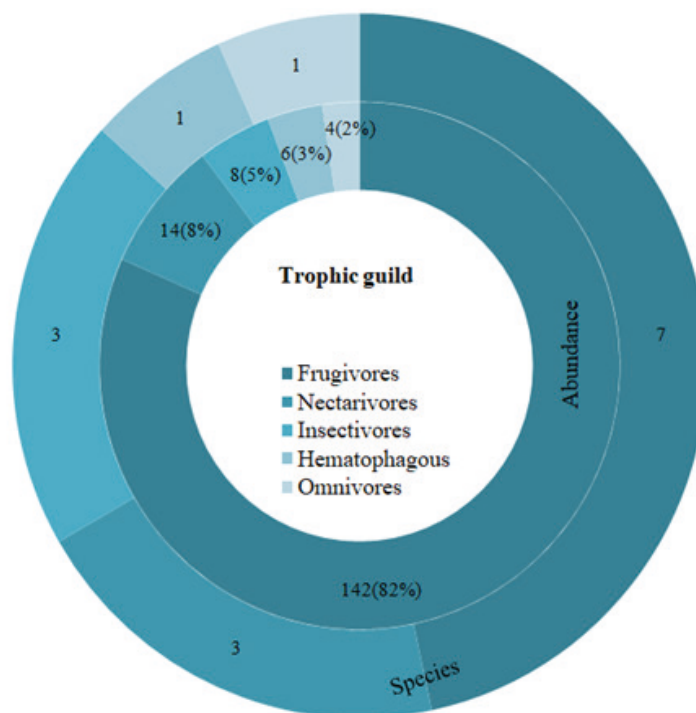


Figure 3 – Bat trophic guild. Inner circle indicates the abundance and the peripheral circle species richness.

The omnivores were represented by the species *Phyllostomus discolor*. This species can be found in forest environments and altered by plantations and urban areas [25]. As for the nectarivorous species, *Anoura caudifer*, *Glossophaga soricina*, and *Lionycteris spurrelli* were captured. The insectivores were *Lophostoma silvicola*, *Tonatia maresi*, and *Micronycteris sp.*, which corresponded to 5% of the total abundance. Bats with an insect-based diet suppress populations of pests in agricultural ecosystems [39], which generates income for farmers [40]. Therefore, in a state where the leading economy is based on agriculture, it is essential to consider these animals as partners in crops and natural pest controllers, which is highly beneficial to environmental health. Typical and exclusively insectivorous bat families such as Molossidae and Vespertilionidae were not sampled, although they are rarely sampled in the fog network. However, in the review by Hannibal et al. [26], the authors listed 12 species of Vespertilionidae and 14 of Molossidae for the state of Goiás.

Ultimately, in mining areas, the stressors on bats include noise pollution generated by machinery, which could impact the foraging behavior of certain species. Moreover, the presence of vehicles results in a notable decrease in bat activity near roads, largely

attributable to elevated noise levels [41]. Theobald et al. [15] noted that distance from the mine is considered an essential predictor of bat species richness and activity levels, with the effect on richness extending to approximately 900 m from the site and the effect on activity potentially extending beyond the sampling area (1,200 m). In this study, some sampling points were conducted in forest remnants over 100 meters from the ore extraction area. For *Lonchophylla dekeyseri* an endemic species of the Brazilian Cerrado, deforestation and mining are acknowledged as significant threats [42]. Moreover, studies in the field of ecotoxicology have raised alarms regarding bat contamination by metals in mining areas on a global scale [16][43][20].

Conclusion

The richness and diversity of bats were evaluated in a mining company in Barro Alto, Goiás, in the Central Plateau, Brazil. The study surveyed 15 species of bats, which represents 17% of the total recorded in the state of Goiás. Considering that basic biology studies, such as inventories in Brazilian mining areas, are scarce. There is limited understanding of

the bat composition in mining areas. We acknowledge that our study was not exhaustive in identifying all potential species in the area, and further research is warranted. Future studies in mining areas could explore bat composition across various sampling sites and compare them with reference (control) areas. Additionally, evaluating different stations would provide insights into the impact of mining activities on bat composition, thus enhancing our understanding of their ecological dynamics in these environments.

Acknowledgements

We thank the Coordination for Higher Education Personnel Training (CAPES), and Anglo American. D.M.S. thanks the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) for a scholarship.

References

1. MDD. Mammal Diversity Database [<https://www.mammaldiversity.org/taxa.html>]. Explore Current Mammalian Taxonomy. [accessed on November 5, 2024]. Available at: <https://www.mammaldiversity.org/taxa.html>
2. Garbino GST, Gregorin R, Lima IP, Loureiro L, Moras LM, Moratelli R, Nogueira MR, Pavan AC, Tavares VC, do Nascimento MC, Peracchi AL. Updated checklist of Brazilian bats: versão 2020. Comitê da Lista de Morcegos do Brasil - CLMB. Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros (Sbeq). [Internet]. 2024 November [cited November 04]. Available from: <https://www.sbeq.net/lista-de-especies>
3. Zortéa M, Ribeiro MCS, Mata PSD, Bonvicino CR. Morphological and molecular evidence of the occurrence of *Artibeus amplus* (Chiroptera: Phyllostomidae) in Brazil. *Zoologia (Curitiba)*. 2023; 40: e22058. <https://doi.org/10.1590/S1984-4689.v40.e22058>
4. Aguiar LM, Bernard E, Ribeiro V, Machado RB, Jones G. Should I stay or should I go? Climate change effects on the future of Neotropical savannah bats. *Glob. Ecol. Conserv.* 2016; 5: 22-33. doi.org/10.1016/j.gecco.2015.11.011
5. Benvindo-Souza M, Hosokawa AV, Dos Santos CGA, de Assis RA, Pedroso TA, Borges RE, Pacheco SM, Souza Santos LR, Silva DDM. Evaluation of genotoxicity in bat species found on agricultural landscapes of the Cerrado savanna, central Brazil. *Environ Pollut.* 2022; 118:579. doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118579
6. Sil-Berra LM, Sánchez-Hernández C, Romero-Almaraz MDL, Reynoso VH. Bat species diversity and abundance of trophic guilds after a major hurricane along an anthropic disturbance gradient. *Diversity*. 2022; 14: 818. <https://doi.org/10.3390/d14100818>
7. Gorbunova V, Seluanov A, Kennedy BK. The world goes bats: living longer and tolerating viruses. *Cell Metab.* 2020; 32: 31-43. doi.org/10.1016/j.cmet.2020.06.013
8. Hoyt JR, Kilpatrick AM, Langwig KE. Ecology and impacts of white-nose syndrome on bats. *Nat. Rev. Microbiol.* 2021; 19: 196-210. doi.org/10.1038/s41579-020-00493-5
9. Reusch C, Lozar M, Kramer-Schadt S, Voigt CC. Coastal onshore wind turbines lead to habitat loss for bats in Northern Germany. *J Environ Manage.* 2022; 310: 114715. doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114715
10. Frick WF, Kingston T, Flanders J. A review of the major threats and challenges to global bat conservation. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 2020; 1469: 5-25. doi.org/10.1111/nyas.14045
11. Kafash A, Ashrafi S, Yousefi M. Modeling habitat suitability of bats to identify high priority areas for field monitoring and conservation. *Environ Sci Pollut Res.* 2022; 29: 25881-25891. doi.org/10.1007/s11356-021-17412-7
12. Altringham J, Kerth G. *Morcegos e estradas. Gerald. Bats and roads. Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world.* Springer, Cham. 2016; 35-62.
13. Schanzer S, Koch M, Kiefer A, Jentke T, Veith M, Bracher F, Bracher J, Müller C. Análise de resíduos de pesticidas e poluentes orgânicos persistentes em morcegos alemães. *Chemosphere.* 2022; 305: 135342. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135342
14. Sotero DF, Benvindo-Souza M, de Freitas RP, Silva DDM. Bats and pollution: Genetic approaches in ecotoxicology. *Chemosphere.* 2022; 307:135934. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135934
15. Theobald E, Hosken DJ, Foster P, Moyes K. Mines and bats: the impact of open-pit mining on bat activity. *Acta Chiropt.* 2020; 22: 157-166. doi.org/10.3161/15081109A CC2020.22.1.014
16. Zocche JJ, Leffa DD, Damiani AP, Carvalho F, Mendonça RÁ, dos Santos CEI, Bouffleur LA, Dias JF, de Andrade VM. Heavy metals and DNA damage in blood cells of insectivore bats in coal mining areas of Catarinense coal basin, Brazil. *Environ. Res.* 2010; 110: 684-691. doi.org/10.1016/j.envres.2010.06.003

17. Pedroso-Fidelis GS, Farias HR, Mastella GA, Boufleur-Niekaszewicz LA, Dias JF, Alves MC, Silveira PCL, Nesi RT, Carvalho F, Zocche JJ, Pinho RA. Pulmonary oxidative stress in wild bats exposed to coal dust: A model to evaluate the impact of coal mining on health. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2020; 191: 110211. doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110211
18. Sotero DF, Benvindo-Souza M, de Carvalho Lopes AT, de Freitas RMP, de Melo e Silva D. Damage on DNA and hematological parameters of two bat species due to heavy metal exposure in a nickel-mining area in central Brazil. *Environ. Monit. Assess.* 2023; 195(8): 1000. doi.org/10.1007/s10661-023-11526-w
19. Benvindo-Souza M, Sotero DF, Dos Santos CGA, de Assis RA, Borges RE, de Souza Santos LR, de Melo e Silva D. Genotoxic, mutagenic, and cytotoxic analysis in bats in mining area. *Environ Sci Pollut Res.* 2023; 30(40): 92095-92106. doi.org/10.1007/s11356-023-28861-7
20. Destro ALF, Gonçalves DC, da Silva Alves T, Gregório KP, da Silva VM, Santos VR, Castro OW, Baggio Filho H, Garbino GST, Gonçalves RV, Oliveira JM, Freitas MB. Iron and aluminum ore mining pollution induce oxidative and tissue damage on fruit-eating bats from the Atlantic Forest. *J Hazard Mater.* 2014; 465: 133285. doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133285
21. Storz JF, Williams CF. Summer population structure of subalpine bats in Colorado. *Southwest. Nat.* 1996; 41(3): 322-324.
22. Diamond GF, Diamond JM. Bats and mines: evaluating Townsend's big-eared bat (*Corynorhinus townsendii*) maternity colony behavioral response to gating. *West. N. Am. Nat.* 2014; 74(4): 416-426. doi.org/10.3398/064.074.0407
23. Thakare M, Randive K. Distinctive Bats Species in Abandoned Mines: Adventure Geotourism for Nature Enthusiasts. In: Randive K, Pingle S, Agnihotri A. (eds.) *Innovations in Sustainable Mining. Earth and Environmental Sciences Library.* Springer, Cham. 2021. doi.org/10.1007/978-3-030-73796-2_14
24. Porfirio G, Bordignon MO. Phyllostomid bats and their diets at Urucum massif, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Chiropt. Neotrop.* 2013; 21(2): 1332-1337.
25. Reis NR, Fregonezi MN, Peracchi AL, Shibatta OA. *Morcegos do Brasil: Guia de Campo.* Rio de Janeiro: Technical Books. Londrina; 2013.
26. Hannibal W, Zortéa M, Calaça AM, Carmignotto AP, Bezerra AM, Carvalho HG, Bonvicino CR, Martins ACM, Aguiar LMS, de Souza MB, Mattos I, Oliveira RF, Brito D, Silva DA, Guimarães MA, Carmo EMB, Moreira, JC. Check list of mammals from Goiás, central Brazil. *Biota Neotrop.* 2021; 21. doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1173
27. MMA. Ministério do Meio Ambiente - Lista Oficial das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção, 2022. [Internet]. 2024 November [cited November 04]. Available from https://drive.google.com/file/d/13H9_s1eWJgwczD0D1-v5ptpeHBVzcbdE/view
28. IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-1. [Internet]. 2024 November [cited November 04]. Available from: <https://www.iucnredlist.org>
29. Pereira MJR, Fonseca C, Aguiar LM. Loss of multiple dimensions of bat diversity under land-use intensification in the Brazilian Cerrado. *HYSTRIX*, 2018; 29(1): 25. doi.org/10.4404/hystrix-00020-2017
30. Zortéa M, D'arc FC. Diversity of three bat assemblages of Central Brazil. *Mastozool. Neotrop.* 2019; 26: 468-474. doi.org/10.31687/saremMN.19.26.2.0.09
31. da Silva JPA, Carvalho AR, de Oliveira Motta JA. Fauna de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em cavernas do bioma Cerrado na região de Indiara (Goiás). *Rev. Bras. Zool.* 2009; 11(3): 209-217.
32. Pina SM, Meyer CF, Zortéa M. A comparison of habitat use by phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in natural forest fragments and *Eucalyptus plantations* in the Brazilian Cerrado. *Chiropt. Neotrop.* 2013; 19: 14-30.
33. Torres JM, dos Anjos EA, Ferreira CM. Frugivory by phyllostomid bats (Chiroptera, Phyllostomidae) in two cerrado urban remnants in Campo Grande, Mato Grosso do Sul. *Iheringia. Iheringia, Sér. Zool.* 2018; 108. doi.org/10.1590/1678-4766e2018002
34. Carvalho WD, Meyer CF, Xavier BDS, Mustin K, Castro IJD, Silvestre SM, Pathek DB, Capaverde Jr. UD, Hilário R, Toledo JJD. Consequences of replacing native savannahs with acacia plantations for the taxonomic, functional, and phylogenetic α - and β -diversity of bats in the Northern Brazilian Amazon. *Front. Ecol. Evol.* 2020; 8:609214.
35. Benvindo-Souza M, de Souza Santos LR, Elias Borges R, Alves de Assis R, de Melo e Silva D, Zortea M, Missel Pacheco S. Thousands of bats: A portrait of the chiropteran fauna of Palmas city, Central Brazil. *Austral Ecol.* 2021; 46(5): 876-879. doi.org/10.1111/aec.13032
36. Sperr EB, Caballero-Martínez LA, Medellín RA, Tschapka M. Seasonal changes in species composition, resource use and reproductive patterns within a guild of nectar-feeding bats in a west Mexican dry forest. *J. Trop. Ecol.* 2011; 27(2): 133-145. doi.org/10.1017/S0266467410000714
37. Ferreira DF, Rocha R, López-Baucells A, Farneda FZ, Carreiras JM, Palmeirim JM, Meyer CF. Season-modulated responses of Neotropical bats to forest fragmentation. *Ecol. Evol.* 2017; 7(11): 4059-4071. doi.org/10.1002/ece3.3005

38. Cárdenas-Canales EM, Stockmaier S, Cronin E, Roche TE, Osorio JE, Carter GG. Social effects of rabies infection in male vampire bats (*Desmodus rotundus*). *Biol. Lett.* 2022; 18: 20220298. doi.org/10.1098/rsbl.2022.0298
39. Beilke EA, O'Keefe JM. Bats reduce insect density and defoliation in temperate forests: An exclusion experiment. *Ecology*. 2022; e3903. doi.org/10.1002/ecy.3903
40. Aguiar LM, Bueno-Rocha ID, Oliveira G, Pires ES, Vasconcelos S, Nunes GL, Frizzas MR, Togni PH. Going out for dinner - The consumption of agriculture pests by bats in urban areas. *PloS One* 2021; 16:e0258066. doi.org/10.1371/journal.pone.0258066.
41. Zurcher AA, Sparks DW, Bennett VJ. Why the bat did not cross the road?. *Acta Chiropt.* 2010; 12(2): 337-340. doi.org/10.3161/150811010X537918
42. Oliveira HFM, Fandos G, Zangrandi PL, Bendini HD N, Silva DC, Muylaert RL, Marinho-Filho JS, Fonseca LM, Rufin P, Schwieder M, Domingos FMC. Crops, caves, and bats: deforestation and mining threaten an endemic and endangered bat species (*Lonchophylla: Phyllostomidae*) in the Neotropical savannas. *HYSTRIX*. 2022; 33(2): 158-166. doi.org/10.4404/hystrix-00541-2022
43. Carrasco-Rueda F, Loiselle BA, Frederick PC. Mercury bioaccumulation in tropical bats from a region of active artisanal and small-scale gold mining. *Ecotoxicology*. 2020; 29: 1032-1042. doi.org/10.1007/s10646-020-02195-3

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

<http://www.icmbio.gov.br/revistaelectronica/index.php/BioBR>

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

ISSN: 2236-2886





Análise da distribuição espaço-temporal de tartarugas-marinhas em Arraial do Cabo, Rio de Janeiro

Raquel Azeredo Muniz^{1,4*}

 <https://orcid.org/0000-0002-0307-5142>

* Contato principal

Pedro Mattos Pereira de Souza²

 <https://orcid.org/0009-0009-2306-2654>

Juliana Mello Fonseca^{3,4}

 <https://orcid.org/0000-0003-0029-1787>

Fabio Soares Cruz⁴

 <https://orcid.org/0009-0002-1671-4027>

Mariana Soares⁴

 <https://orcid.org/0000-0003-3003-0342>

Thiago Leal Tavares⁴

 <https://orcid.org/0000-0001-9498-1740>

Júlia Céla Mercedes Strauch²

 <https://orcid.org/0000-0002-9225-0511>

¹ Fundação de Apoio à Escola Técnica do Estado do Rio de Janeiro/FAETEC, Rio de Janeiro/RJ, Brasil. <raquelmuniz7@gmail.com>.

² Universidade Federal Fluminense/UFF, Rio de Janeiro/RJ, Brasil. <PedroMattos029@hotmail.com, julia.strauch.pesquisa@gmail.com, pedromattos029@hotmail.com, julia.strauch.pesquisa@gmail.com>.

³ Universidade Federal do Rio de Janeiro/UFRJ, Rio de Janeiro/RJ, Brasil. <juliana.mellofonseca@gmail.com, juliana.mellofonseca@gmail.com>.

⁴ Instituto SENAI de Tecnologia Química e Meio Ambiente, Rio de Janeiro/RJ, Brasil. <soares4fc@hotmail.com, marianasoaress@yahoo.com.br, ttavares@firjan.com.br, raquelmuniz7@gmail.com, juliana.mellofonseca@gmail.com>.

Recebido em 15/08/2023 – Aceito em 18/08/2023

Como citar:

Muniz RA, Souza PMP, Fonseca JM, Cruz FS, Soares M, Tavares TL, Strauch JCM. Análise da distribuição espaço-temporal de tartarugas-marinhas em Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brasil. Biodivers. Bras. [Internet]. 2024; 14(4): 10-28. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2474

Palavras-chave: Ecologia de populações; tecnologias geoespaciais; monitoramento ambiental.

RESUMO – A região de Arraial do Cabo, estado do Rio de Janeiro no Brasil, abriga uma alta biodiversidade marinha, além de fornecer importante zona de alimentação e abrigo para as espécies de tartarugas-marinhas na região sudeste do Brasil. Destarte, o presente trabalho tem por objetivo analisar os registros sobre a presença e a distribuição espacial de espécies de tartarugas-marinhas em Arraial do Cabo, Rio de Janeiro. Tais registros foram realizados por meio de embarcação seguindo transectos lineares desenhados para a porção oceânica e para a porção protegida do cabo, ao longo de oito campanhas, entre 2019 e 2021. As tartarugas-marinhas observadas ao longo dos transectos foram identificadas, fotografadas e registrado seu posicionamento espacial. Também foram registrados dados abióticos como temperatura superficial da água do mar, velocidade e direção do vento. Para a análise da distribuição espacial das tartarugas-marinhas foram analisados os parâmetros abióticos e elaborados mapas de densidade usando uma função kernel. Como resultado foram identificadas quatro espécies: *Lepidochelys olivacea*, *Caretta caretta*, *Chelonia mydas* e *Dermochelys coriacea*, sendo estas duas últimas as mais abundantes. Ambas as espécies apresentaram padrão de agregação espacial nas porções oceânica e protegida do cabo. Todavia,

o padrão entre as espécies foi temporalmente distinto: a presença da espécie *C. mydas* foi registrada ao longo de todo o período de estudo, enquanto *D. coriacea* foi registrada somente em novembro 2019. Características ecológicas de cada uma das espécies, além da distribuição de manchas de plâncton gelatinoso, podem explicar estes padrões de dispersão e densidade. Estas informações são relevantes para subsidiar a implementação de ações de preservação.

Analysis of spatial-temporal distribution of sea turtles in Arraial do Cabo, Rio de Janeiro

Keywords: Population ecology; geospatial technologies; environmental monitoring.

ABSTRACT – The Arraial do Cabo region, state of Rio de Janeiro in Brazil, shelter a great marine biodiversity, in addition to providing an important feeding and sheltering area for sea turtle species in the southeast region of Brazil. Thus, the present paper aims to analyze records on the presence and spatial distribution of species of sea turtles in Arraial do Cabo, Rio de Janeiro. Such records were made by means of a vessel following transects lines designed for the oceanic portion and for the protected portion of the cape, over eight campaigns, between 2019 and 2021. The sea turtles observed along these transects were identified, photographed and recorded its spatial position. Abiotic data on seawater surface temperature, wind speed and direction were also recorded. For the analysis of the spatial distribution of sea turtles, analyzes of abiotic parameters were carried out and density maps were elaborated using a kernel function. As a result, four species were identified: *Lepidochelys olivacea*, *Caretta caretta*, *Chelonia mydas* and *Dermochelys coriacea*, with the latter two being the most abundant. Both species showed a pattern of spatial aggregation in the oceanic and protected portions of the cape. However, the pattern between the species was temporally distinct: the presence of the species *C. mydas* was recorded throughout the entire study period, while *D. coriacea* was recorded only in November 2019. Ecological characteristics of each of the species, in addition to the distribution of patches of gelatinous plankton, can explain these patterns of dispersion and density. This information is relevant for the development of conservation actions.

Análisis de la distribución espacio-temporal de las tortugas marinas en Arraial do Cabo, Rio de Janeiro

Palabras clave: Ecología de la población; tecnologías geoespaciales; monitoreo ambiental.

RESUMEN – La región de Arraial do Cabo, estado de Rio de Janeiro en Brasil, alberga una alta biodiversidad marina, además de proporcionar un área importante de alimentación y refugio para las especies de tortugas marinas en la región sureste de Brasil. Así, el presente trabajo tiene como objetivo analizar registros sobre la presencia y distribución espacial de especies de tortugas marinas en Arraial do Cabo, Rio de Janeiro. Dichos registros se realizaron mediante una embarcación siguiendo transectos diseñados para la porción oceánica y para la porción protegida del cabo, durante ocho campañas, entre 2019 y 2021. Las tortugas marinas observadas a lo largo de los transectos fueron identificadas, fotografiadas y registradas espacialmente. También se registraron datos abióticos sobre la temperatura de la superficie del agua de mar, la velocidad y la dirección del viento. Para el análisis de la distribución espacial de las tortugas marinas se realizaron análisis de parámetros abióticos y se elaboraron mapas de densidad utilizando una función kernel. Como resultado se identificaron cuatro especies: *Lepidochelys olivacea*, *Caretta caretta*, *Chelonia mydas* y *Dermochelys coriacea*, siendo estas dos últimas las más abundantes. Ambas especies mostraron un patrón de agregación espacial en las porciones oceánica y protegida del cabo. Sin embargo, el patrón observado entre las especies fue temporalmente distinto: la presencia de la especie *C. mydas* se registró durante todo el período de estudio,

mientras que *D. coriacea* se registró solo en noviembre 2019. Las características ecológicas de cada una de las especies, además de la distribución de manchas de plancton gelatinoso, pueden explicar estos patrones de dispersión y densidad. Esta información es relevante para el desarrollo de acciones de conservación.

Introdução

Ao longo da costa brasileira é reportada a ocorrência de cinco espécies de tartarugas-marinhas: *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda), *Lepidochelys olivacea* (tartaruga-oliva), *Eretmochelys imbricata* (tartaruga-de-pente), *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro) e *Chelonia mydas* (tartaruga-verde). Exceto esta última, todas as demais se encontram na Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção [1], e todas as cinco espécies constam na Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza [2]. Com especial destaque para *E. imbricata* e *D. coriacea*, que mantém o status de criticamente em perigo, a primeira espécie pela IUCN e a segunda pela lista nacional, respectivamente.

Os impactos antrópicos que atingem esses animais são diversos, como: o crescimento urbano desordenado, que leva a alteração e degradação dos habitats, incluindo áreas de desova [3][4]; a ingestão de resíduos, principalmente microplásticos [5][6][7]; a fotopoluição, que interfere diretamente no ciclo reprodutivo [8][9]; a captura incidental em função da pesca predatória [10][11][12], e as mudanças climáticas globais, que interferem em muitos aspectos, incluindo a proporção entre machos e fêmeas [13][14][15]. Além desses, destacam-se também os impactos decorrentes de atividades portuárias, que causam alterações na dinâmica costeira, supressão de ecossistemas; processos de soterramento e dragagens do ambiente bentônico e alterações na paisagem e, conseqüentemente, o comprometimento de outros setores econômicos costeiros importantes: como turismo, pesca e transporte local [16][17][18]. Todavia, a intensificação do tráfego de embarcações é um dos impactos das atividades portuárias que mais afeta às tartarugas-marinhas, pois possibilita colisões frequentes, causando lesões graves, mutilações e geralmente o óbito [19].

O Porto do Forno, situado na Praia dos Anjos, município de Arraial do Cabo, apresenta características importantes do ponto de vista ambiental, por estar situado em um ecossistema sensível, sendo considerado um relevante ponto de diversidade de organismos marinhos na região sudeste da

costa brasileira [20]. Tais características se devem principalmente ao fenômeno da ressurgência na região [21]. Além disso, o porto fica em uma Reserva Extrativista marinha (RESEX), a RESEX Arraial do Cabo, que tem como principal objetivo preservar a biodiversidade e a cultura da pesca artesanal tradicional [22]. Portanto, toda atividade que possa potencialmente causar impactos à biodiversidade deve obrigatoriamente se submeter ao processo de licenciamento ambiental, que é coordenado e fiscalizado por órgãos públicos (federais, estaduais e municipais) e orientado por normas federais (Resoluções Conama nº 001/1986 e nº 237/1997). De forma resumida, nesse processo o empreendedor deve obter a: i) licença prévia (LP), a ser obtida na concepção do projeto; ii) licença de instalação (LI), para dar início às obras de instalação do empreendimento; e iii) licença de operação (LO), necessária para início de atividades do empreendimento. Ainda na LP, são acordados os projetos condicionantes de licença, que serão executados ao longo das atividades do empreendimento, tendo como objetivo a mitigação dos impactos inerentes às atividades [23]. Tais projetos podem envolver o monitoramento de organismos sensíveis, como no caso deste estudo.

Nesse contexto, as tartarugas-marinhas se destacam por desempenhar um importante papel ecológico nos ecossistemas marinhos, e, portanto, estudos envolvendo o monitoramento das populações são imprescindíveis, para a criação e implementação de políticas públicas para conservação. Porém, a maior parte desses estudos no Brasil, são desenvolvidos a partir de metodologias de monitoramento de encalhes [19], assim como em áreas de nidificação [15].

O uso de novas tecnologias, como o monitoramento a partir de aeronaves remotamente pilotadas (drones) também vem crescendo no Brasil, pela praticidade de uso e redução de custos [24]. Todavia, poucos estudos, no Brasil e no mundo, são realizados por meio de metodologias mais dinâmicas, como as realizadas a partir de embarcações com o registro das observações sendo feito com o sistema de posicionamento global (SPG).

Nota-se também a escassez de monitoramentos realizados por telemetria, a exemplo de poucos trabalhos publicados com a utilização dessa tecnologia

[25][26][27], em função dos elevados custos. Tais métodos, envolvendo o monitoramento do uso do *habitat* por meio de tecnologias geoespaciais, são de extrema importância para o melhor conhecimento sobre a ecologia das tartarugas-marinhas em todas as etapas de seu ciclo de vida, visto que são animais migratórios. Portanto, geotecnologias são apontadas para uma boa performance da análise de dados [28], gerando um melhor entendimento sobre padrões de distribuição de populações destes animais, e sobre a interferência nesses padrões, frente a impactos ambientais específicos.

Sendo assim, o objetivo do presente estudo é analisar a distribuição espaço-temporal de espécies de tartarugas-marinhas em Arraial do Cabo, no Rio de Janeiro, bem como analisar parâmetros abióticos. Esta última análise permite obter uma melhor compreensão do cenário ambiental e dos fatores que

contribuem para explicar a densidade e ocorrência desses animais.

Área de estudo

Arraial do Cabo é um município que se localiza em uma massa de terra que se estende para o Oceano Atlântico (Figura 1). Segundo o IBGE Cidades (<https://cidades.ibge.gov.br>), o município de Arraial do Cabo apresentava, em 2021, uma população estimada de 30.827 habitantes com uma densidade demográfica de 172,91 hab/km². No último Censo Demográfico de 2010 apresentou 91,1% de esgotamento sanitário adequado, 61,6% de arborização de vias públicas com 51,2% de urbanização dessas vias. Em 2019, o PIB per capita foi de R\$84.241,59. Em 2015, apresentou 68,5% do seu orçamento proveniente de fontes externas, isto é, de transferências do Estado e da União e dos royalties do petróleo.

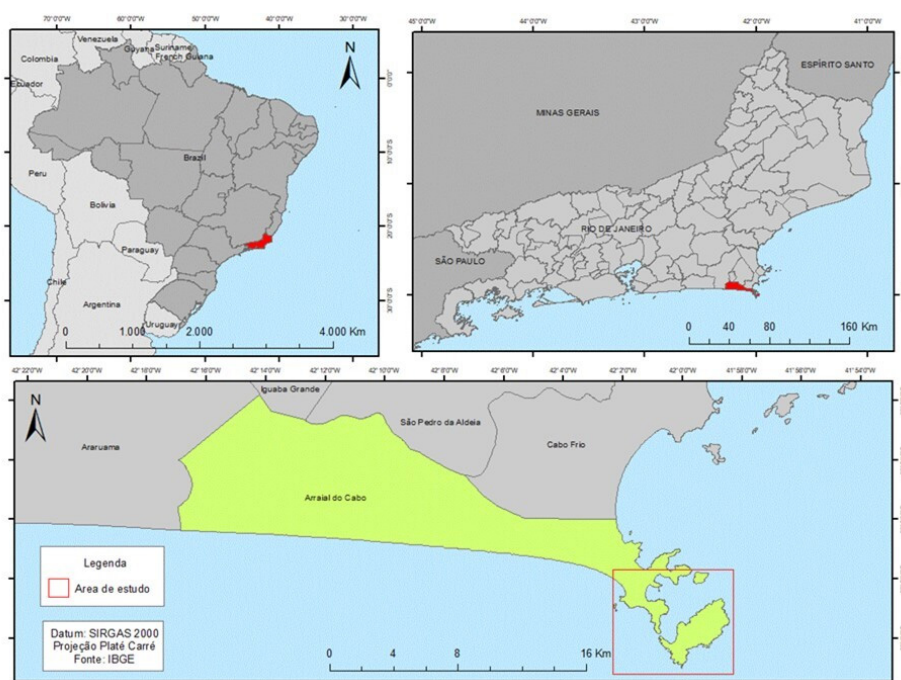


Figura 1 – Mapa da área de estudo.

Situado na porção norte do estado do Rio de Janeiro, região sudeste do Brasil, marcada pela mudança na orientação da linha de costa, de Norte-Sul para Leste-Oeste, próximo à isóbata de 100 m (Figura 1). Durante o final da primavera e verão, nessa região predominam os ventos do quadrante (N-NE), que, combinados com a geomorfologia da costa, dão origem ao fenômeno da ressurgência.

Esse fenômeno é caracterizado pela chegada, à superfície, de águas frias que percorrem o fundo marinho (Águas Centrais do Atlântico Sul – ACAS), trazendo com elas nutrientes que abastecem toda a teia trófica marinha desta região [21]. Contribuindo, portanto, para a grande biodiversidade marinha dessa área de estudo.

Material e Métodos

O desenho amostral idealizado para a coleta de dados e registro de tartarugas-marinhas contemplou duas áreas distintas: área externa (oceânica) de Arraial do Cabo, com dez transectos de 3 km cada, conforme ilustrado na Figura 2; e uma área interna do cabo, com seis transectos irregulares distribuídos entre o continente e a ilha de Cabo Frio (Figura 3). Inicialmente, o presente estudo tinha como principal objetivo detectar possíveis impactos provenientes das atividades do Porto do Forno na região, e, portanto, a área externa foi prevista como área controle, e

a área interna foi desenhada para monitorar as possíveis interações da megafauna com as atividades portuárias, visto que o Porto do Forno se localiza próximo à enseada do Forno, na área interna de Arraial do Cabo. Entretanto, ao longo do período de estudo, as atividades do Porto foram restritas ao desembarque de tripulantes e de carregamento de sal, entre os dias 21 e 24/10/2019; 31/10/2019, e apenas um dia em dezembro de 2019, próximo ao Natal. Portanto, devido à sua atividade inexpressiva, não pode ser verificado neste estudo nenhum impacto direto decorrente destas atividades do Porto sobre a megafauna monitorada.

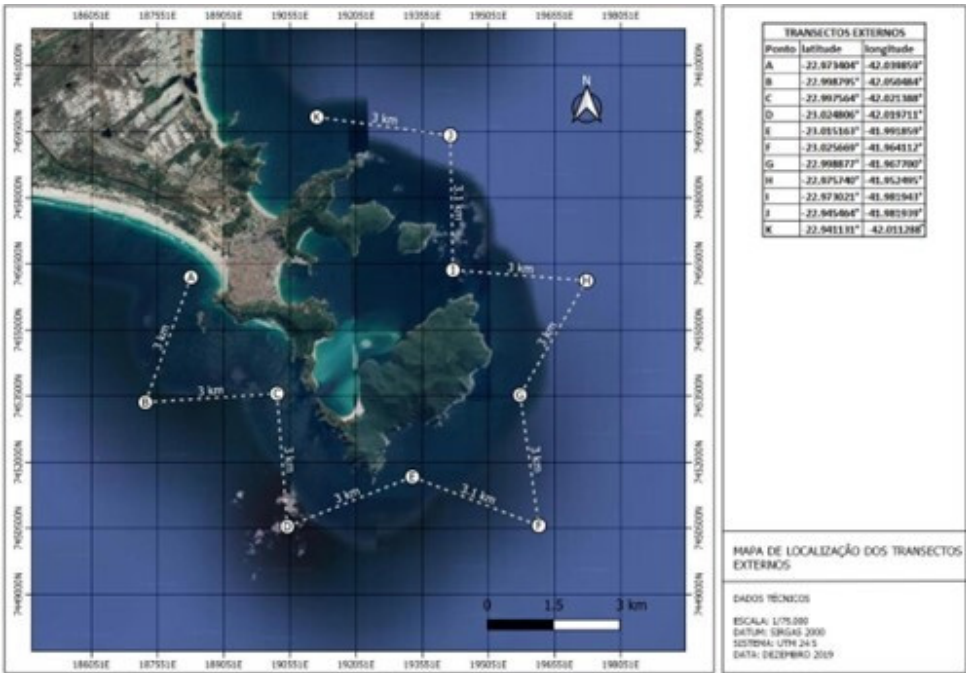


Figura 2 – Transectos externos com 3 km de extensão cada, em Arraial do Cabo/RJ.

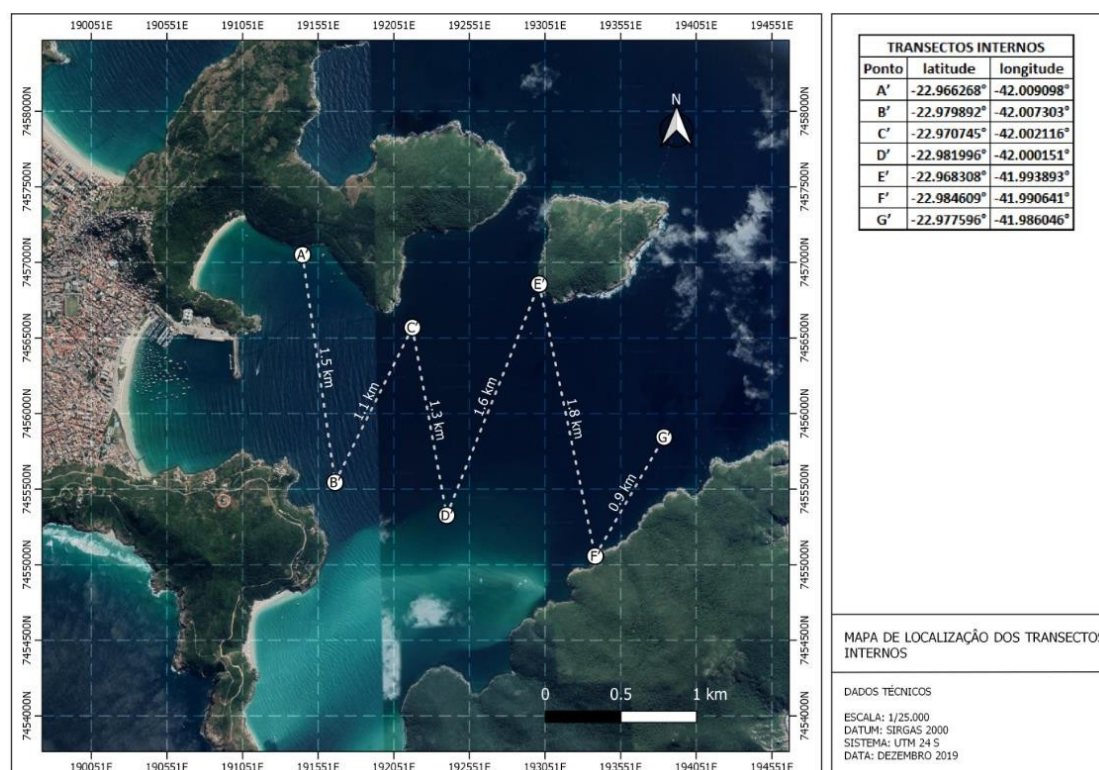


Figura 3 – Transectos internos para monitoramento de tartarugas-marinhas, em Arraial do Cabo/RJ.

Originalmente, as campanhas foram planejadas para ter periodicidade bimestral, com seis dias de amostragem por campanha. Entretanto, não foi possível manter tal periodicidade, em função das condições climáticas adversas, assim como em função do período de restrições devido à pandemia de Covid-19. Cada campanha de monitoramento foi composta por três pernadas de dois dias (somando

um total de seis dias de esforço por campanha), distribuídas ao longo do período de estudo. Ao todo foram realizadas sete campanhas e meia, com um total de [45] dias (aproximadamente 270 horas) de esforço amostral (Tabela 1). A cada dia de esforço foram percorridos tanto os transectos externos quanto os internos.

Tabela 1 – Datas das campanhas realizadas para monitoramento de tartarugas-marinhas.

Ano	Campanha	Datas	Nº de Dias
2019	C1	25-26/5 e de 01-04/6	6
	C2	08-09; 15, 16, 27 e 28/7	6
	C3	26-27/8; 07, 08 e 13/10 e 02/11	6
	C4	03, 20, 21, 22, 30/11 e 01/12	6
2020	C5	11, 12, 22, 23, 30-31/01	6
	C6	14-15/03; 24-25/9 e 14-15/10	6
	C7	09-10 e 18/11; 21-22/12/2020; 25/01/2021	6
2021	C8	08-10 de fevereiro de 2021**	3

**Campanha 8 realizada com apenas 3 dias.

A cada dia do monitoramento, os transectos foram percorridos a bordo de embarcação de madeira de 9,6 m e motor MWM de 3 cilindros. As avistagens foram realizadas por pelo menos dois observadores, posicionados em cada bordo da embarcação, cada qual responsável por um campo de visão de aproximadamente 90°, totalizando 180° de campo amostral.

A velocidade da embarcação se manteve constante (entre 3 e 4 nós) a fim de evitar qualquer interferência no comportamento natural dos animais, ora objeto deste estudo, adaptando-se metodologia já consolidada [29]. O procedimento de avistagem teve como premissa a coleta de dados com base no método adaptado de registro comportamental, Animal Focal, a fim de detalhar o comportamento instantâneo predominante no momento da avistagem [30].

Todas as tartarugas-marinhas avistadas foram identificadas ao menor grau taxonômico, sempre que possível. Os dados de comportamento dos animais no momento da avistagem, assim como possíveis interações com outros grupos taxonômicos ou com a embarcação, dentre outras informações foram registradas. A posição geográfica relativa à posição do observador no momento da avistagem foi registrada através do uso de GPS GARMIN eTrex10, e o registro fotográfico também foi realizado sempre que possível, por meio de câmera Digital Single Lens Reflex (DSLR) denominada Nikon D3100.

Para integrar os resultados biológicos, em todas as visitas a campo foram realizadas coletas dos seguintes parâmetros abióticos: temperatura das águas superficiais, velocidade e direção do vento e profundidade por ponto dos transectos.

A temperatura superficial da água do mar foi coletada nos pontos iniciais e finais de cada transecto (externo e interno) por meio de termômetro digital. Coletas adicionais foram realizadas em caso de mudança brusca das condições ambientais. Para estes dados dos transectos externos e internos, separadamente, foram calculadas as médias e erros padrão dos valores coletados *in situ*, de modo a elaborar gráfico que possibilite sua interpretação. Os dados de intensidade e direção dos ventos foram avaliados em cada visita a campo, e confrontado com os registros disponibilizados em planilhas, pelo

Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (<https://portal.inmet.gov.br/>), para a estação meteorológica de Arraial do Cabo. Os dados de velocidade do vento foram tratados a partir das médias dos valores diários, e seus respectivos erros padrão. Em relação à direção do vento, foram calculadas as médias das frequências de cada direção, para a elaboração do gráfico de frequência mensal.

Para cada ponto de ocorrência de tartarugas foram obtidos os valores de profundidade (m) a partir da plotagem das coordenadas obtidas por GPS na carta náutica intitulada Enseadas de Cabo Frio, na escala 1:20.000, produzida pelo Centro de Hidrografia da Marinha (CHM), obtida a partir do site da Marinha do Brasil (<https://www.marinha.mil.br>). Esse processo requereu uma interpolação digital na carta, sendo realizado no ambiente de sistema de informações geográficas no software ArcGIS, que possibilitou a sobreposição de camadas de informações. Portanto, os pontos de registros dos animais em campo foram sobrepostos à camada de informações da carta náutica supracitada, contendo o mapeamento das zonas batimétricas da área de estudo. A partir dessa sobreposição, a interpolação foi realizada, tomando-se como referência dois pontos de profundidades conhecidas (na carta) mais próximos ao ponto no qual foi observada a ocorrência do animal registrado (por GPS), a partir dos quais foi realizada uma média.

Desta forma, visando obter um padrão de agregação segundo as espécies de tartarugas-marinhas observadas, por unidade de área e uma estimativa da densidade de ocorrência, foi efetuada uma análise exploratória espacial, utilizando os pontos de registro de ocorrência e suas respectivas profundidades. Para isso usou-se uma função kernel usando um raio de influência de 5 km. Essa distância foi adotada para os transectos internos e externos, após várias simulações, visando verificar as respectivas densidades das espécies analisadas.

Resultados

Parâmetros abióticos

A temperatura superficial da água do mar (TSM) apresentou mudança no padrão entre transectos internos (TI) e externos (TE), ao longo do período de estudo (Figura 4).

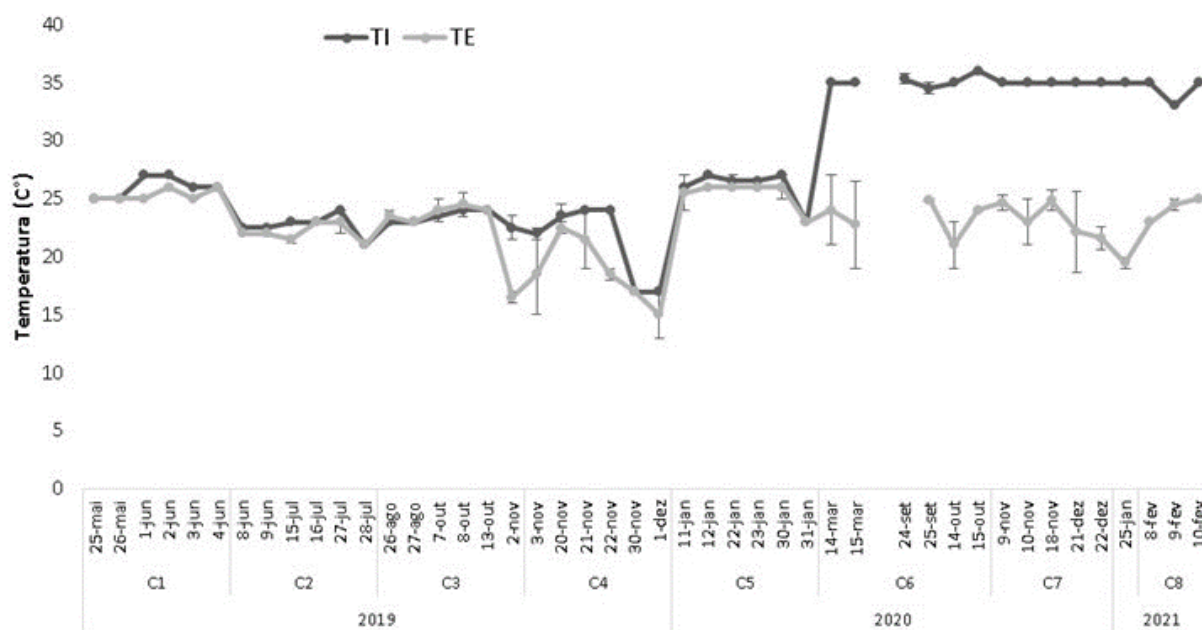


Figura 4 – Temperatura superficial da água do mar, em amostras coletadas nos transectos internos e externos em Arraial do Cabo/RJ (média $\pm$ erro padrão), ao longo dos períodos de estudo (TI = Transectos internos; TE = Transectos externos). O período de ausência de dados se refere ao evento da pandemia, quando as atividades foram interrompidas.

Nas primeiras três campanhas, correspondentes ao período de inverno de 2019, foi observado que as médias das temperaturas entre os dois grupos de transectos eram semelhantes, variando entre 21° e 27°C. Entre o final da terceira e da quarta campanhas, realizada entre final de outubro e início de dezembro de 2019, foi observada uma queda da temperatura superficial da água, em ambos os conjuntos de transectos, chegando a um valor mínimo de 17°C. Posteriormente, na quinta campanha, os padrões de temperatura voltaram ao nível inicial, com comportamento ainda semelhante entre os grupos de transectos. Todavia, a partir das pernas realizadas em março de 2020 (sexta campanha),

pôde ser observada uma divergência nos padrões de temperatura superficial da água do mar, com águas superficiais mais quentes, apresentando um maior destaque para a região interna (transectos internos) da área de estudo, em relação à porção externa (transectos externos).

A velocidade do vento mostrou maiores valores médios entre agosto e outubro de 2019, com um pico em janeiro de 2021. Os menores valores de velocidade do vento, no período, foram referentes a abril de 2019 e a fevereiro de 2021. Porém, o primeiro valor pode estar subnotificado, devido à ausência de dados na maioria dos dias naquele mês, disponibilizados pelo INMET, para a estação meteorológica (Figura 5).

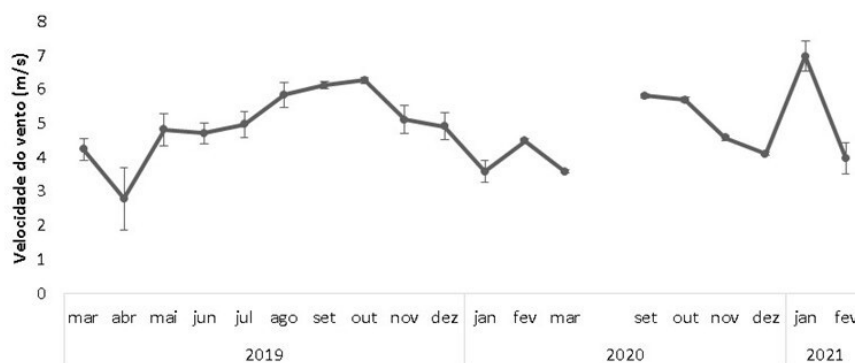


Figura 5 – Velocidade do vento (m/s) em Arraial do Cabo/RJ (média, $\pm$ erro padrão), ao longo dos períodos de estudo. Os dados ausentes se referem ao período de pandemia, quando as atividades foram interrompidas.

Em relação à direção dos ventos predominantes, observa-se que eles ocorrem provenientes dos quadrantes leste e nordeste e que predominaram

ao longo de todo o período de estudo (Figura 6), conforme já esperado para a região.

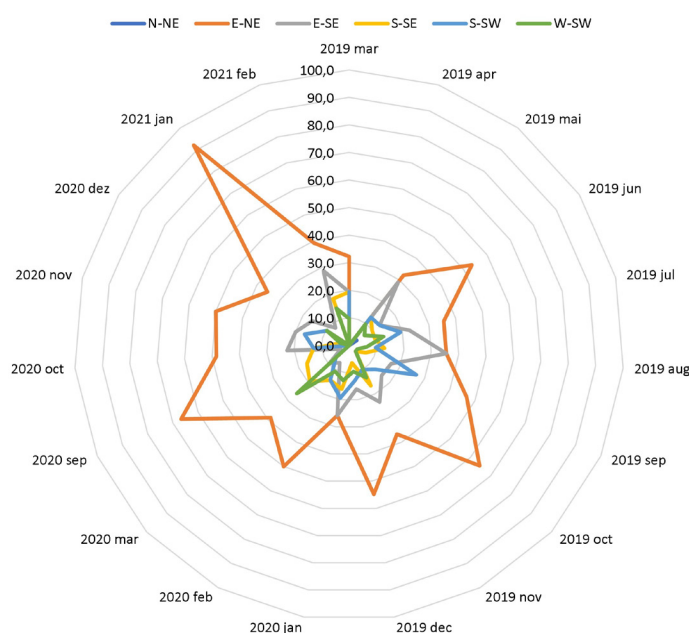


Figura 6 – Direção dos ventos em Arraial do Cabo/RJ (% dos dias a cada mês), ao longo dos períodos de estudo.

Análise qualitativa das espécies de tartarugas-marinhas observadas na área de estudo

Foram registradas quatro das cinco espécies de tartarugas-marinhas cuja distribuição já era conhecida ao longo da área de estudo: *Lepidochelys olivacea* (tartaruga-oliva); *Chelonia mydas* (tartaruga-verde);

Caretta caretta (tartaruga-cabeçuda) da família Cheloniidae; e *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro) da família Dermochelyidae (Figura 7). Alguns espécimes não puderam ser identificados, pelo rápido deslocamento/mergulho dos animais, o que impediu a observação de características importantes para a identificação, ou registro fotográfico.

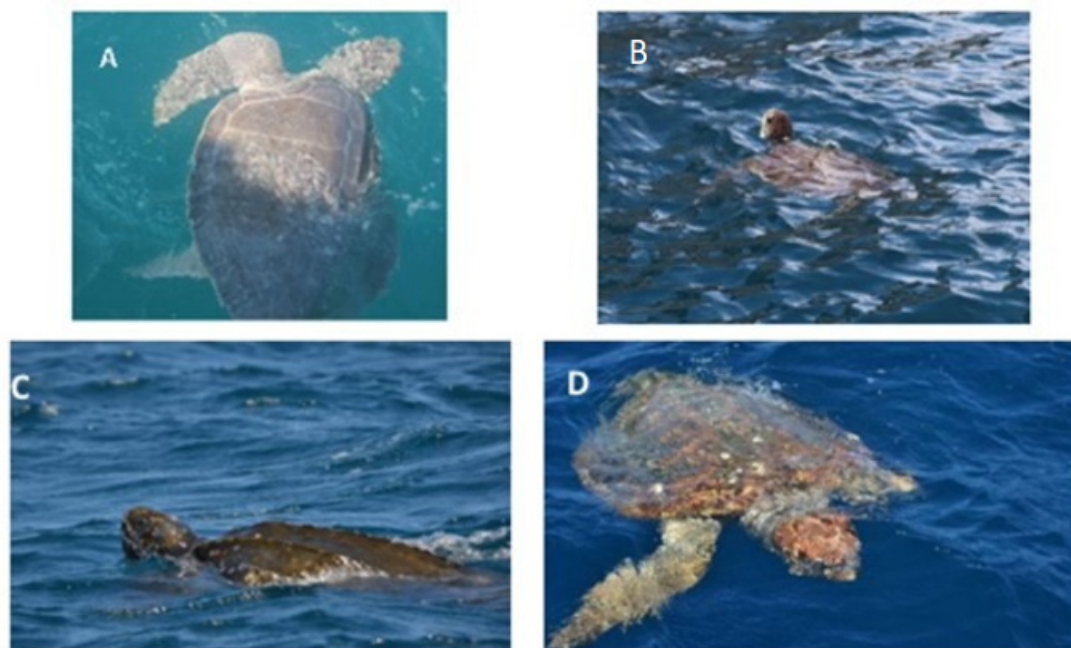


Figura 7 – Indivíduos das espécies: A) *Lepidochelys olivacea* (tartaruga-oliva); B) *Chelonia mydas* (tartaruga-verde); C) *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro) e D) *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda). Fonte: Raquel Muniz e Fabio Cruz.

Ao todo foram registradas 163 avistagens de tartarugas-marinhas na área de estudo. Foi observada variação do número total de animais, segundo suas respectivas espécies ao longo do tempo (Figura 8, Tabela 2). Tal variação já era

esperada, levando-se em consideração o ciclo migratório das espécies estudadas, em adição ao ciclo natural da ressurgência, que mobiliza toda a estrutura e dinâmica das comunidades marinhas, nessa região.

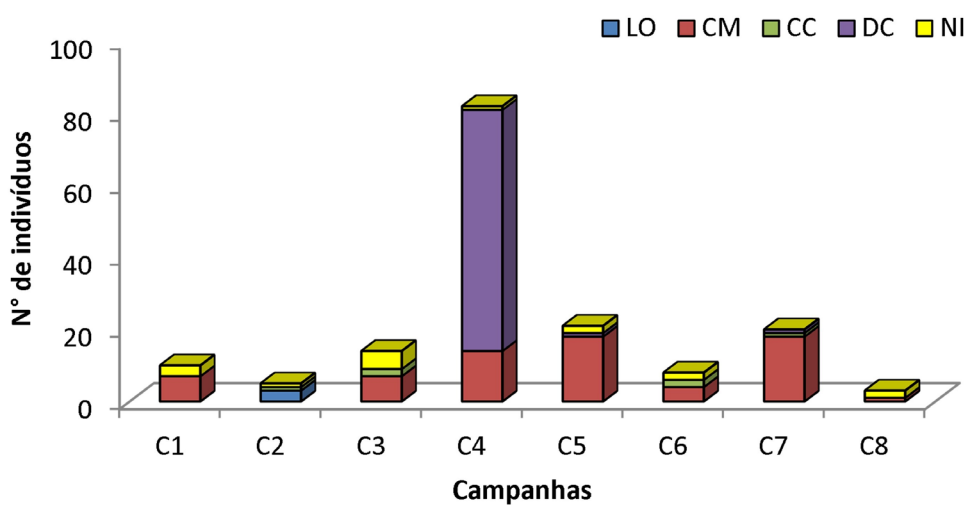


Figura 8 – Variação temporal do número de indivíduos de tartarugas-marinhas, ao longo das campanhas de coleta de dados, desenvolvidas em Arraial do Cabo/RJ. (LO: *L. olivacea*; CM: *C. mydas*; CC: *C. caretta*; DC: *D. coriacea* e NI: não identificadas).

Tabela 2 – Número de indivíduos de tartarugas-marinhas, por espécie, monitoradas em Arraial do Cabo/RJ, ao longo do período de estudo. (LO: *L. olivacea*; CM: *C. mydas*; CC: *C. caretta*; DC: *D. coriacea* e NI: não identificadas).

Ano	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	Total
LO	0	3	0	0	0	0	0	0	3
CM	7	0	7	14	18	4	18	1	69
CC	0	1	2	0	0	2	1	0	6
DC	0	0	0	67	1	0	1	0	69
NI	3	1	5	1	2	2	0	2	16
Total									163

Conforme pode ser observado a partir do gráfico apresentado na Figura 8, as espécies que mais se destacaram em termos de abundância foram *D. coriacea*, porém somente na quarta campanha de estudo (entre novembro e dezembro de 2019);

e *C. mydas*, em praticamente todas as campanhas realizadas. As espécies *C. caretta* e *L. olivacea* foram observadas pontualmente, portanto, foi realizada somente a avaliação da distribuição das espécies mais abundantes por transecto estudado (Figuras 9 e 10).

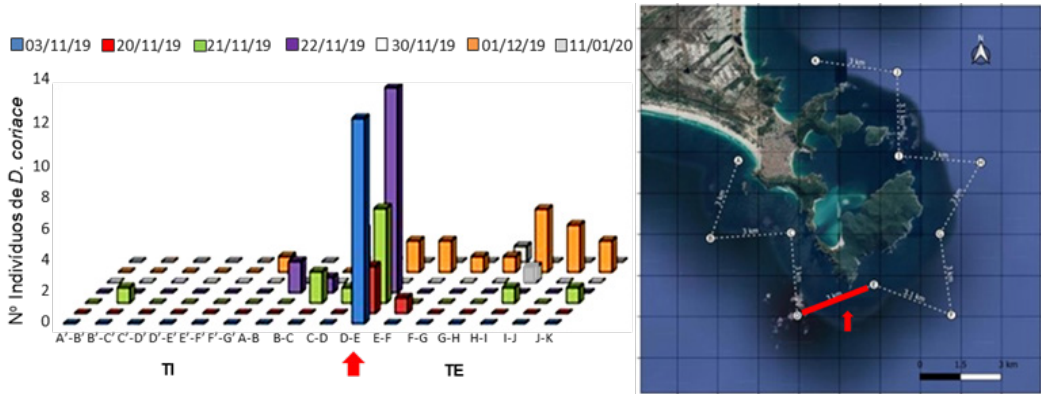


Figura 9 – Variação espacial da abundância de indivíduos de tartaruga-de-couro (*D. coriacea*) ao longo dos transectos internos (TI) e externos (TE), da região de Arraial do Cabo/RJ. As setas vermelhas indicam os transectos de maior abundância da espécie.

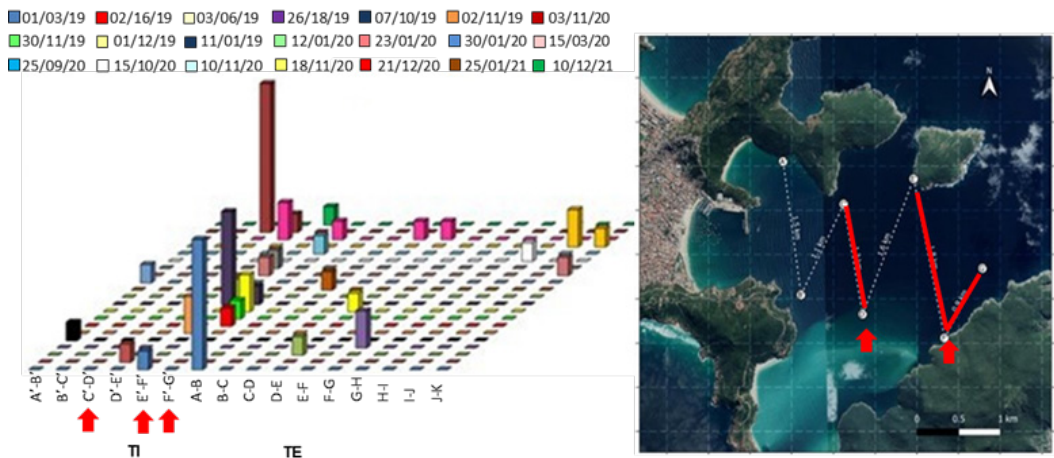


Figura 10 – Variação espacial da abundância de indivíduos de tartaruga-verde (*C. mydas*) ao longo dos transectos internos (TI) e externos (TE) da região de Arraial do Cabo/RJ. As setas vermelhas indicam os transectos de maior abundância da espécie.

As Figuras 9 e 10 representam a diferença no comportamento das duas espécies no que se refere a sua distribuição no espaço. Enquanto as tartarugas-de-couro foram observadas predominantemente na área externa de Arraial do Cabo, majoritariamente no transecto D-E; as tartarugas-verdes foram predominantemente observadas na área interna de amostragem (todas juvenis), majoritariamente nos transectos 'E-'F e 'F-'G. Esses padrões provavelmente indicam diferenças na ecologia dessas duas espécies.

Análise exploratória espacial das espécies de tartarugas-marinhas mais abundantes em Arraial do Cabo

As localizações das ocorrências de tartarugas-marinhas possibilitaram identificar dois padrões de distribuição na área de estudo, em função da espécie. Nesse contexto, observa-se uma concentração de indivíduos da espécie *C. mydas* na porção menos profunda de Arraial do Cabo, referente aos transectos internos, enquanto *D. coriacea* foi observada na porção oceânica (Figura 11).

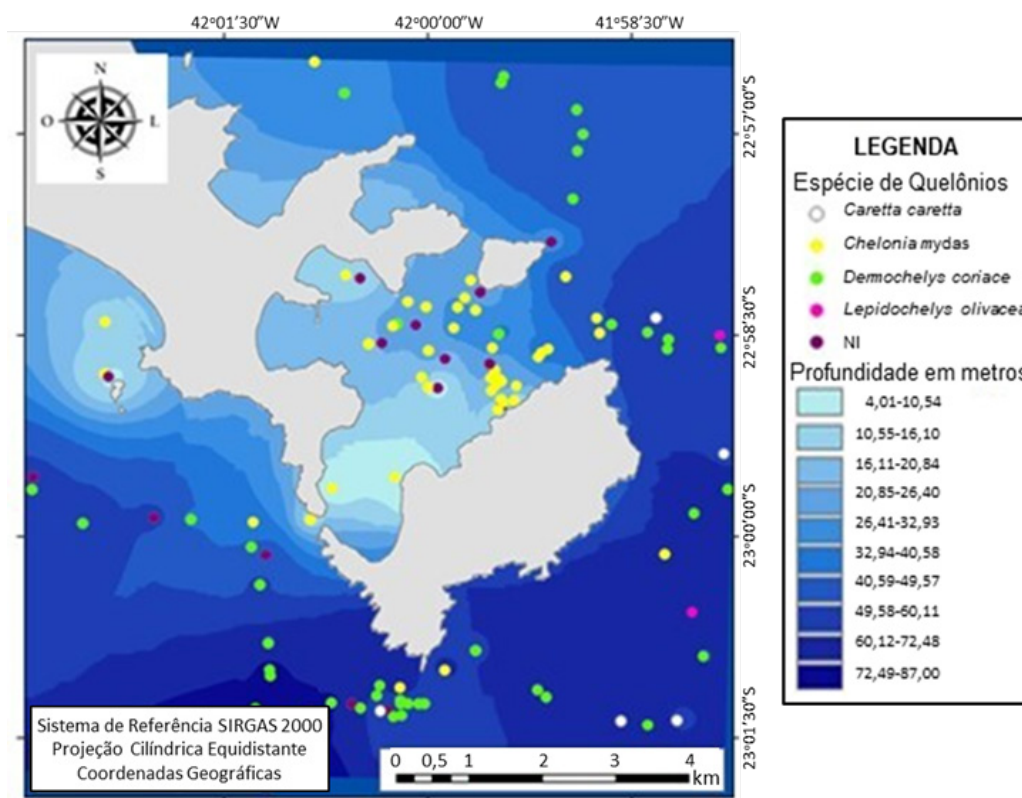


Figura 11 – Distribuição de tartarugas-marinhas encontradas na região de Arraial do Cabo/RJ, ao longo de todo o período de estudo. (NI = não identificadas).

A distribuição dos registros de *C. mydas* indica um padrão de agregação com 99% de confiança na região interna, conforme a densidade de kernel (Figura 12A). Para *D. coriacea* (Figura 12B), o padrão de agregação com 99 % de confiança é aplicada a

função de densidade de kernel demonstrou maior densidade de registros de indivíduos na porção externa (oceânica) da área de estudo, onde as profundidades são abruptamente maiores.

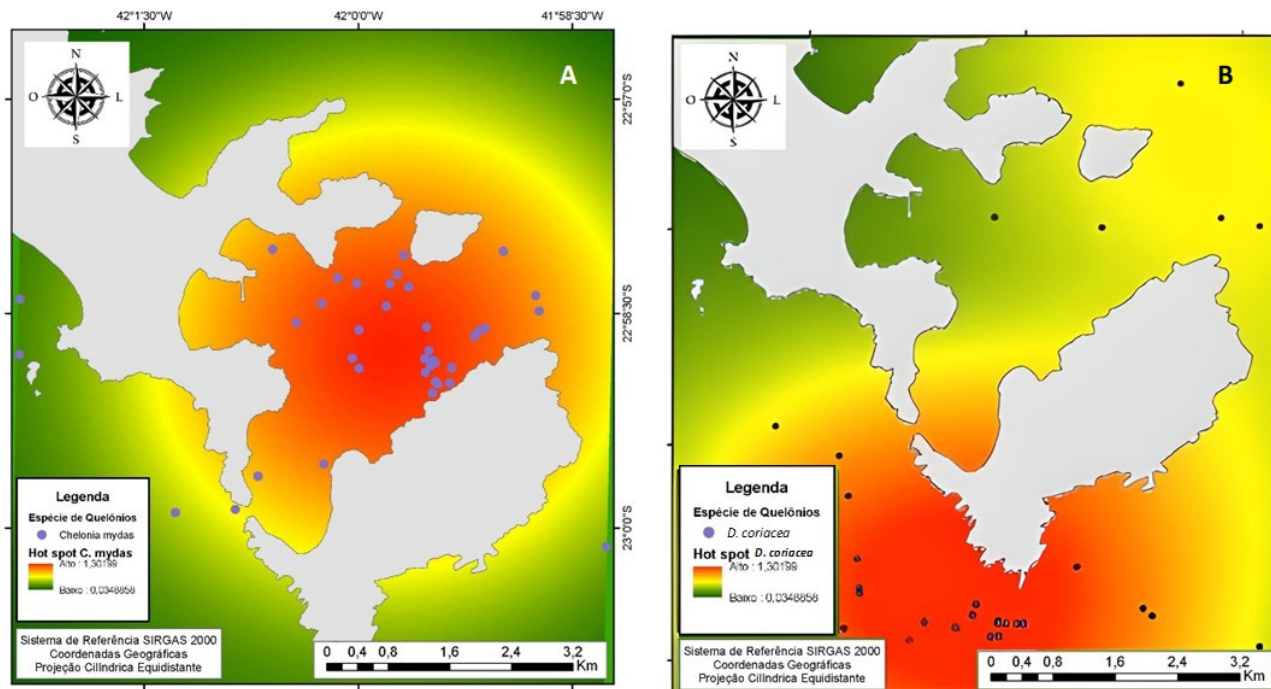


Figura 12 – Mapa de calor mostrando a distribuição de tartarugas-marinhas da espécie *C. mydas* (A) e *D. coriacea* (B) na região de Arraial do Cabo/RJ, ao longo de todo o período de estudo – 01/03/2019 a 10/12/2021.

Discussão

A variação da temperatura superficial da água indicou um padrão esperado, em especial para as cinco primeiras campanhas com predomínio de temperaturas baixas e fenômeno de ressurgência, provocado pelas Águas Centrais do Atlântico Sul. Tal fenômeno é mais evidente no período entre setembro e março, com temperatura média das águas superficiais podendo variar entre 12 -18°C [31]. Porém, a partir da sexta campanha (mais especificamente, a partir de setembro de 2020), foi observada uma alteração desse padrão, com o aquecimento incomum das águas superficiais, principalmente da porção interna da área de estudo. Tal padrão espacial de diferença na temperatura da água já é normalmente observado em Arraial do Cabo, quando se compara a região interna, mais rasa e abrigada, em relação à região externa, mais profunda e mais sujeita aos eventos de ressurgência [32][33]. Porém, eventos de anomalias

térmicas, com valores de temperatura da água acima dos valores das médias normalmente esperadas, já foram observadas para a região, em estudos anteriores [34], em estudo realizado para avaliação de branqueamento de corais, na praia do Forno, em fevereiro e início de maio de 2019. Os autores registraram anomalias entre 0,5 e 2°C, no período de estudo. Tais anomalias geralmente estão associadas ao fenômeno do El Niño, agravado pelo processo de mudanças climáticas globais, que elevam a temperatura superficial da água do mar, afetando os ecossistemas tropicais [35]. Sendo assim, as porções mais rasas desses ambientes normalmente são mais afetadas.

Vale ressaltar que alterações na temperatura dos ecossistemas marinhos podem afetar diretamente as populações de tartarugas-marinhas, inclusive na proporção sexual das populações, visto que o aquecimento das áreas costeiras leva ao nascimento predominante de fêmeas em relação aos machos

[36]. O aumento da temperatura na ordem de 2°C pode causar a feminização de toda uma população, o que enfatiza a sensibilidade das tartarugas-marinhas às alterações climáticas devido ao papel que a temperatura desempenha na determinação do sexo dos embriões [37] e devido ao risco de perda de praias de reprodução pelo aumento do nível do mar. Apesar de esse fato estar associado à temperatura do sedimento no qual os ovos são enterrados, o monitoramento da temperatura superficial da água, pode servir de alerta. Além disso, a temperatura da água do mar, assim como outros fatores ambientais, pode alterar significativamente as áreas de alimentação, levando a possíveis impactos na estrutura e dinâmica das populações [38]. Vale ressaltar que tais alterações são mais potentes em áreas mais rasas, onde os juvenis se alimentam, em função da ausência, ou baixa atuação da termoclina. A concentração de indivíduos de *C. mydas* em locais de águas quentes também foi observada pela equipe de monitoramento do Projeto Tamar. O local é um canal de lançamento de águas de resfriamento de turbinas da empresa Arcellor Mital Tubarão, no Espírito Santo (ES), onde a temperatura se encontra cerca de 8°C acima da normalmente encontrada, antes da captação [39].

Quanto aos resultados de velocidade e direção dos ventos, ambos se comportaram de acordo com o esperado para a região, pois os ventos predominantes e mais intensos de nordeste são diretamente relacionados aos eventos de ressurgência na região, promovendo a ascensão das Águas Centrais do Atlântico Sul [40][31].

Ao longo do período de estudo foram observadas quatro das cinco espécies recorrentes na costa brasileira. A exceção foi a espécie *E. imbricata* (tartaruga-de-pente), apesar de já ter sido registrada na área de estudo, em trabalhos anteriores [19][41]. A região de Arraial do Cabo, principalmente suas porções mais abrigadas, são um potencial *habitat* para essa espécie, cujos indivíduos jovens procuram águas rasas para se abrigar e se alimentar durante esta etapa de seu ciclo de vida [42][41]. Portanto, a ausência de qualquer registro na região pode estar associada às características próprias da espécie, que apresenta maior afinidade às zonas tropicais [41], mas também pode ser um reflexo de impactos antrópicos diretos [43], como o histórico de captura e uso do casco no passado, para a produção de artesanatos [44].

Em relação aos aspectos quantitativos, foi notória a maior frequência de registros ao longo do período de estudo da tartaruga-verde (*C. mydas*).

Tal fato já era esperado, visto que, durante seus estágios juvenil e adulto, essa espécie apresenta hábitos alimentares costeiros [5][45], especialmente relacionados a organismos bentônicos. Nesse contexto, a tartaruga-verde também foi apontada como dominante em estudos de censos subaquáticos [41] encalhes [47][19] e em estudos etnográficos [5]. Essas tartarugas-marinhas apresentam um ciclo de vida complexo [48], uma vez que seus ovos eclodem nas praias, e os neonatos nadam para longe da costa, até chegarem nas correntes oceânicas, onde permanecem por vários anos. Ao atingir cerca de 35 cm de comprimento curvilíneo da carapaça (CCC), as tartarugas-verde retornam à zona nerítica em busca de áreas de forrageio e desenvolvimento [49]. Salienta-se que todos os indivíduos identificados eram juvenis, com especial destaque para a sétima campanha, quando foram observados indivíduos juvenis de pequeno porte, entre os transectos D' e C' (porção interna), possivelmente recém-chegados da fase oceânica.

Conforme já observado em trabalho anterior [41], a agregação de tartarugas-verde juvenis em Arraial do Cabo, formada majoritariamente por indivíduos com aproximadamente de 40 cm de CCC, é comum. Isso reforça que a região de Arraial do Cabo é importante para o desenvolvimento desta espécie, pois, além de funcionar como corredor migratório [49] é também uma relevante área de alimentação [5][45][46].

Outra espécie que se destacou neste estudo foi *D. coriacea* (tartaruga-de-couro), diferente do que foi notado em relação à *C. mydas*, a agregação de indivíduos desta espécie foi pontual no tempo, com grande número de registros no final de primavera de 2019, período de início de ressurgência, principalmente próximo ao local conhecido como Ponta do Focinho (transecto D-E), localizada na área externa da Ilha de Cabo Frio. Nesse período os animais (adultos) foram observados forrageando, em uma mancha de águas-vivas (Cnidaria, Medusae). Todavia, no ano de 2020, somente um espécime foi registrado, apesar de ser notada a grande disponibilidade desse recurso alimentar no período. De fato, o plâncton gelatinoso é o principal alimento desta espécie. Porém, as agregações das tartarugas-de-couro não são sistemáticas, e, portanto, assumem uma periodicidade bianual, pois, geralmente esses animais intercalam anos dedicados a sítios de alimentação, com anos de visitas à locais para a reprodução [50]. A agregação dessa espécie já foi registrada em outros locais do mundo, como na

costa da Argentina e da África [50]. Porém, essa foi uma evidência inédita para a região de Arraial do Cabo onde, até o presente momento, não se tinha observado tal fenômeno [46].

Tais agregações de tartarugas marinhas na região de Arraial do Cabo foram confirmadas a partir das análises realizadas a partir dos mapas de densidade de kernel, cuja a distância de 5 km de raio para a análise, se mostrou adequada pois, foi possível equalizar as diferenças entre esforços amostrais, em função das diferentes distâncias percorridas, nos transectos externos e internos.

Com relação à *C. mydas*, a concentração de animais ocorreu na região interna, caracterizada por indivíduos juvenis de pequeno porte. Tal configuração pode estar associada ao fato de essa região apresentar um recorte livre de barreiras geográficas, como ilhas e costões rochosos, permitindo o desenvolvimento de ondas em sequência (“trem de ondas”), o que facilita, portanto, a entrada de indivíduos juvenis, recém-chegados da fase oceânica, nesta porção mais abrigada da costa.

As “manchas” de medusas (Cnidaria) foram possíveis fatores determinantes para a agregação das duas espécies mais abundantes. Grandes quantidades de medusas, que são importantes recursos para as tartarugas-marinhas, foram registradas ao longo das campanhas quatro (novembro de 2019), sete (novembro de 2020 a janeiro de 2021) e oito (fevereiro de 2021), respectivamente. Em relação à espécie *D. coriacea*, outro fator que deve ser levado em consideração é o perfil batimétrico da região, que apresenta uma profundidade abrupta logo a partir da porção externa da ilha de Cabo Frio, permitindo desta forma, que animais oceânicos, como a tartaruga-de-couro, acessem facilmente a costa.

Em relação aos registros de *C. caretta* e *L. olivacea*, essas foram pontuais no tempo e no espaço, com um total de seis e três indivíduos registrados, respectivamente com *C. caretta* mais distribuída ao longo dos meses de amostragem. Destaca-se que uma dessas ocorrências se tratou de um indivíduo de *C. caretta* morto, em estado recente de decomposição, no dia 25/09/2020. O animal, que se tratava de um juvenil, foi encontrado ao longo do transecto E' - F' (porção interna da área amostrada). A região norte do estado do Rio de Janeiro é um reconhecido sítio de desova de *C. caretta* [51], sendo também uma importante área de alimentação [52]. E assim como para as demais espécies de tartarugas-marinhas, *C. caretta* merece especial atenção em termos de

ações para o monitoramento de suas populações, pois apresenta características biológicas que a torna suscetível à extinção, como o longo e complexo ciclo de vida, com maturidade sexual entre 25-35 anos [53][54][55].

Em contrapartida, a menor frequência da espécie *L. olivacea* na área de estudo já era esperada, pois a espécie ocorre em maior abundância na região nordeste, mais especificamente entre sul de Alagoas e norte da Bahia [56], importantes áreas de nidificação. Apesar de também apresentar áreas relevantes de alimentação no estado do Rio de Janeiro [57][58].

As informações aqui apresentadas têm o potencial de auxiliar no processo de tomada de decisões pelo poder público, no que se refere à criação e implementação de ações estratégicas para a conservação das espécies de tartarugas-marinhas na região, visto que apresentam um status de conservação preocupante [59][48][60] [19]. Na RESEX Marinha de Arraial do Cabo, tais estratégias estão sendo implementadas atualmente, com a parceria com núcleos de pesquisa que estão desenvolvendo o monitoramento de tartarugas marinhas na região, como o projeto Costão Rochoso (<https://www.costaorochoso.com.br/inicio>). Além disso, melhorias de gestão, relacionadas à zona restrita que existe dentro da RESEX, serão implementadas a partir do ano de 2024.

Conclusão

Este trabalho objetivou a análise de parâmetros abióticos e a análise dos dados de registros sobre presença e distribuição espacial de espécies de tartarugas-marinhas em Arraial do Cabo/RJ. Para isso foram efetuados levantamentos nos anos de 2019, 2020 e 2021. Ao longo do período de observação, nem todas as espécies de tartaruga-marinha, com registro de distribuição na costa do Rio de Janeiro, foram observadas. A ausência de *E. imbricata* neste trabalho de monitoramento pode ser um indicativo de abandono da área em função de impactos ambientais, como a caça no passado, para o uso do casco no artesanato, assim como, dada a estimativa de menores números dessa espécie, que se encontra criticamente ameaçada de extinção.

Foi observada uma variação espaço-temporal das espécies de tartarugas-marinhas em Arraial do Cabo. Com a presença conspícua da tartaruga-verde (*C. mydas*) na porção abrigada da região, que é utilizada principalmente como sítio de alimentação,

sobretudo para juvenis da espécie. Também foi registrada, de forma inédita, a agregação pontual, na porção oceânica de Arraial do Cabo, pela tartaruga-de-couro (*D. coriacea*) perseguindo manchas de fitoplâncton gelatinoso, importante recurso alimentar para a espécie.

A temperatura superficial da água do mar permaneceu de acordo com o esperado para a região de estudo, que abriga o fenômeno da ressurgência, acionado pela intensidade e frequência dos ventos do quadrante leste/nordeste. Porém, no final do período de estudo foi observada anomalia térmica para a porção mais abrigada da região, ligada principalmente ao fenômeno do El Niño. Tais anomalias podem levar a alterações nas dinâmicas de crescimento das macroalgas, assim como de outros organismos bentônicos, que fazem parte da dieta das tartarugas-marinhas, principalmente da espécie *C. mydas*.

Este trabalho oferece importantes subsídios para a criação de políticas públicas e estratégias de conservação e manejo das espécies de tartarugas-marinhas, como melhorias na gestão de zonas restritas de uso dentro da RESEX Marinha de Arraial do Cabo, assim como atividades de monitoramento das populações de tartarugas-marinhas a longo prazo. Para finalizar, recomenda-se ainda que o desenvolvimento de projetos de avaliação da dinâmica de distribuição do plâncton gelatinoso seria de suma importância, para o esclarecimento de lacunas sobre a ecologia e biogeografia desses animais.

Agradecimentos

Agradecemos ao Instituto SENAI de Tecnologia Química e Meio Ambiente da Firjan, pelo apoio financeiro e administrativo, e aos colaboradores Matheus Nideck e Carlos Reif.

Referências

1. MMA -Ministério do Meio Ambiente. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. PORTARIA Nº 148, DE 7 DE JUNHO DE 2022. Reconhece a Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção. [Internet]. Diário Oficial da União de 8 de junho de 2022 [citado em 2022 jun 8]. Disponível em: <chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/>

Portaria/2020/P_mma_148_2022_altera_anexos_P_mma_443_444_445_2014_atualiza_especies_ameacadas_extincao.pdf.

2. IUCN - The International Union for Conservation of Nature. 2022. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. [Acesso em 10 jan 2022]. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>.

3. Milton S, Lutz P. Natural and human impacts on turtles. In: Shigenaka, G., editor. Oil and sea turtles: biology, planning, and response. USA: NOAA National Atmospheric Administration. 2010. p. 27-34.

4. Laurance WF. *Habitat* destruction: death by a thousand cuts. In: Sodhi NS, Ehrlich PR (eds.). Conservation Biology for All. Oxford: Oxford University Press, 2010. p. 73-87.

5. Awabdi DR, Siciliano S, Di Beditto APM. First information about the stomach contents of juvenile green turtles, *Chelonia mydas*, in Rio de Janeiro, south-eastern Brazil. Marine Biodiversity Records. 2013; 6: 1-6. doi: 10.1017/S1755267212001029

6. Schuyler Q, Hardesty BD, Wilcox C, Townsend K. Global analysis of anthropogenic debris ingestion by sea turtles. Conservation Biology. 2013; 28(1): 129-139.

7. Garay JB, Santa Cruz ET, Jimenez LA, Torres DS. Fatal plastic ingestion by a green turtle (*Chelonia mydas*) in San Isidro, Davao Gulf, Philippines. Marine Turtle Newsletter. 2019; 157: 13-15. Available from: <http://www.seaturtle.org/mtn/archives/mtn157/mtn157-4.shtml>

8. Bertolotti, L, Salmon M. Do embedded roadway lights protect sea turtles? Environmental Management. 2005; 36(5): 702-710. doi: 10.1007/s00267-004-0288-2

9. Kamrowski RL, Limpus C, Moloney J, Hamann M. Coastal light pollution and marine turtles: assessing the magnitude of the problem. Endangered Species Research. 2012; 19: 85-98. doi: 10.3354/esr00462

10. López-Barrera EA, Longo GO, Monteiro-Filho ELA. Incidental capture of green turtle (*Chelonia mydas*) in gillnets of small-scale fisheries in the Paranaguá Bay, Southern Brazil. Ocean and Coastal Management. 2012; 60: 11-18. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2011.12.023

11. Wallace BP, Kot CY, Dimatteo AD, Lee T, Crowder LB, Lewison RL. Impacts of fisheries bycatch on marine turtle populations worldwide: toward conservation and research priorities. Ecosphere. 2013; 4(3): 1- 49. doi: 10.1890/ES12-00388.1

12. Tagliolatto AB, Giffoni B, Guimarães S, Godfrey MH, Monteiro Neto C. Incidental capture and mortality of sea turtles in the industrial double rig bottom trawl fishery in south eastern Brazil. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems. 2019; 30(2): 1-13. doi: 10.1002/aqc3252

13. Fuentes MMPB, Maynard JA, Guinea M, Bell IP, Werdell PJ, Hamann M. Proxy indicators of sand temperature help project impacts of global warming on sea turtles in northern Australia. *Endangered Species Research*. 2009; 9: 33-40. doi: 10.3354/esr00224
14. Witt MJ, Hawkes LA, Godfrey MH, Godley BJ, Broderick AC. Predicting the impacts of climate change on a globally distributed species: the case of the loggerhead turtle. *Journal of Experimental Biology*. 2010; 213(6): 901-911. doi: 10.1242/jeb.038133
15. Montero N, Marcovaldi MAGI, Lopez-Mendilaharsu M, Santos AS, Santos AJB, Fuentes MMPB. Warmer and wetter conditions will reduce offspring production of hawksbill turtles in Brazil under climate change. *Plos One*. 2018; 8: 1-16. doi: 10.1371/journal.pone.0204188
16. Melo LV, Sales TB, Souza GL, Brant FF, Manicacci M. Ampliação do Porto do Forno na Reserva Extrativista Marinha em Arraial do Cabo/RJ. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*. 2009; 3(2): 163-86. Available from: <https://editoraessentia.iff.edu.br/index.php/boletim/article/view/2177-4560.20090019>
17. Oliveira DS, Domingues MVDR, Asmus ML, Abdallah PR. Expansão portuária, desenvolvimento municipal e alterações ambientais no Brasil: Desafios para a gestão costeira. *Revista de Gestão Costeira Integrada*. 2013; 13(1): 79-87.
18. Goldberg DW, Almeida DT, Tognin F, Lopez GG, Pizetta GT, Leite Junior NO, Sforza R. Hopper dredging impacts on sea turtles on the Northern Coast of Rio de Janeiro state, Brazil. *Marine Turtle Newsletter*. 2015; 147: 16-20.
19. Reis EC, Goldberg DW, Lopez GG. Diversidade e distribuição de tartarugas marinhas na área de influência das atividades de E&P na Baía de Campos, 2017. Available from: http://www.projetotamar.org.br/publicacoes_html/pdf/2017/2017_Diversidade_e_Distribuicao_de_tartarugas_marinhas_na_area_de_influencia_das_atividades_de_E&P_na_bacia_de_campos.pdf.
20. Spalding MD, Fox HE, Allen GR, Davidson N, Ferdaña ZA, Finlayson M, Halpern BS, Jorge MA, Lombana A, Lourie SA, Martin KD, Mcmanus E, Molnar J, Recchia CA, Robertson J. Marine ecoregions of the world: A bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience*. 2007; 57: 573-583. doi: 10.1641/B570707
21. Valentin JL. The Cabo Frio Upwelling System, Brazil. In: Seeliger U, Kjerfve B (eds). *Ecological Studies: Coastal Marine Ecosystems of Latin America*, Vol.144. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. 2001. p. 97-105
22. ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (2020) Plano de Manejo da Reserva Extrativista Marinha do Arraial do Cabo. [Acesso em 12 jan 2022]. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/plano-de-manejo/plano_de_manejo_Resex_Marinha_do_Arraial_do_Cabo.pdf.
23. Koblitz RV, Pereira Júnior SJ, Ajuz RCA., Grelle CEV. Ecologia de paisagens e licenciamento ambiental. *Natureza & Conservação*. 2011; 9(2): 244-248.
24. Barros LSC, Leuzinger MD. O uso de drones como instrumento para a conservação da biodiversidade no Brasil. *Revista de Direito Internacional, Brasília*, 2019; 16(2): 140-149. doi: 10.5102/rdi.v16i2.6164.
25. Fossette S, Witt MJ, Miller P, Nalovic MA, Albareda D, Almeida AP, Broderick AC, Chaco N-Chaverri D, Coyne MS, Domingo A, Eckert S, Evans D, Fallabrino A, Ferraroli S, Formia A, Giffoni B, Hays GC, Hughes G, Kelle L, Leslie A, López-Mendilaharsu M, Luschi P, Prosdocimi L, Rodriguezheredia S, Turny A, Verhage S, Godley BJ. Pan-Atlantic analysis of the overlap of a highly migratory species, the leatherback turtle, with pelagic longline fisheries. *Proceedings of the Royal Society*. 2014; 281: 1-8. doi: 10.1098/rspb.2013.3065
26. Gandra TBR, Gobel CF, Monteiro DS, Estima SC, Secchi ER, Swimmer Y, Marcovaldi MA. Análise de imagens de temperatura superficial do mar (TSM) para detecção de frentes oceânicas e correlação com movimentos de tartarugas-cabeçuda (*Caretta caretta*) no sul do Brasil. *Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, João Pessoa/PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015, INPE*. p.4799-4806.
27. Santos JA, Colman LP, Barsante Santo AJ, Bellini C, Pizetta GT, Weber MI, Oliveira FLC, Ramos RMA, Santos EAP. Identificação de áreas críticas para tartarugas marinhas e sua relação com unidades de conservação no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*. 2022; 12(4): 1-24. doi: 10.37002/biobrasil.v12i4.2038
28. Boyd IL, Bowen WD, Iverson SJ. *Marine Mammal Ecology and Conservation*. New York, Oxford University Press, 2010, 450p.
29. Lodi L. Tamanho e composição de grupos de botos-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), na baía de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. *Atlântica, Rio Grande*. 2003; 25(2): 135-146.
30. Altman J. Observational study behavior: sampling methods. *Behaviour*, 1974; 49: 227-266.
31. Carbonel CAAH. Modelling of upwelling-downwelling cycles caused by variable wind in a very sensitive coastal system. *Continental Shelf Research*. 2003; 23: 1559-1578. doi: 10.1016/S0278-4343(03)00145-6
32. Guimaraens MA, Coutinho R. Spatial and temporal variation of benthic marine algae at the Cabo Frio upwelling region, Rio de Janeiro, Brazil. *Aquatic Botany*. 1996; 52: 283-299.
33. Coelho-Souza SA, López MS, Guimaraes JRD, Coutinho R, Candella RN. Biophysical interactions in the

Cabo Frio upwelling system, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*. 2012; 60 (3): 353-365. Available from: <https://www.scielo.br/j/bjoce/a/pX4z3VdmR4q49T4XtSRc6DH/?lang=en>

34. Santos LA, Silva BCA, Silva KCR, Santos RC, Souza EM, Muniz RA, Barbosa AB. Branqueamento de corais e outros cnidários bentônicos no costão rochoso da Praia do Forno (Arraial do Cabo/RJ) durante as anomalias térmicas das águas superficiais do oceano ocorridas nos meses de fevereiro e maio de 2019. *Vértices*. 2021; 23(2): 560-579. doi: 10.19180/1809-2667.v23n22021p560-579

35. Leão ZMAN, Kikuchi RKP, Oliveira MDM. Branqueamento de corais nos recifes da Bahia e sua relação com eventos de anomalias térmicas nas águas superficiais do oceano. *Biota Neotropica*, 2008; 8(3): 69-82. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000300006>

36. Marcovaldi MÂ, Godfrey MH, Mrosovsky N. Estimating sex ratios of loggerhead turtles in Brazil from pivotal incubation durations. *Canadian Journal of Zoology*. 1997; 75(5): 755-770.

37. Poloczanska ES, Limpus CJ, Hays GC. Vulnerability of marine turtles to climate change. *Advances in Marine Biology*. 2009; 56: 151-211.

38. León YM, Bjørndal KA. Selective feeding in the hawksbill turtle, an important predator in coral reef ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*. 2002; 245: 249-258. doi: 10.3354/meps245249

39. Giffoni BB, Gonçalves RK, Marcondes A, Santos AS, Marcovaldi N, Baptistotte C, Miranda RFA, Stahelin G. 20 anos de captura e recaptura da tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) no Espírito Santo, Sudeste do Brasil. In: IX Jornadas de Conservación e Investigación de Tortugas Marinas del Atlántico Sur Occidental. Red ASO – Tortugas, La Paloma, Rocha, Uruguay. 2023

40. Barbière EB. Ritmo climático e extração do sal em Cabo Frio. *Revista Brasileira de Geografia*. 1975; 37(4): 23-109.

41. Mello-Fonseca J, Cordeiro CAMM, Ferreira CEL. Spatial distribution of sea turtles on South Atlantic subtropical reefs. *Marine Ecology Progress Series*. 2021; 678: 125-138. doi: 10.3354/meps13860

42. Houghton JDR, Callow MJ, Hays GC. *Habitat utilization of juvenile hawksbill turtles (Eretmochelys imbricata) in a shallow water coral reef habitat*. *Journal of Natural History*, 37: 12691280, 2003.

43. Hayes CT, Baumbach DS, Jum, D, Dunbar SG. Impacts of recreational diving on hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) behaviour in a marine protected area. *Journal of Sustainable Tourism*. 2016; 9582: 1-17. Doi: 10.1080/09669582.2016.1174246

44. Marcovaldi M, Chaloupka M. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging

outlook. *Endangered Species Research*, 3: 133-143, 2007.

45. Di Benedetto APM, Siciliano S, Monteiro LR. Herbivory level and niche breadth of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) in a tropical coastal area: insights from stable isotopes. *Marine Biology*. 2017; 164: 13. Available from: <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/26551>

46. Mello-Fonseca J, Cruz FS, Soares M, Souza PMP, Tavares TL, Muniz RA. Evidence of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in Brazilian Subtropical Coastal Waters. *Reptiles & Amphibians*: 2023; 30(1): 1-5. <https://doi.org/10.17161/randa.v30i1.18263>.

47. Reis EC, Silveira VVB, Siciliano S. Records of stranded sea turtles on the coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Marine Biodiversity Records*. 2009; 2: 1-4.

48. Senko J, Lopez-Castro MC, Koch V, Nichols WJ. Immature East Pacific green turtles (*Chelonia mydas*) use multiple foraging areas off the Pacific Coast of Baja California Sur, Mexico: First evidence from Mark-Recapture Data. *Pacific Science*. 2010; 1: 125-130.

49. Almeida AP, Santos AJB, Thomé JCA, Belini C, Baptistotte C, Marcovaldi MA, Santos AS, Lopez M. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*. 2011; 1: 18-25. Available from: <https://revistaeletronica.icmbio.gov.br/BioBR/article/view/87/73>

50. López-Mendilaharsu M, Rocha CFD. Comportamento de movimentação horizontal e vertical da tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*). *Oecologia Brasiliensis*. 2009; 13(1): 99-114.

51. Lima EPE, Wanderlinde J, Almeida DT, Lopez GG, Goldberg DW. Nesting ecology and conservation of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in Rio de Janeiro, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*. 2012; 11(2): 249-254.

52. Reis EC, Pereira CS, Rodriguez DP, Secco H, Lima LM, Rennó B, Siciliano S. Condição de saúde das tartarugas marinhas do litoral centro-norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil: avaliação sobre a presença de agentes bacterianos, fibropapilomatose e interação com resíduos antropogênicos. *Oecologia Australis*. 2010; 14(3): 756-765.

53. Chaloupka MY, Musick JA. Age, growth, and population dynamics. In: Lutz PL, Musick JA. *The biology of sea turtles*. Boca Raton: CRC Press; 2017. p: 233-276.

54. Chaloupka M, Bjørndal KA, Balazs GH, Bolten AB, Ehrhart LM, Limpus CJ, Yamaguchi M. Encouraging outlook for recovery of a once severely exploited marine megaherbivore. *Global Ecology and Biogeography*. 2008; 17(2): 297-304. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1466-8238.2007.00367.x>

55. Monsinjon JR, Wyneken J, Rusenko K, López-Mendilaharsu M, Lara P, Santos A, Marcovaldi MAG, Fuentes, MMPB, Kaska Y, Tucek J, Nel R, Williams KL, Leblanc AM, Rostal D, Guillon JM, Girondot M. The climatic debt of loggerhead sea turtle populations in a warming world. *Ecological Indicators*. 2019; 107: 1-13. doi: 10.1016/j.ecolind.2019.105657
56. Marcovaldi MA, Marcovaldi GG. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto Tamar-Ibama. *Biological Conservation*. 1999, 91: 35-41.
57. Silva A, Santos E, Oliveira FLC, Weber MI, Batista JAF, Serafini TZ, Castilhos JC. Satellite-tracking reveals multiple foraging strategies and threats for olive ridley turtles in Brazil. *Marine Ecology Progress Series*. 2011, 443: 237-247. doi: 10.3354/meps09427
58. Santos EAP, Silva ACCD, Sforza R, Oliveira FLC, Weber MI, Castilhos JC, López-Mendilaharsu M, Marcovaldi MAAG, Ramos RMA, DiMatteo A. Olive ridley inter-nesting and post-nesting movements along the Brazilian coast and Atlantic Ocean. *Endangered Species Research*. 2019, 40: 149–162. <https://doi.org/10.3354/esr00985>
59. Hamann M, Godfrey MH, Seminoff JA, Arthur K. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st Century. *Endangered Species Research*. 2010; 11: 245-269. doi: 10.3354/esr00279
60. ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Plano de ação nacional para conservação das tartarugas marinhas. Brasília: Editora Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília/DF, 2011. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/pan/pan-tartarugas-marinhas>

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

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

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

ISSN: 2236-2886





A seca de 2019: operações de resgate e realocação de peixes conduzidas na Floresta Nacional de Ipanema, Iperó, São Paulo, Brasil

Karla Fernanda Sanches Rodrigues¹
 <https://orcid.org/0000-0002-2434-9675>

Felipe Ferrari¹
 <https://orcid.org/0009-0006-2982-6924>

Beatriz Carine Gazzola Prieto¹
 <https://orcid.org/0009-0007-1869-6236>

Julia Fernanda de Camargo Teles Miranda¹
 <https://orcid.org/0000-0002-7594-4220>

Larissa Leandra Moro Silva¹
 <https://orcid.org/0000-0001-5836-1990>

Welber Senteio Smith^{1,*}
 <https://orcid.org/0000-0001-9803-7394>
* Contato principal

¹ Universidade Paulista/UNIP Campos Sorocaba, Sorocaba/SP, Brasil. <karla.rodrigues17@hotmail.com, felipeferrari1995@hotmail.com, beatriz.carineprieto@gmail.com, juliafcamargo19@gmail.com, larissaleandra1997@hotmail.com, welber_smith@uol.com.br>.

Recebido em 13/11/2023 – Aceito em 23/07/2024

Como citar:

Rodrigues KFS, Ferrari F, Prieto BCG, Miranda JFCT, Silva LLM, Smith WS. A seca de 2019: operações de resgate e realocação de peixes conduzidas na Floresta Nacional de Ipanema, Iperó, São Paulo, Brasil. Biodivers. Bras. [Internet]. 2024; 14(4): 29-42. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2508

Palavras-chave: Estiagem; ictiofauna; barramento; eventos extremos.

RESUMO – Os efeitos dos períodos de estiagem sobre a ictiofauna estão longe de serem compreendidos, já que se trata de um fenômeno que varia em extensão, intensidade e período de duração. O ponto de partida para esses estudos são, geralmente, as reduções drásticas nos níveis de precipitação, mas a análise isolada dos índices pluviométricos pode representar dados incompletos da real intensidade da estiagem, associada à influência das intervenções nos cursos de água como os barramentos. Portanto, o presente trabalho documenta o resgate de peixes a jusante de um barramento em um rio neotropical, localizado na Floresta Nacional de Ipanema, durante o período de estiagem ocorrido no ano de 2019 e suas consequências para as espécies de peixes. A seca desse período em particular, atingiu o seu máximo de intensidade entre agosto e setembro do ano em questão e o resgate ocorreu em novembro. O estudo utilizou também os dados pluviométricos de 2009 até 2019, a fim de obter maiores parâmetros comparativos. Foram resgatados 228 indivíduos de dezessete espécies, das quais dezesseis são nativas, uma é não-nativa e quatro são migradoras. Conclui-se que há necessidade de mais estudos para maior compreensão dos efeitos indiretos e subletais da estiagem e das altas temperaturas da água sobre os peixes, além de aprimorar os resgates e o manejo dos indivíduos quando expostos a tais condições extremas, uma vez que eventos extremos têm se tornado cada vez mais comuns.



The 2019 drought: fish rescue and relocation operations conducted in the Ipanema National Forest, Iperó, São Paulo, Brazil

Keywords: Drought; ichthyofauna; dam; extreme events.

ABSTRACT –The impacts of dry periods on the ichthyofauna remain largely unexplored, given the variability in the extent, intensity, and duration of this phenomenon. While studies typically commence with the observation of significant reductions in precipitation levels, solely analyzing rainfall indices may provide incomplete insights into the true severity of drought, especially when considering the influence of interventions in watercourses such as dams. Therefore, the present study documents the fish rescue downstream of a dam in a neotropical river, situated in the Ipanema National Forest, during the dry season of 2019 and assesses its consequences for fish species. The drought during this period reached its peak intensity between August and September of that year, with the rescue operation occurring in November. The study also incorporated rainfall data spanning from 2009 to 2019 to establish comprehensive comparative parameters. A total of 228 individuals from 17 species were rescued, all of which are native to the area, with four species identified as migratory. In conclusion, there is a need for more studies related to the indirect and sub-lethal effects of drought and highwater temperatures on fish for greater understanding, improvement of rescues, and management of individuals when exposed to such extreme conditions, since extreme events are increasingly common.

La sequía de 2019: operaciones de rescate y reubicación de peces realizadas en el Bosque Nacional de Ipanema, Iperó, São Paulo, Brasil

Palabras clave: Sequía; ictiofauna; presas; eventos extremos.

RESUMEN –Los efectos de los períodos secos sobre la ictiofauna están lejos de ser completamente comprendidos, dado que es un fenómeno que varía en su extensión, intensidad y duración. El punto de partida de estos estudios suele ser la reducción drástica de los niveles de precipitación, pero el análisis aislado de los índices de precipitación puede representar datos incompletos sobre la intensidad real de la sequía, asociada a la influencia de intervenciones en cursos de agua como las presas. Por lo tanto, el presente trabajo documenta el rescate de peces aguas abajo de una represa en un río neotropical, ubicado en el Bosque Nacional Ipanema, durante la estación seca ocurrida en 2019 y sus consecuencias para las especies de peces. La sequía de este periodo, en particular, alcanzó su máxima intensidad entre agosto y septiembre de dicho año, y el rescate se llevó a cabo en noviembre. El estudio también utilizó datos de precipitación desde 2009 hasta 2019 con el fin de obtener parámetros comparativos más amplios. Se rescataron un total de 228 individuos pertenecientes a 17 especies, todas ellas nativas, de las cuales cuatro son migratorias. Se concluye que se requieren más estudios relacionados con los efectos indirectos y subletales de la sequía y las altas temperaturas del agua en los peces, con el fin de lograr una comprensión y manejo más precisos de los individuos cuando se ven expuestos a condiciones tan extremas. Esto es especialmente relevante dado que los eventos extremos son cada vez más comunes.

Introdução

Inúmeras atividades antrópicas têm sido identificadas como potenciais desencadeadores das alterações climáticas globais. As previsões para

o início do próximo século sugerem um aumento da temperatura média global entre 1,8 e 4° C [1], enquanto dados indicam que as concentrações médias globais de dióxido de carbono em 2022 estavam 50% acima dos níveis da era pré-industrial [2].

As mudanças climáticas, por sua vez, estão associadas às atividades humanas, como o aumento da emissão de gases de efeito estufa (GEE), o aumento de queimadas, o desmatamento, a formação de ilhas urbanas de calor, o aumento do uso de poluentes e o manejo inadequado do solo, ocasionando variações significativas no clima que podem ser observadas pelos fenômenos de ondas de calor ou frio, aumento na ocorrência de tempestades e furacões de altas magnitudes e, cheias ou secas intensas [3]. Durante o verão de 2013 e 2014 a janeiro de 2016, a região Sudeste do Brasil enfrentou a pior seca já registrada desde 1961, sendo que em 2014 apresentou um déficit de precipitação de aproximadamente 50% a menos do que o normal [4][5][6][7]. Tal fato levou algumas regiões à indisponibilidade de água e inviabilizou processos até mesmo de produção de alimento e energia [4].

O Brasil é um país privilegiado no que tange à disponibilidade de recursos hídricos, sobretudo em razão do clima e localização. Seu regime de precipitações e vazões varia entre bacias hidrográficas e é fortemente influenciado pelos fenômenos La Niña e El Niño, bem como pela variação na temperatura da superfície [8]. Esses fenômenos fazem com que a América do Sul seja a região do planeta mais susceptível às variações climáticas, principalmente no que diz respeito ao aumento nas temperaturas [9]. Desta forma, a variação no índice pluviométrico está intimamente ligada às variações na temperatura, ocasionando eventos de cheias associados a altos níveis de precipitação, ou de secas, caracterizadas por longos períodos de altas temperaturas e ausência de precipitação [10].

A estiagem é resultado das diversas anormalidades de larga escala tendo como principais: as variações na temperatura superficial dos oceanos, as formações de bloqueio atmosférico e a atuação das massas de ar [11][12][13]. As secas refletem e afetam diversos setores como: agrícola, econômico, social e ambiental [14]. Com o aumento da degradação dos ecossistemas de água doce nas últimas décadas, houve a preocupação com os impactos de alteração de *habitat*, modificação no regime e no fluxo da água e interrupção da rota migratória da ictiofauna [15], e fez-se necessário o acompanhamento e monitoramento para reduzir seus efeitos [16].

Dentre as consequências da estiagem há uma preocupação fundamental com os peixes, que têm suas populações e espécies diminuídas [15]. As secas resultam na diminuição dos níveis dos rios, riachos e lagoas, causando o isolamento de populações de

peixes em poças de água e trechos de rios, dificultando a sobrevivência e acarretando a necessidade da interferência humana para eludir a mortalidade dos indivíduos. O sucesso desses programas de resgate depende do tempo de ação: quanto mais rápido for a tomada de decisão, maiores serão as chances de se obter melhores resultados; bem como do monitoramento frequente da região afetada enquanto as condições de estiagem permanecerem assolando a região da Floresta Nacional de Ipanema [16].

A Floresta Nacional de Ipanema (FLONA de Ipanema) possui uma rica diversidade de peixes, conhecendo-se 89 espécies [17]. Esse total representa 2,1% para o Brasil [18], 26,1% para a bacia do Alto Paraná [19], 22,76% da riqueza de peixes de água doce do estado de São Paulo [20] e 82,40% da bacia do rio Sorocaba (Welber Senteio Smith, comunicação pessoal). A Floresta Nacional de Ipanema é um dos poucos redutos florestais do interior paulista onde, apesar de seu histórico de perturbações, é detentora da maior biodiversidade da região. Apresenta ambientes fragmentados, que variam em função do gradiente edáfico e altitudinal, da proximidade de regiões aluviais, de afloramentos rochosos e de interferências antrópicas [21][22].

As informações fornecidas neste trabalho pretendem ser um instantâneo das espécies de peixes encontradas em um recurso aquático em um período de tempo discreto. Qualquer número relatado ou tamanho de peixes encontrados não tem a intenção de inferir um status de população ou representar o status de espécies dentro de uma área. Os métodos de amostragem restringiram-se a áreas discretas e não implicam na ausência de uma espécie naquela feição.

Diante do exposto, o presente trabalho tem por objetivo fornecer um breve relato das espécies de peixes encontradas durante as atividades de resgate e realocação conduzidas em 2019 no rio Ipanema, a jusante da barragem de Hedberg, localizado na Floresta Nacional de Ipanema, município de Iperó, interior do estado de São Paulo, durante um período de estiagem extrema. Espera-se que essa informação seja útil para pesquisadores e técnicos de órgãos ambientais, uma vez que as atividades de resgate e realocação de peixes associadas a eventos de seca são uma oportunidade única para inventariar e identificar todas as espécies de peixes presentes dentro de um alcance definido no corpo de água. Tais eventos, por sua vez, diferem das técnicas de amostragem padrão, permitindo uma coleta e identificação mais completas das espécies.

Material e Métodos

A hidrografia da Floresta Nacional de Ipanema

A hidrografia da FLONA de Ipanema é formada pelos rios Ipanema e por dois tributários: o ribeirão do Ferro e o rio Verde (Figura 1). O resgate foi realizado no rio Ipanema, principal rio da Floresta Nacional de Ipanema (Figura 2). O rio Ipanema é afluente do rio Sorocaba, principal afluente da margem esquerda do rio Tietê, localizado na bacia do Alto rio Paraná,

estado de São Paulo. Possui aproximadamente 50 km de extensão, sendo as nascentes localizadas a 840 m de altitude entre os municípios de Sorocaba e Salto de Pirapora; e sua foz desemboca na margem esquerda do rio Sorocaba a 605 m de altitude, no município de Iperó.

A área está situada em uma zona de transição entre a Floresta Estacional Semidecidual (Mata Atlântica) e o Cerrado [21]. O clima, de acordo com a classificação de Koeppen, é Cwa, com inverno seco e estações chuvosas de verão [23].

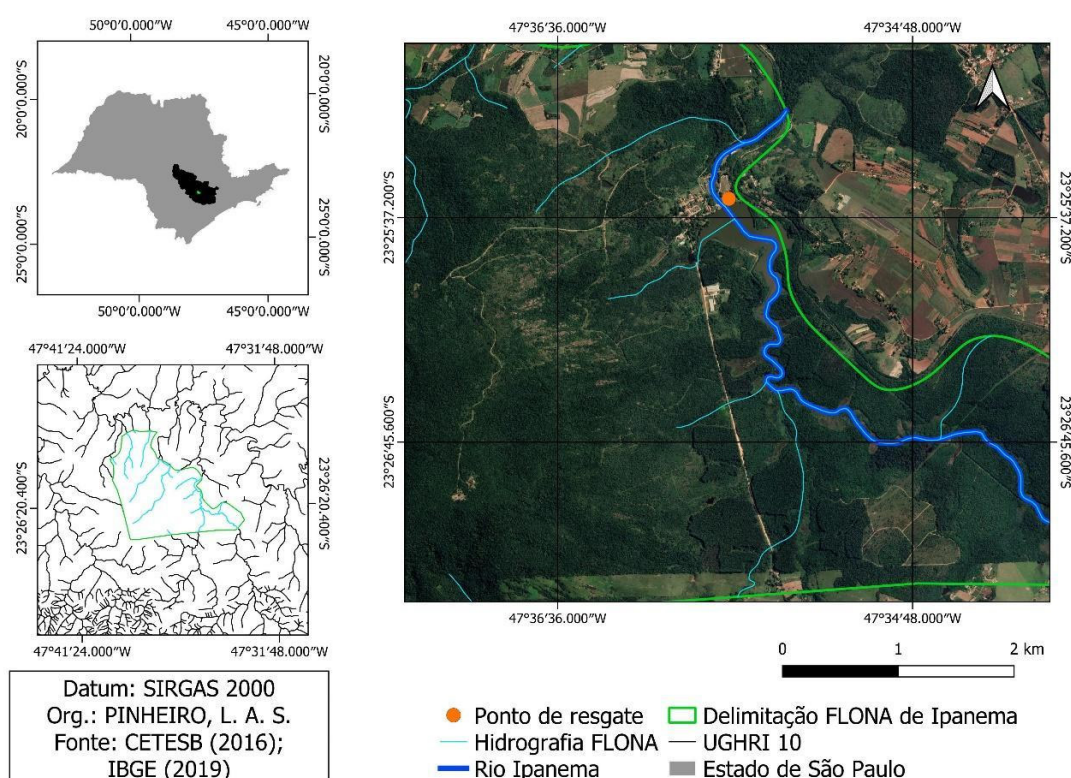


Figura 1 – Mapa da área de estudo mostrando o sistema hidrográfico da Floresta Nacional de Ipanema e o local onde o resgate foi realizado.

Levantamento de dados Pluviométricos

Para complementar o estudo, foram obtidos dados brutos pluviométricos dos meses de janeiro de 2017 a novembro de 2020, através de consulta de dados publicados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET)[23].

Ações de Resgate e Salvamento

O resgate dos peixes aconteceu nos dias 5 e 6 de novembro de 2019, a partir da solicitação e autorização do ICMBio/Floresta Nacional de Ipanema, realizada por ocasião de uma estiagem prolongada que reduziu drasticamente o nível do rio. Os peixes aprisionados a jusante da barragem de

Hedberg (primeira represa do Brasil, tombada pelo Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional, [IPHAN]) foram resgatados com auxílio de redes de arrasto multifilamento de malha 5,0 mm entre nós opostos, puçás, peneira, baldes e caixas de transporte (Figura 2 – A, B, C, D e E). Para todos os peixes resgatados foram obtidas a identificação da espécie, o peso (em gramas) e o comprimento padrão (em cm). Após esse procedimento, os peixes foram soltos a montante do barramento, aproximadamente 100 m do local de resgate. Não houve necessidade de deslocar os peixes por longas distâncias. A atividade de resgate da ictiofauna foi realizada conforme a autorização emitida pelo IBAMA, processo nº 02009.000127/200830.



Figura 2 – Realização do resgate e utilização das técnicas de coleta a jusante da represa de Hedberg, Floresta Nacional de Ipanema. (A, B, C, D e E: técnicas de coleta da ictiofauna e transporte dos indivíduos coletados até a área de realocação).

Resultados

A Figura 3 ilustra os níveis de precipitação entre os anos de 2017 e 2020. Os dados permitem verificar a diminuição nos níveis de precipitação que ocorreram antes do mês de outubro em todos os anos avaliados

na região de Iperó, São Paulo. Notavelmente, no ano de 2019, os meses de agosto e setembro não registraram qualquer precipitação, com valores de 0,00 mm em agosto e 0,60 mm em setembro. A linha de tendência no gráfico ilustra a contínua redução da pluviosidade ao longo dos meses [23].

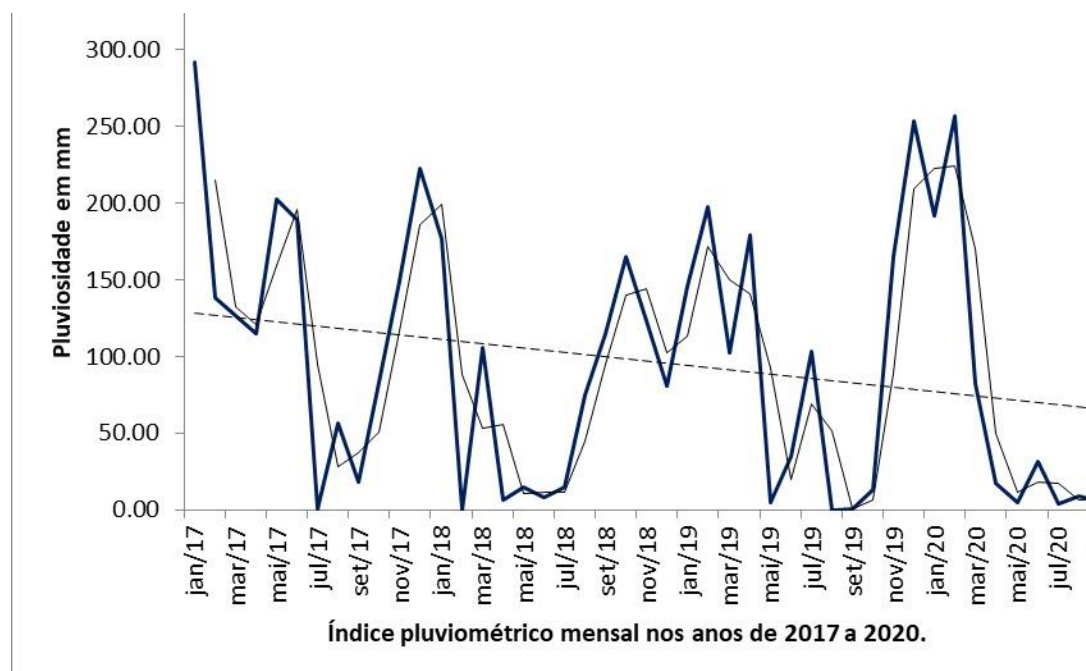


Figura 3 – Pluviosidade (linha grossa) e índice pluviométrico (linha fina) entre 2017 e 2020 [23]. A tendência de pluviosidade está representada pela linha tracejada.

Com relação aos peixes, foram resgatados 228 indivíduos pertencentes a três ordens, dez famílias e dezessete espécies (Tabela 1). Dezesseis espécies são nativas, uma não-nativa e quatro são migradoras. Todas estão classificadas como Menos Preocupante (LC) no status de ameaça, segundo o Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade (Salve) [24] e o decreto 63.853/2018 do Estado de São Paulo/SP. A Figura 4 apresenta as principais espécies resgatadas.

A ordem mais abundante foi Characiformes, com 186 indivíduos (81,58%), seguida por Perciformes, com trinta indivíduos (13,16%) e Siluriformes com doze indivíduos (5,26%). Com relação à riqueza de espécies, Characiformes apresentou quinze espécies (88,24%), enquanto Perciformes e Siluriformes apresentaram 5,88% cada. Characidae foi a família mais abundante com 117

indivíduos (51,31%), seguida por Prochilodontidae e Cichlidae, com trinta indivíduos cada (13,16%), e Bryconidae com dezesseis indivíduos (7,01%) (Figura 5). As espécies mais abundantes foram *Astyanax* sp. com 37 indivíduos (16,23%), seguida por *Geophagus iporengensis* e *Prochilodus lineatus* com trinta indivíduos cada (13,16%), *Psalidodon fasciatus* com dezoito (7,89%), *Salminus hilarii* com dezesseis (7,01%), *Aphyocharax dentatus* e *Astyanax lacustris* com quinze cada (6,58%) (Figura 6).

A maioria das espécies são de pequeno porte, cujo comprimento padrão médio variou de 1,5 cm a 11 cm, com peso médio de 1 a 24 g, com exceção de *Schizodon nasutus*, *Salminus hilarii*, *Prochilodus lineatus* e *Hypostomus ancistroides*, cujos indivíduos coletados foram de médio porte, com comprimento médio de 29,5 cm e peso médio de 600 g (Tabela 1).

Tabela 1 – Espécies de peixes resgatadas e suas respectivas abundâncias, comprimento padrão e desvio padrão. Classificação quanto a Migradora (M) e Não Migradora (NM) e o *status* de ameaça de acordo com a Portaria MMA N° 148, DE 7 DE Junho de 2022 (Brasil) e o decreto 63.853/2018 do Estado de São Paulo (SP). *Espécie não-nativa da bacia do Alto rio Paraná. LC: Menos Preocupante.

Ordem/Família	Abundância total	Comprimento padrão (cm)	Peso (g)	M/NM	Status de ameaça SP/Brasil
CHARACIFORMES					
Acestrorhynchidae					
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken 1875)	3	9 ± 2,08	16 ± 9,17	NM	LC/LC
Anostomidae					
<i>Schizodon nasutus</i> Kner 1858	2	26 ± 1,41	650 ± 70,71	M	LC/LC
Bryconidae					
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes 1850	16	29,5 ± 4	600 ± 187	M	LC/LC
Characidae					
<i>Aphyocharax dentatus</i> Eigenmann & Kennedy 1903*	15	4 ± 0,75	3 ± 0,84	NM	LC/LC
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken 1875)	15	7 ± 0,99	7 ± 3,49	NM	LC/LC
<i>Astyanax</i> sp.	37	8,5 ± 1,04	12,5 ± 3,42	NM	LC/LC
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis 1911	12	2,5 ± 0,30	1	NM	LC/LC
<i>Psalidodon anisitsi</i> (Eigenmann 1907)	4	3 ± 0,87	1,5 ± 0,63	NM	LC/LC
<i>Psalidodon fasciatus</i> (Cuvier 1819)	18	7 ± 1,27	8 ± 3,26	NM	LC/LC
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt 1867	7	3,5 ± 0,95	2,5 ± 1,19	NM	LC/LC
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann 1915)	9	1,5 ± 0,43	1	NM	LC/LC
Curimatidae					
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez 1948)	3	10,5 ± 05	16 ± 3,51	NM	LC/LC
Parodontidae					
<i>Parodon nasus</i> Kner 1859	9	11 ± 0,65	24 ± 4,71	M	LC/LC
Prochilodontidae					
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes 1837)	30	28 ± 5,54	575 ± 355,94	M	LC/LC
Serrasalminae					
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner 1858	6	6 ± 0,63	5 ± 3,33	NM	LC/LC
SILURIFORMES					
Loricariidae					
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering 1911)	12	19,75 ± 4,40	122 ± 90,86	NM	LC/LC
PERCIFORMES					
Cichlidae					
<i>Geophagus iporangensis</i> Haseman 1911	30	7 ± 1,55	10 ± 11,34	NM	LC/LC
Total	228				

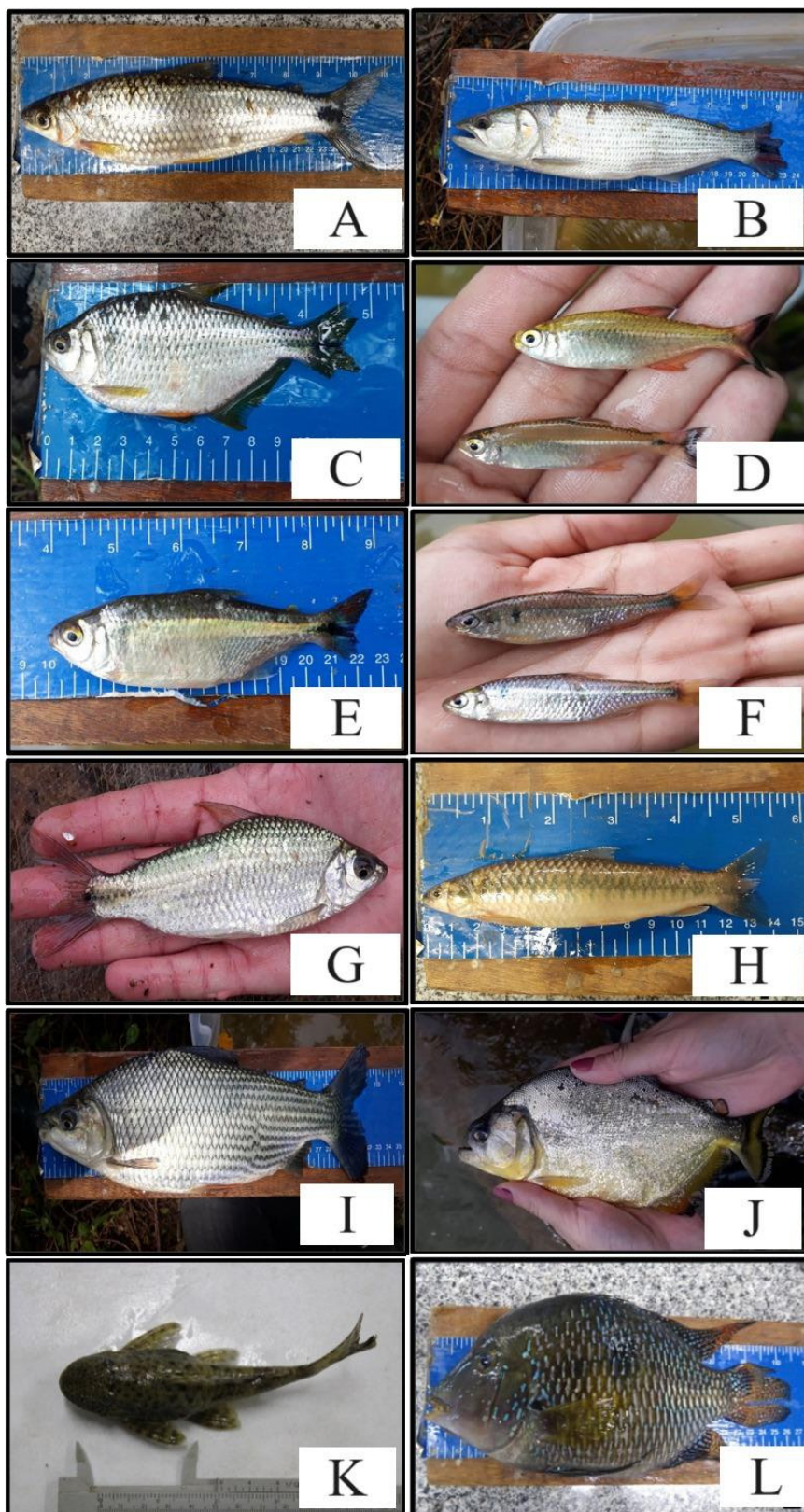


Figura 4 – Alguns representantes das espécies de peixes resgatados na Floresta Nacional de Ipanema: A - *Schizodon nasutus*; B - *Salminus hilarii*; C - *Astyanax lacustris*; D - *Hemigrammus marginatus*; E - *Psalidodon fasciatus*; F - *Piabina argentea*; G - *Cyphocharax modestus*; H - *Parodon nasus*; I - *Prochilodus lineatus*; J - *Serrasalmus maculatus*; K - *Hypostomus ancistroides*; L - *Geophagus iporangensis*.

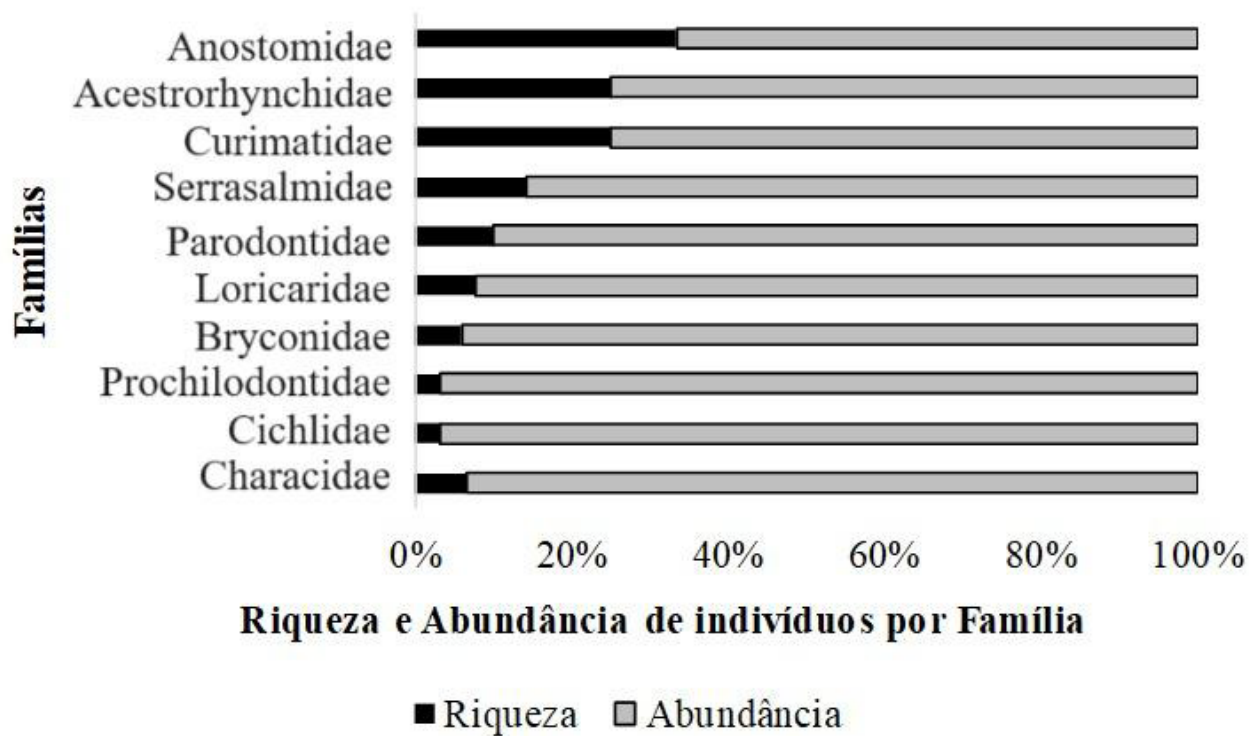


Figura 5 – Ictiofauna amostrada no resgate: riqueza e abundância de espécies por famílias.

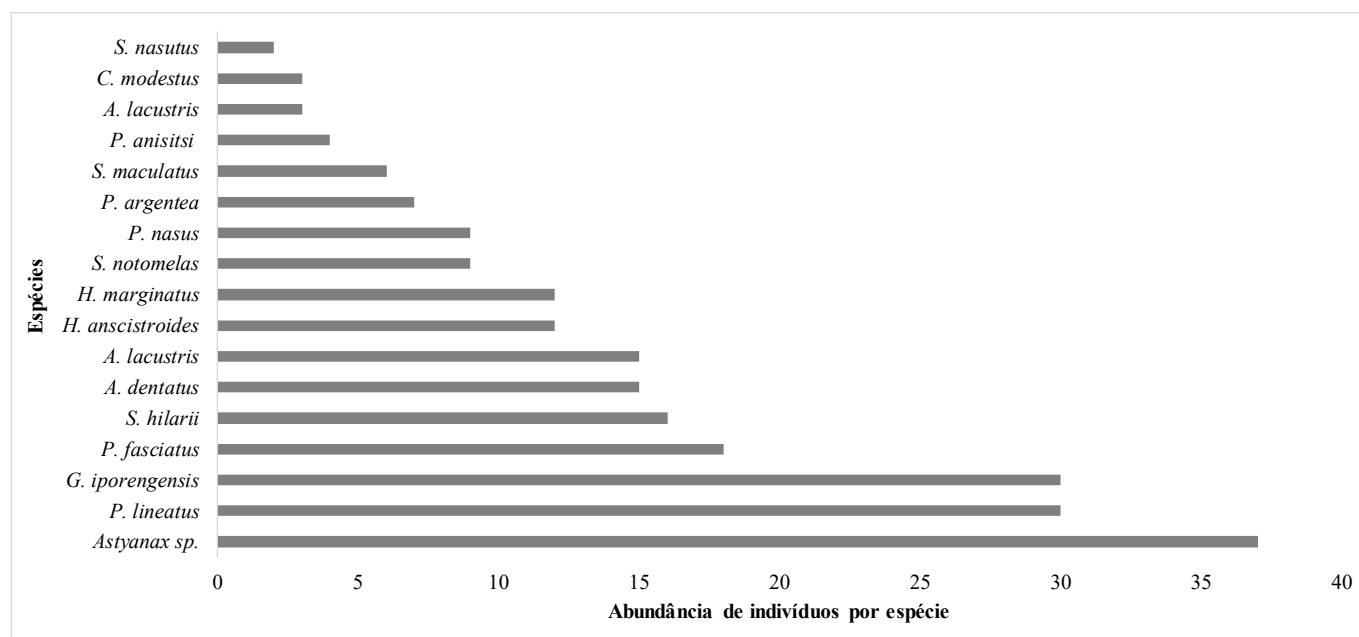


Figura 6 – Abundância das espécies amostradas durante o resgate.

Discussão

Por meio da análise dos registros referentes ao volume das precipitações, com destaque para o mês de outubro de 2019, nota-se que o volume do período não foi suficiente para remediar as consequências ocasionadas pela estiagem vigente nos meses anteriores. Essa baixa precipitação acabou por agravar os efeitos já estabelecidos e que foram gravemente sentidos no mês de novembro do mesmo ano, situação que levou à necessidade de intervenção através de captura e realocação da ictiofauna. Os eventos de baixa precipitação e seca estão relacionados ao El Niño Southern Oscillation (ENSO), visto que esse fenômeno contribui para impactos significativos nos ciclos hidrológicos que afetam as assembleias de peixes em rios neotropicais [25][26].

Essa necessidade se deve não só pela possibilidade de ocorrer mortandade de peixes, mas com a redução no volume de precipitação, alguns autores [27] ressaltam que a permanência de temperaturas estáticas de 28 a 30° C tem a capacidade de causar efeitos subletais nos peixes submetidos a essas condições. Um desses efeitos é a redução das taxas de crescimento, quando em comparação com

outros indivíduos que se encontram em temperaturas mais amenas. Alterações como essa indicam que os animais tendem a sofrer estresse crônico sob condições de altas temperaturas. Portanto, mesmo que não haja efeitos letais a curto prazo, extremos de temperatura podem levar a problemas no desenvolvimento dos animais, considerando a sua capacidade de resposta dependente do grau dessas alterações ambientais, bem como da frequência com que ocorrem [28].

Os eventos extremos podem atuar sobre a ictiofauna, retendo os peixes em poças e trechos de rios [29], além de serem sensíveis às variações climáticas e nem todas as espécies de peixes serem adaptadas a essa mudança [30]. Eventos como o relatado no presente estudo podem acarretar alterações nas estratégias reprodutivas dos peixes [31] e modificações no seu habitat, como a expansão e a retração [32].

As espécies resgatadas são típicas da drenagem presente na Floresta Nacional de Ipanema, comparável a de outras bacias hidrográficas integrantes da bacia do Alto Paraná, sendo sua composição dominada por Characiformes e Siluriformes [17]. Ressalva deve ser feita a *Salminus hilarii*, espécie com alta exigência ecológica, ainda presente na bacia do rio Sorocaba, incluindo o rio Ipanema, onde o resgate foi realizado.

Essa espécie está ameaçada de extinção no estado do Paraná e suas populações estão reduzidas [33] [34]. A espécie encontra condições satisfatórias para reprodução no rio Ipanema, o que reforça a importância do resgate e a conservação dos trechos estudados com seus biótopos e dos importantes ecossistemas adjacentes, como as lagoas marginais e as várzeas [31].

Considerando que todos os animais resgatados estavam em sua fase adulta, pode-se dizer que altas taxas de mortalidade, em decorrência da estiagem, acarretaria a redução das taxas reprodutivas do local, visto que além da mortalidade direta, a formação de pequenas piscinas isoladas impede o deslocamento dos indivíduos para que possam se reproduzir, influenciando também a longo prazo, as taxas de natalidade das populações locais [35]. Tais fatores podem agravar ainda mais as consequências sobre a sobrevivência das espécies, afetando diretamente as taxas de mortalidade, reprodução e, consequentemente, de natalidade [36], o que reforça a necessidade do resgate.

Algumas das espécies resgatadas são migradoras e realizam seus processos migratórios exclusivamente com fins reprodutivos; além de utilizarem estratégias cujo único objetivo é uma reprodução satisfatória em

que ocorra o mínimo de perda energética durante esses deslocamentos [16][37]. Diante disso, o processo de realocação dessas espécies a montante do barramento não deverá resultar em consequências sobre as taxas reprodutivas dessas espécies, uma vez que o rio Ipanema e o rio Verde poderão ser utilizados nos deslocamentos reprodutivos, além de várzeas e lagoas marginais para o desenvolvimento dos ovos e larvas. Em locais susceptíveis à situações descritas aqui, atenção especial deve ser dada às espécies migradoras, pois são animais que apresentam maturação tardia e tamanho elevado, características que fazem com que estejam constantemente sob pressão ambiental, mesmo quando essas alterações não são de nível extremo, como no caso das estiagens [36].

Sendo assim, o resgate de peixes é uma prática importante que busca minimizar o impacto desses eventos nas assembleias. As diretrizes e normativas para esse tipo de resgate podem variar de uma região para outra e dependem das legislações local, estadual e federal. É indispensável a verificação junto às autoridades ambientais do local de resgate, bem como junto a especialistas desses ecossistemas e ictiólogos. Dessa forma, algumas diretrizes gerais devem ser previamente consideradas quando ações de resgates forem necessárias (Figura 7).

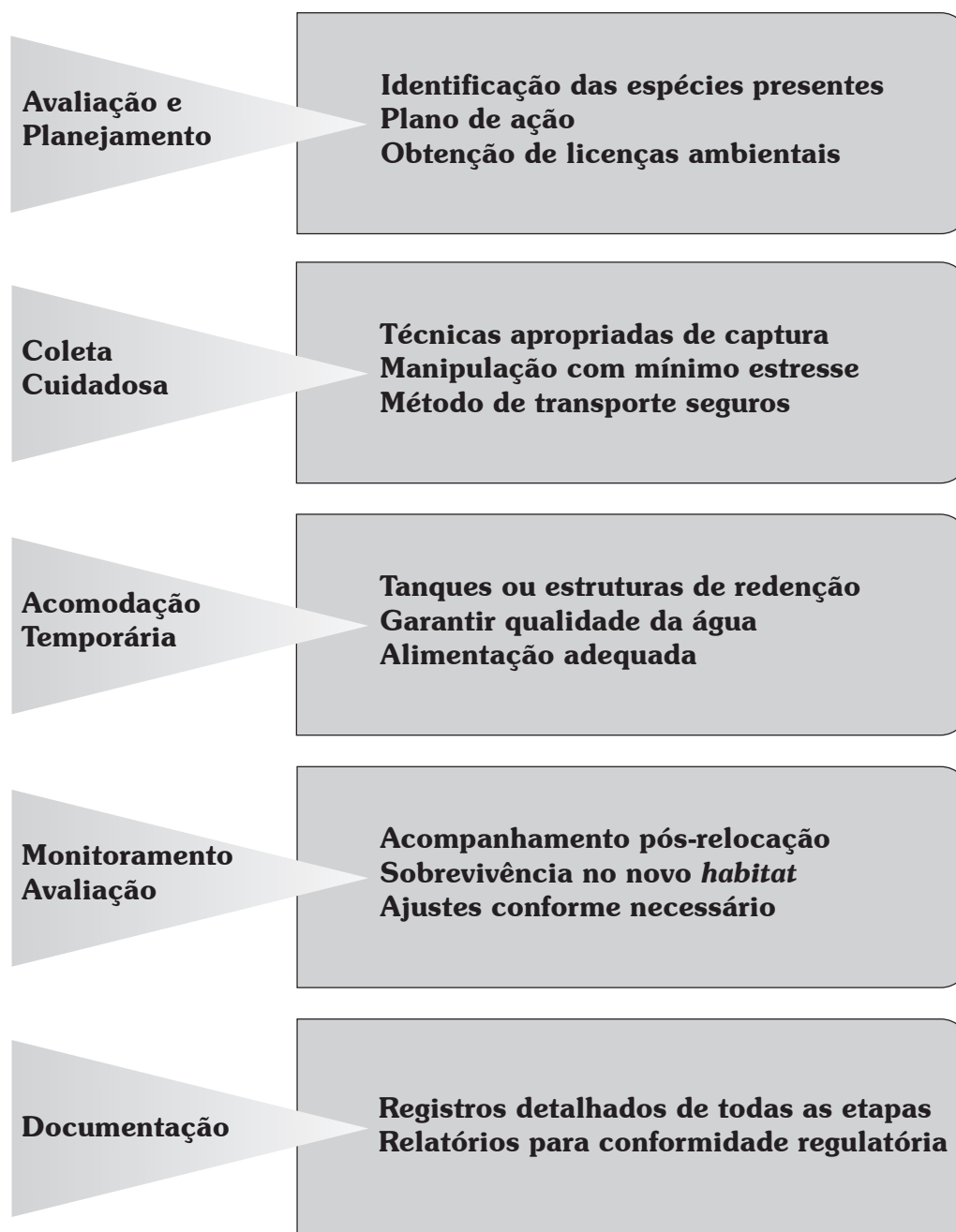


Figura 7 – Diretrizes para execução do resgate de ictiofauna.

Conclusão

Conclui-se que, considerando a ocorrência cada vez maior de eventos extremos, como estiagens prolongadas, ações de resgate devem se tornar mais necessárias e são extremamente importantes. É urgente a necessidade de novas investigações que atestem os efeitos indiretos e subletais dos períodos de estiagem e das altas temperaturas da água sobre os peixes. Além disso, o aprimoramento e a

antecipação das ações de resgate deve ser prioridade principalmente em unidades de conservação e trechos de rios, lagoas marginais e várzeas sujeitas à secas prolongadas. As ações de resgate solucionam o problema primário relacionado à alta mortalidade de indivíduos, mas é necessária maior compreensão dos efeitos secundários, para o melhor manejo das populações de peixes quando expostos às condições ambientais adversas.

Referências

- Costa TRN, Carnaval ACOQ, Toledo LF. Mudanças climáticas e seus impactos sobre os anfíbios brasileiros. *Revista da Biologia*. 2018;8:33-7.
- World Meteorological Organization. Greenhouse Gas concentrations hit record high. Again. Available from: <https://wmo.int/news/media-centre/greenhouse-gas-concentrations-hit-record-high-again>
- Nobre CA, Marengo JA, Seluchi ME, Cuartas L, Alves LM. Some Characteristics and Impacts of the Drought and Water Crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015. *Journal of Water Resource and Protection*. 2016;8:252-62.
- Coelho CAS, Cardoso DHF, Firpo MAF. Precipitation diagnostics of an exceptionally dry event in São Paulo, Brazil. *Theoretical and applied climatology*. 2016;125(4):769-84.
- Coelho CAS, Oliveira CP, Ambrizzi T, Reboita MS, Carpenedo CB, Campos JLPS, et al. The 2014 southeast Brazil austral summer drought: regional scale mechanisms and teleconnections. *Climate Dynamics*. 2016; 46(11):3737-52.
- Taffarello D, Mohor GS, Calijuri MC, Mendiondo EM. Field investigations of the 2013–14 drought through qualitative freshwater monitoring at the headwaters of the Cantareira System, Brazil. *Water International*. 2016;41(5):776-800.
- Cavalcanti IFA, Marengo JA, Alves LM, Costa DF. On the opposite relation between extreme precipitation over west Amazon and southeastern Brazil: observations and model simulations. *International Journal of Climatology*. 2017;37(9):3606-18.
- Soler CMT, Sentelhas PC, Hoogenboom G. The impact of El Niño Southern Oscillation phases on offseason maize yield for a subtropical region of Brazil. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*. 2010;30(7):1056-66.
- Araújo RG, Andreoli RV, Candido LA, Kayano MT, Souza RAFD. A influência do evento El Niño-Oscilação Sul e Atlântico Equatorial na precipitação sobre as regiões norte e nordeste da América do Sul. *Acta Amazonica*. 2013;43:469-80.
- Oliveira LL, Costa Barreto NDJ, Santos Jesus E, Castro Canani LG. Efeitos dos eventos extremos climáticos na variabilidade hidrológica em um rio do Ecossistema Tropical Amazônico. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*. 2020;11(4):145-53.
- Grayson M. Agriculture and drought. *Nature*, London. 2013;501(7468):S1. doi: 10.1038/501S1a.
- Terassi PMB, Oliveira-Júnior JF, Góis G, Galvani E. Variabilidade do Índice de Precipitação Padronizada na Região Norte do Estado do Paraná Associada aos Eventos de El Niño-Oscilação Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia*, São José dos Campos. 2018;33(1):11-25.
- Gelcer E, Fraisse CW, Zotarelli L, Stevens FR, Perondi D, Barreto DD, et al. Influence of El Niño-Southern oscillation (ENSO) on agroclimatic zoning for tomato in Mozambique. *Agricultural and forest meteorology*, Amsterdam. 2018;248(1):316-28.
- Douglas PMJ, Pagani M, Canuto MA, Brenner M, Hodelli DA, Eglinton TI, et al. Drought, agricultural adaptation, and sociopolitical collapse in the Maya Lowlands. *The National Academy of Sciences*, Washington, DC. 2015;112(18):5607-12.
- Lintermans M. Recovering threatened freshwater fish in Australia. Institute for Applied Ecology, University of Canberra, Canberra, ACT 2601, Australia. *Marine and Freshwater Research*. 2013;64(9):iii-vi. DOI: http://dx.doi.org/10.1071/MFv64n9_IN
- Santana KNC, Torres CJF, Fontes AS, Costa AR, Peso-Aguiar MC, Santos ACA, et al. Efeitos da regularização dos reservatórios na Ictiofauna do baixo curso do rio São Francisco. *Revista GESTA*. [Internet]. 2016, december 14 [cited 2024, July 4];4(1):95-108. Available from: <https://periodicos.ufba.br/index.php/gesta/article/view/15080>
- Smith WS, Halcsik L, Biagioni RC, Pinheiro LAS, Stefani MS. An updated list of the ichthyofauna of Ipanema National Forest, São Paulo, Brazil. *Check List*. 2021;17(3):827–40 <https://doi.org/10.15560/17.3.827>.
- Tonella LH, Ruaro R, Daga VS, Garcia DAZ, Vitorino OB Júnior, Lobato-de Magalhães T, et al. Neotropical Freshwater Fishes: A dataset of occurrence and abundance of freshwater fishes in the Neotropics. *Ecology*. 2023;104(4):e3713. doi: 10.1002/ecy.3713
- Costa FCP, Monção MS, Nagamatsu BA, Pavanelli CS, Carvalho FR, Lima FCT, et al. Fishes of the upper Paraná river basin: diversity, biogeography and conservation. *Neotrop. Ichthyol*. 2024;22(1): e230066. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2023-0066>
- Oyakawa OT, Menezes NA. Checklist of fresh water fishes from São Paulo State, Brazil. *Biota Neotrop*. 2011;11:19–32. Available from: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000500002>
- Albuquerque GB, Rodrigues RR. A vegetação do Morro de Araçoiaba, Floresta Nacional de Ipanema, Iperó, SP. *Scientia Florestalis*. 2023;33(1):e64127. Available from: <https://doi.org/10.5902/1980509864127>

22. Fávero OA, Nucci JC, Biasi MD. Mapeamento da vegetação e usos das terras da floresta nacional de Ipanema, Iperó/SP. *GEOUSP Espaço e Tempo* (Online), São Paulo, Brasil. 2003;7(1):47–57. DOI: 10.11606/issn.2179-0892.geousp.2003.123793
23. INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Dados Históricos anuais. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. [Internet]. 2019 [Accessed 2023, august 17]. Available from: <https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>.
24. ICMBio. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE. 2023. [Accessed 2024, march 22] Available from: <https://salve.icmbio.gov.br/>
25. Andreotti GF, Alves JC, Alves DC, Agostinho AA, Gomes LC. The response of fish functional diversity to the El Niño Southern Oscillation (ENSO) in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia*. 2021;848:1207-18. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04491-9>
26. Alves JC, Andreotti GF, Agostinho AA, Gomes LC. Effects of the El Niño Southern Oscillation (ENSO) on fish assemblages in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia*. 2021;848:1811-23. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04555-4>
27. Agostinho AA, Alves DC, Gomes LC, Dias RM, Petrete MJ, Pelicice FM. Fish die-off in river and reservoir: A review on anoxia and gas supersaturation. *Neotropical Ichthyology*. 2021; 19(3):e210037. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0037>
28. Everard M. The importance of periodic droughts for maintaining diversity in the freshwater environment. *Aqua Docs. Journal Freshwater Forum*. 2021;7:33-50.
29. Silva MLH, Júnior ART, Castro ACL, Azevedo JWJ, Ferreira CFC, Cardoso RL, et al. Fish assemblage structure in a port region on the Amazonian coast. *Iheringia, Série Zoologia*. 2018;108:e2018018. doi: 10.1590/1678-4766e2018018
30. Andrade BS, Singh CL, Santos JA, Gonçalves VVC, Siqueira-Souza FK, Freitas CEC. Efeitos das mudanças climáticas sobre as comunidades de peixes da Bacia Amazônica. *Revista Ciências da Sociedade*. 2018;2(4):107-123. <http://dx.doi.org/10.30810/rcs.v2i4.905>
31. Portella AC, Arsentales AD, Cavallari de, Smith WS. Efeito da sazonalidade na reprodução de peixes Characiformes em um rio Neotropical. *Iheringia, Série Zoologia*. 2021;111:e2021012. doi: 10.1590/1678-4766e2021012
32. Lima FCT, Buckup PA, Menezes NA, Lucena CAS, Lucena ZMS, Toledo-Piza M, et al. Família Characidae: Gêneros incertae sedis. p.44-62. In: Buckup PA, Menezes NA, Ghazzi MS (eds.). *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Rio de Janeiro, Museu Nacional. 2007:195.
33. Lima JCS, Biagioni RC, Cunha CP, Cerqueira VLA, Vaz AA, Vaz AA, et al. Composição da Ictiofauna do Córrego Bebedouro (Frutal, MG) e sua relação com fatores ambientais. *Acta Ambiental Catarinense*. 2021;18(1). doi: 10.24021/raac.v18i1.5319
34. Graça WJ, Pavanelli CS. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. *Maringá, Eduem*. 2007;241p.
35. Archdeacon TP, Diver TA, Reale JK. Fish Rescue during Streamflow Intermittency May Not Be Effective for Conservation of Rio Grande Silvery Minnow. *Water*. 2020;12:3371. doi:10.3390/w12123371
36. Smith WS, Portella AC, Arsentales AD, Biagioni RC. Conectando peixes, rios e pessoas: como o homem se relaciona com os rios e com a migração de peixes. Organizador: Welber Senteio Smith. - Sorocaba, SP: Prefeitura Municipal de Sorocaba, Secretaria do Meio Ambiente. 2014;112:2014.
37. Godinho AL, Lamas IR, Godinho HP. Reproductive ecology of Brazilian freshwater fishes. *Environ Biol Fish*. 2010;87(2):143-62. <https://doi.org/10.1007/s10641-009-9574-4>

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.

Fluxo Contínuo e Edição Temática:

Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora – 10 anos
n.4, 2024

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

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

ISSN: 2236-2886



O que os planos de manejo integrado do fogo informam sobre a gestão do fogo no Cerrado?

Melina Ferreira Rodrigues^{1,*}

* Contato principal

Ana Carolina Sena Barradas²

 <https://orcid.org/0000-0001-5509-7178>

Alessandra Fidelis¹

 <https://orcid.org/0000-0001-9545-2285>

¹ Universidade Estadual Paulista/UNESP, Brasil. <melina.fr.rodrigues@gmail.com, alessandra.fidelis@unesp.br>.

² Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, Rio da Conceição/TO, Brasil. <carolina.barradas@icmbio.gov.br>.

Recebido em 16/12/2022 – Aceito em 14/08/2024

Como citar:

Rodrigues MF, Barradas ACS, Fidelis A. O que os planos de manejo integrado do fogo informam sobre a gestão do fogo no Cerrado? *Biodivers. Bras.* [Internet]. 2024; 14(4): 43-55. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2359

Palavras-chave: Unidades de conservação; Cerrado; manejo integrado do fogo; gestão do fogo; plano de manejo.

RESUMO – O Cerrado é um domínio fitogeográfico no qual seus ecossistemas abertos – formações campestres e savânicas – coevoluíram com o fogo e, portanto, estão adaptados à sua passagem. O presente estudo apresenta, a partir da análise instrumentos de planejamento da gestão do fogo, um panorama da gestão do fogo em unidades de conservação (UC) federais localizadas no Cerrado. Identificamos que, das 41 UCs do Cerrado, 75,6% possuem algum instrumento de planejamento da gestão do fogo dentro do recorte de tempo analisado (2018 a 2020), evidenciando o fato de que o fogo é uma questão central na gestão de áreas protegidas federais no bioma. Todavia, percebemos que as unidades de proteção integral recebem maior atenção e fomento institucional que as de uso sustentável no que se refere à contratação de brigadistas e elaboração de instrumentos de gestão do fogo. Ainda, das UCs que possuem algum instrumento de gestão do fogo, 90% mencionam o uso do fogo para fins de manejo em escala da paisagem, sendo o principal objetivo a redução de grandes incêndios. Concluímos que as UCs federais do Cerrado estão em processo de mudanças de paradigmas de gestão do fogo, do fogo zero para o manejo com uso do fogo; porém, ainda é preciso avançar em políticas que incluam o aperfeiçoamento da gestão do fogo em UCs de uso sustentável, uma vez que o fogo é um componente chave para o funcionamento e conservação de ecossistemas abertos do Cerrado, independentemente da categoria ou grupo a qual pertence.

What does the integrated fire management says about fire management in Cerrado?

Keywords: Protected areas; Cerrado; integrated fire management; fire management.

ABSTRACT – The Cerrado is a phytogeographic domain in which its open ecosystems – grasslands and savannas – co-evolved with fire and are thus, adapted to its passage. The present study presents an overview of fire management in protected areas (PAs) located in the Cerrado, based on the analysis of fire management plans. We identified that most of the PAs in the Cerrado (75.6%)

have some recent fire management planning instrument (2018, 2019 and/or 2020), evidencing the fact that fire is a central issue in the management of protected areas in Cerrado. However, we noticed that the integral protection units receive greater attention and institutional support than the sustainable use units in terms of hiring firefighters and developing fire management instruments. Still, most 90% of PAs that have some fire management instrument mention the use of fire for landscape management purposes, with the main objective being the reduction of large fires. We conclude that the federal PAs of the Cerrado are in the process of changing fire management paradigms. However, it is still necessary to advance in policies that include the improvement of fire management in PAs in sustainable use, regardless of the category or group to which it belongs.

¿Qué informan los planes integrados de manejo del fuego sobre el manejo del fuego en el Cerrado?

Palabras-chave: Unidades de conservación; Cerrado; manejo integrado del fuego; gestión del fuego; plan de manejo.

RESUMEN – El Cerrado es un dominio fitogeográfico en lo cual sus ecosistemas abiertos – formación campestre y savánicas – coevolucionaron con el fuego, por lo tanto, están adaptados a su ocurrencia. El presente estudio presenta una visión general de la gestión del fuego en unidades de conservación (UCs) federales ubicadas en el Cerrado, basada en el análisis de instrumentos de planificación de la gestión del fuego. Identificamos que de las 41 UCs del Cerrado, 31 (75,6%) poseen alguna herramienta de planificación de la gestión del fuego adentro del período de tiempo analizado (2018, 2019 y/o 2020), clarificando el hecho de que el fuego es una cuestión central en la gestión de áreas protegidas nacionales del Cerrado. Todavía, percebemos que las unidades de protección integral reciben mayor atención y promoción institucional que las de uso sustentable en lo que es contratación de personal y elaboración de herramientas de gestión del fuego. Aún, de las UC que tienen alguna herramienta de gestión del fuego, 90% mencionan el uso del fuego para fines de manejo en escala de paisajes, siendo el principal objetivo la reducción de grandes incendios. Concluimos que las UCs nacionales del Cerrado están en proceso de cambio de paradigmas de gestión del fuego. A pesar de que, aún es necesario avanzar en políticas que incluyan el mejoramiento de la gestión del fuego en las UCs de uso sustentable, una vez que el fuego es un componente clave para el funcionamiento y preservación de los ecosistemas abiertos del Cerrado, y por lo tanto, independientemente de la categoría o grupo a cual pertenece.

Introdução

Ecologias do fogo

O fogo na vegetação pode ser tanto benéfico quanto maléfico, depende de como, onde, quando e por que é utilizado[1]. Isso varia de acordo com a ecologia e evolução das espécies com os ecossistemas, de forma que a distribuição da biodiversidade no mundo não poderia ser compreendida sem considerar o fogo[2].

Myers[1] e Hardesty et al.[3] apresentaram reflexões sobre o papel ecológico do fogo nos ecossistemas e identificaram categorias de respostas da vegetação ao fogo e sua vulnerabilidade:

dependentes do fogo – que evoluíram na presença do fogo; influenciados pelo fogo – onde o fogo não apresenta grande importância ou é desnecessário; sensíveis ao fogo – que não apresentam adaptações em resposta ao fogo; e independentes do fogo – onde a ocorrência de fogo é bastante rara devido suas condições climáticas.

Pivello et al.[4] propuseram uma classificação das paisagens brasileiras que destaca três categorias principais: regiões “pirofíticas”, que incluem essencialmente os biomas Cerrado, Pantanal e Pampa; regiões “independentes do fogo”, abrangendo territórios da Amazônia e Mata Atlântica; e regiões “independentes do fogo”, englobando a Caatinga (Figura 1).

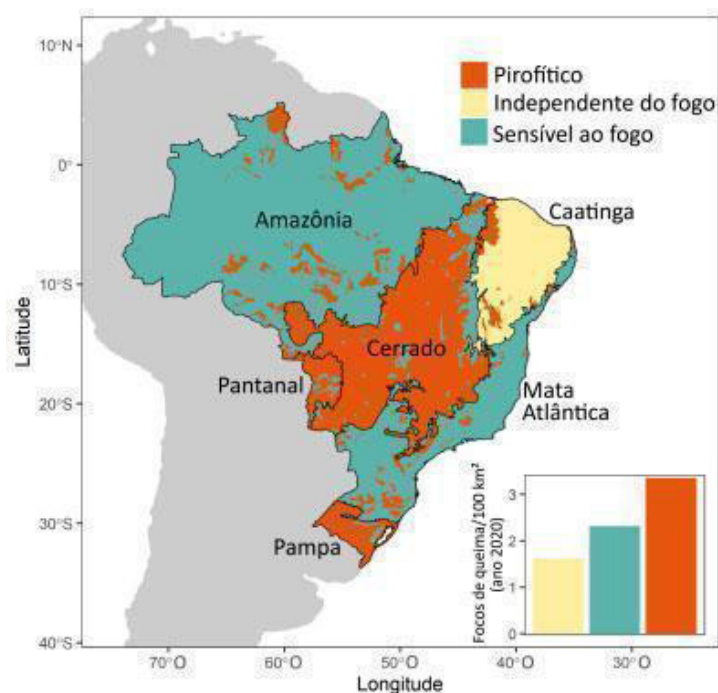


Figura 1 – Territórios pirofíticos, independentes e sensível ao fogo, com destaque sobre os biomas brasileiros (Floresta Amazônica, Cerrado, Caatinga, Pantanal, Mata Atlântica, Pampas). Fonte: PIVELLO et al.[4].

Para melhor entendimento da dinâmica e relação do fogo com os ambientes, é relevante tratarmos do conceito de *regime do fogo*, que consiste em um conjunto de condições e padrões de ocorrência de fogo em cada ecossistema, comumente inter-relacionando variáveis como frequência de fogo, tamanho/extensão de área queimada, tipo de fogo, sazonalidade do fogo, além de intensidade e severidade das chamas[1][5], além de outras. A análise dessas variáveis, muitas vezes complexas, combinadas ou derivadas, bem como as condições bióticas e abióticas que afetam a ocorrência do fogo, ajudam a descrever o histórico de eventos de fogo em uma região, além de refletir sobre a variação e previsibilidade dessas características[6].

Como o fogo é um processo complexo, caracterizado por cascatas temporais, interações e retroalimentações, sendo que toda causa é também um efeito e todo efeito pode se tornar uma variável causal e nenhuma variável é verdadeiramente independente, Krebs et al.[6] entendem que a seleção de variáveis para descrever regimes de fogo é sempre passível de questionamento e envolve um grau significativo de subjetividade que precisa ser reconhecido.

Apesar da abstração, o conceito de “regime de fogo” é amplamente utilizado na linguagem técnica da gestão ambiental brasileira, diferente do termo “pirodiversidade” que ainda soa como novidade no Brasil e, apesar de também não ser uma expressão reducionista, possui pouca aderência institucional (Barradas, no prelo).

O termo “pirodiversidade” foi inicialmente apresentado por Martin e Sapsis[7] para descrever um padrão de queimas antropogênicas praticado por indígenas nos EUA, que criavam e mantinham mosaicos refinados de *habitat*. O conceito mais recente de pirodiversidade foi apresentado por Bowman et al.[8]: “Definimos pirodiversidade como o resultado de interações e retroalimentações complexas entre regimes de fogo, biodiversidade e efeitos nos ecossistemas”, reforçando a compreensão da inerente interação entre regimes de fogo e biodiversidade. Apesar do inegável papel ecológico do fogo na composição e distribuição das espécies e ecossistemas no mundo[2], seu uso e manejo para fins de conservação da natureza ainda encontra muitas resistências, principalmente no Brasil, visto que em muitas outras nações com ecossistemas dependentes do fogo, já prescrevem seu uso para fins

de conservação[9]. Desse modo, é comum a adoção de práticas de manejo voltadas para exclusão do fogo na vegetação, desconsiderando as necessidades ecológicas dos ecossistemas[10].

Fogo no Cerrado

O Cerrado é um domínio fitogeográfico floristicamente diversificado que ocupava originalmente 23% do território nacional. Cobrindo uma área de aproximadamente dois milhões de km² [11], estende-se da Floresta Amazônica até os estados de São Paulo e Paraná, chegando a partes da Bolívia e Paraguai[12][13].

Sendo composto por um mosaico de fisionomias, o Cerrado compreende um gradiente de paisagens ecologicamente relacionadas que incluem formações campestres (campo limpo, campo sujo e campo rupestre), formações savânicas (cerrado ralo, cerrado típico, cerrado denso, cerrado rupestre, vereda, parque de cerrado e palmeiral) e formações florestais (cerradão, mata seca, mata ciliar e mata de galeria)[14][15]. Ribeiro e Walter[15] referem-se a *campo* como as áreas com predominância de plantas herbáceas e algumas arbustivas; *savana* como áreas com que apresentam formações arbóreas espalhadas sobre um estrato graminoso, sem um dossel contínuo; e *floresta* como áreas com predominância arbórea com formação de dossel, seja contínuo ou descontínuo.

O fogo é um evento natural que ocorre há milhares de anos no Cerrado, antes mesmo da chegada dos seres humanos, e sua flora surge da diversificação de espécies provenientes da floresta tropical na adaptação com o fogo, incluindo táxons tolerantes e táxons intolerantes a sua passagem[16]. Esses autores[16] ainda apontam que a diversificação das espécies do Cerrado coincide com a expansão e ascensão ao domínio das gramíneas C4 inflamáveis nos últimos 10 milhões de anos. Estas, ao longo dos verões úmidos com alta incidência de luz, acumulam biomassa, tornando-se secas e inflamáveis nos invernos secos, propiciando assim, a ocorrência de fogo[16][17], cuja ignição pode se dar por forma natural (raio) ou antrópica, por diversos motivos. Desse modo, o Cerrado é tido como um bioma predominantemente pirofítico[4].

O Cerrado é conhecido como um “hotspot de biodiversidade”[18], e sua diversidade de espécies está associada à sua heterogeneidade ambiental[11]. Porém, ainda que as propostas de conservação da natureza sejam eficazes na contenção do

desmatamento, elas geralmente têm como principal foco os ecossistemas florestais[19]. Desse modo, deixam de lado grande parte dos ecossistemas não-florestais, fazendo com que a conversão dessa paisagem em áreas de pastagem e agropecuárias venha crescendo de forma alarmante[19][20].

Políticas de gestão do fogo no Brasil

A chamada *política de fogo zero* ainda hoje está muito enraizada na gestão ambiental brasileira, sendo considerada uma abordagem clássica, tecnocrática e verticalizada, que prioriza a exclusão do fogo nos ecossistemas[10]. Essa abordagem, em ecossistemas inflamáveis, não apresenta bons resultados quanto à conservação da natureza, podendo gerar, por exemplo, a perda da biodiversidade local[10][21], para além da marginalização e criminalização de práticas tradicionais. Isso fica ainda mais claro em estudo realizado por Abreu et al.[22] ao comparar a capacidade de estoque de carbono em ambientes savânicos com a biodiversidade local: a supressão de fogo beneficia o estoque de carbono aéreo, porém permite a invasão de formação florestal e, por consequência, há a queda de riqueza de plantas em pelo menos 80%.

A política de supressão de fogo em áreas de Cerrado (principalmente nas áreas de fisionomias campestres e savânicas) requer grande esforço, tempo e dinheiro tanto dos brigadistas quanto dos gestores dessas áreas protegidas[23]. Quando não há queima, há maior acúmulo e continuidade de biomassa seca, aumentando o combustível disponível, consequentemente, ao pegar fogo, será, provavelmente, um fogo de maior extensão, mais quente, de maior intensidade e, consequentemente, de mais difícil controle[23].

Está em curso no Brasil uma mudança de paradigma no sentido de aceitar o fogo como uma ferramenta de manejo intercultural, por meio do manejo integrado do fogo (MIF)[24]. Essa é uma estratégia de conservação que vem sendo adotada em algumas áreas protegidas de Cerrado, a exemplo da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT), uma UC que, a partir da implementação do MIF envolvendo a realização de queimas em mosaico, conseguiu reverter o cenário de ocorrência de mega-incêndios[23].

OMIF questiona a clássica abordagem *pirofóbica* (de supressão inequívoca do fogo) e lança luz para uma abordagem que considera o papel ecológico,

cultural, social e econômico do fogo, entendendo que a pirodiversidade promove a biodiversidade[10][24][25], respeitando as especificidades locais.

Essa abordagem, apesar de ser novidade no Brasil vem sendo adotada há anos com êxito em outros países (por exemplo, na Austrália), e tende a apresentar um viés holístico ao levar em conta as interações biológicas, ambientais, culturais, sociais, econômicas e políticas relacionadas ao uso e manejo do fogo[1]. Uma característica diferencial no MIF é a possibilidade de integrar os conhecimentos dos povos e comunidades tradicionais na gestão de áreas protegidas, buscando a construção de soluções conjuntas entre órgãos ambientais e comunidade para uma gestão do fogo adequada à realidade e necessidades locais[4][26], já sendo implementado em algumas áreas de proteção no Brasil desde 2014 [10][24][27].

Unidades de conservação e instrumentos de gestão do fogo

A conservação da sociobiodiversidade trata de um conjunto de ações que tem como objetivo a proteção integrada da diversidade biológica e cultural, valorizando e protegendo as interações entre as comunidades humanas e seus ambientes naturais. Esse conceito enfatiza a importância de considerar os conhecimentos tradicionais e as práticas culturais na gestão e conservação dos recursos naturais[28]. A criação de unidades de conservação (UCs) no Brasil emerge de expectativas de proteção e conservação da natureza, além da salvaguarda de direitos de povos e comunidades tradicionais.

Apesar da alta biodiversidade, da grande importância ecológica e da intensa pressão sobre o ambiente, apenas cerca de 8% do bioma Cerrado está protegido por UCs, sendo 2,9% dessas áreas correspondem a unidades de proteção integral e 5,1% de uso sustentável[29].

É importante entender que apenas a criação de UCs não é o suficiente para proteger o patrimônio natural e cultural, sendo necessário também a adoção de técnicas de manejo[20], para que haja maior eficiência de conservação, onde leva em consideração características ecológicas e sociais locais. Nesse sentido, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) ainda prevê que as UC devem dispor de um plano de manejo, que é um planejamento relatado em documento técnico, no qual seu processo é fundamentado nos

objetivos gerais de criação de uma UC, de modo a estabelecer seu zoneamento e normas que devem presidir o uso da área e o uso e manejo de seus recursos naturais[30].

O uso e manejo do fogo em UC está previsto na Lei de Proteção da Vegetação Nativa[31], mas somente em 2018, com a consolidação da adoção do MIF em algumas UCs e reconhecimento institucional dos planos de manejo integrado do fogo (PMIF) como *plano específico* que compõe o portfólio dos planos de manejo das UCs, conforme Instrução Normativa ICMBio nº 07/2017 [32], é que o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), que é o órgão responsável pela gestão das UCs federais, passou a demandar a elaboração de PMIF para as UCs. A normativa orienta que para elaboração dos PMIFs sejam observados os princípios do manejo adaptativo e ter como objetivo organizar e consolidar as estratégias e ações de prevenção e combate aos incêndios nas UCs para o médio prazo, preferencialmente, de três anos, visando ao alcance de objetivos específicos de conservação e considerando as realidades, necessidades e potencialidades sociais, especificamente das comunidades tradicionais e locais.

Recentemente, o ICMBio editou a Portaria ICMBio nº 1.150 [33], de 6 de dezembro de 2022, que estabelece princípios, diretrizes, finalidades, instrumentos e procedimentos para a implementação do MIF nas UCs federais.

Objetivos

Partindo do pressuposto que o fogo é um tema central na gestão ambiental de áreas protegidas do Cerrado, o presente trabalho teve como objetivo geral compilar informações que facilitem a compreensão do estado da arte da gestão do fogo em UCs no Cerrado, geridas pelo ICMBio, visando contribuir com a construção de orientações institucionais voltadas ao aperfeiçoamento da gestão do fogo.

Portanto, como objetivos específicos, temos: a) Identificar as UC federais localizadas no Cerrado que possuem instrumentos de gestão do fogo para os anos 2018, 2019 e/ou 2020 e quais instrumentos são esses; b) Compilar dados referentes ao tipo de vegetação predominante nas UC do Cerrado e identificar sua relação com o fogo; c) Localizar e analisar documentos que descrevem instrumentos aplicados à gestão do fogo em UC no Cerrado para avaliar se há informações sobre: (i) histórico

de fogo nas UC e (ii) percepções dos gestores sobre a ocorrência de fogo na UC; d) Identificar as UC federais que fazem e não fazem manejo com o uso do fogo e como se dá esse uso, além de; e) Reconhecer o objetivo de manejo da UC; f) Nomear possíveis grupos e categorias de UC priorizadas com investimentos institucionais na gestão do fogo.

Material e Métodos

Levantamento de dados documentais

Em consulta a atual página eletrônica oficial do ICMBio[34], listamos as UCs federais localizadas no bioma Cerrado, à exceção das Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) (que não foram incluídas pela inviabilidade de análise documental, uma vez que o ICMBio não consolida nem sistematiza os instrumentos de gestão do fogo dessa categoria de UC).

Solicitamos às áreas técnicas do ICMBio responsáveis pela gestão do fogo e pela gestão de informações o acesso aos processos administrativos relacionados à organização do planejamento da gestão do fogo nas respectivas UCs, referentes aos anos de 2018 a 2020.

Optamos por iniciar o recorte temporal em 2018 pelo fato do ICMBio passar a adotar como política interna, somente a partir de 2017 (com vistas ao planejamento para 2018), solicitações expressas para elaboração de planejamentos para a gestão do fogo nas UC com respectiva formalização via SEI. Selecionamos os instrumentos de planejamento da gestão do fogo elaborados até 2020, ano de início da pandemia de Covid-19.

Cabe destacar que, para além dos PMIF, complementarmente, acessamos os documentos chamados “plano físico-financeiro”, posteriormente denominados “planos operativos anuais” (POAs), que são instrumentos de planejamento da gestão do fogo mais simplificados quando comparados a um PMIF, mas que nos possibilitaram acessar uma maior diversidade de informações para enriquecimento das análises. Tais documentos consistem em respostas das UCs a formulários eletrônicos padronizados

de preenchimento obrigatório pela gestão das UCs federais.

Análise documental

A análise dos PMIFs e dos POAs inseridos em processos administrativos no SEI foi pautada pelas seguintes perguntas-chave: a) Quais UCs do Cerrado geridas pelo ICMBio possuem algum tipo de instrumento específico de planejamento que oriente a gestão do fogo para os anos de 2018, 2019 e 2020? Que instrumentos são esses?; b) A UC possui brigada de incêndio contratada pelo ICMBio? Se sim, possui uma quantidade suficiente de brigadistas ou insuficiente de acordo com as respostas dos gestores aos documentos POA?; c) O que o(s) instrumento(s) de planejamento informam sobre o histórico de ocorrência de fogo na UC?; d) O(s) instrumento(s) de planejamento da gestão do fogo na UC explicitam ações relacionadas ao manejo com uso do fogo? Se sim, de que forma?

Levantamento de informações ecológicas

A plataforma MapBiomias (versão 6.0) [35] foi utilizada para identificar o tipo de vegetação nativa predominante nas UCs analisadas, sendo adotado 2020 como ano de referência. Os filtros selecionados foram: *uso e cobertura do solo e recorte fundiário/UC federal/unidade fundiária*.

Utilizamos a classificação da vegetação predominante “Classe Nível 1”, que contempla as categorias “floresta”, “formação natural não florestal” e “agropecuário” e, em seguida, filtramos a classificação da vegetação nativa protegida predominante “Classe Nível 2”, de forma que dentro da categoria “floresta” temos “formação florestal” e “formação savânica”; e dentro da categoria “formação natural não florestal”, temos “campo alagado e área pantanosa” e “formação campestre”, descritas na legenda da Coleção 6.0 disponibilizada pela plataforma para consulta.

Por fim, propomos uma correspondência da resposta da vegetação ao fogo proposta por Myers[1] com a “Classe Nível 2” de vegetação da plataforma MapBiomias, conforme apresentado no Quadro 1.

Quadro 1 – Correspondência da resposta da vegetação ao fogo proposta por Myers[1] com a “Classe Nível 2” de vegetação da plataforma MapBiomias[30].

Vegetação “Classe Nível 2” (Classes adotadas pelo MapBiomias)	Correspondência de resposta da vegetação ao fogo Myers[1]
Formação florestal (FF) , no Cerrado representado por tipos de vegetação com predomínio de espécies arbóreas, com formação de dossel contínuo (mata ciliar, mata de galeria, mata seca e cerradão) [15], além de florestas estacionais semidecíduais	Sensível ao fogo
Formação savânica (FS) , que no Cerrado correspondem aos estratos arbóreo e arbustivo-herbáceos definidos como Cerrado sentido restrito: cerrado denso, cerrado típico, cerrado ralo e cerrado rupestre	Dependentes do fogo
Formação campestre (FC) , no Cerrado representado por formações com predominância de estrato herbáceo (campo sujo, campo limpo e campo rupestre)	Dependentes do fogo
Campos alagados ou áreas pantanosas (CA) , que no Cerrado são representados por vegetação com predomínio de estrato herbáceo sujeita ao alagamento sazonal (ex.: campo úmido) ou sobre influência fluvial/lacustre (ex.: brejo). Em algumas regiões, a matriz herbácea ocorre associada às espécies arbóreas de formação savânica (ex.: parque de cerrado) ou de palmeiras (vereda, palmeiral)	Influenciados pelo fogo

Fonte: MapBiomias[30] e Myers[1].

Resultados e Discussão

UCs do Cerrado, instrumentos de planejamento da gestão do fogo e o descaso com a gestão do fogo nas UC de uso sustentável

Identificamos 41 UCs federais localizadas no Cerrado que estão sob gestão do ICMBio, totalizando 22 UCs de uso sustentável (US) e 19 de proteção integral (PI) (Figura 2), sugerindo um bom equilíbrio na distribuição das UCs entre os grupos. Os parques nacionais (PARNAs) ganham destaque dentre as UCs de PI, com a presença de 13 PARNAs, e as áreas de

proteção ambiental (APAs) a categoria que melhor representa as do grupo de US (Figura 3).

Vale destacar que foram identificados quatro núcleos de gestão integrada (NGI), sendo que os três primeiros possuem planejamentos integrados: NGI Cavernas do Peruaçu, que envolve a APA Cavernas do Peruaçu e o PARNA Cavernas do Peruaçu; NGI Brasília-Contagem, que envolve o PARNA de Brasília e a REBIO de Contagem; NGI Cipó-Pedreira, que envolve a APA Morro da Pedreira e o PARNA Serra do Cipó; e NGI Mambai, que envolve a APA Nascentes do Rio Vermelho e a Refúgio de Vida Silvestre (REVIS) das Veredas do Oeste Baiano.

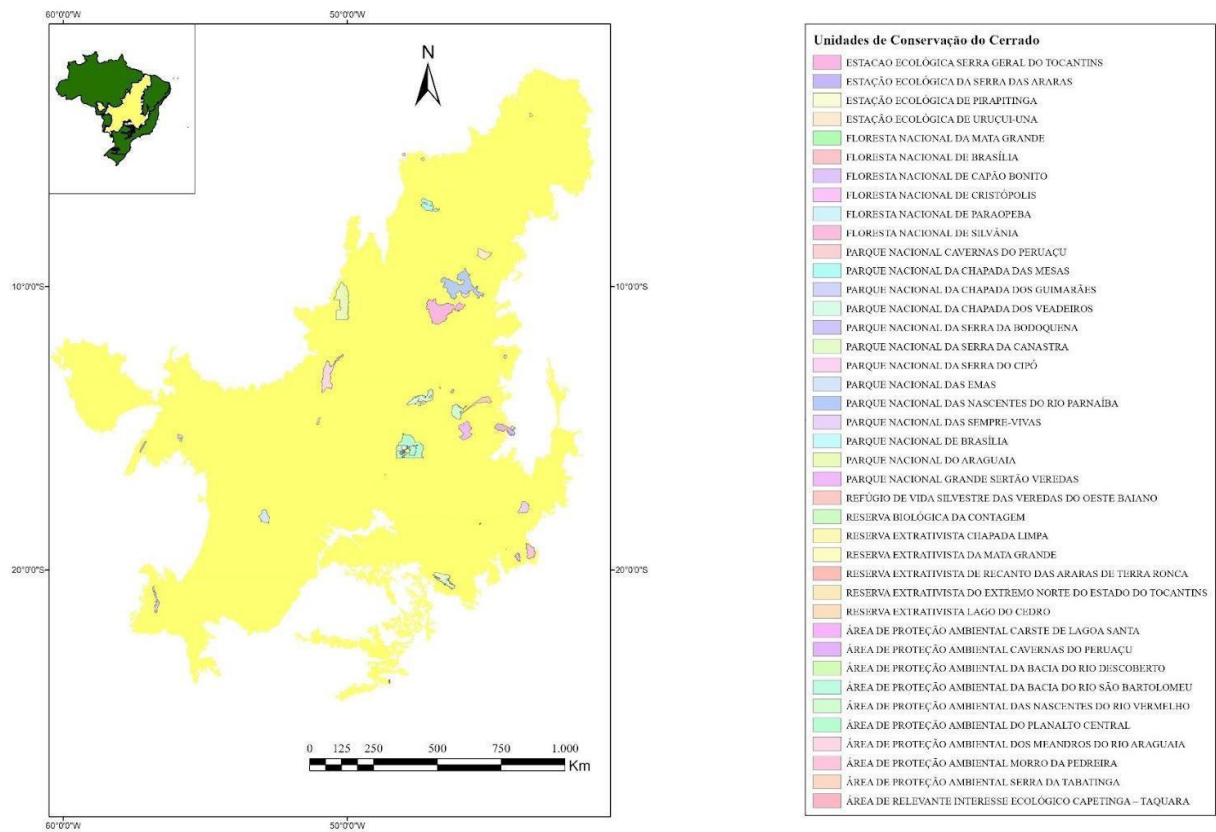


Figura 2 – Mapa com recorte do Cerrado mostrando a distribuição espacial das 40 UCs geridas pelo ICMBio (exceção da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras, a qual não apresenta *shape* nos dados geoespaciais de referência da Cartografia Nacional e dados temáticos produzidos e disponibilizados pelo ICMBio). Fonte: ICMBio.

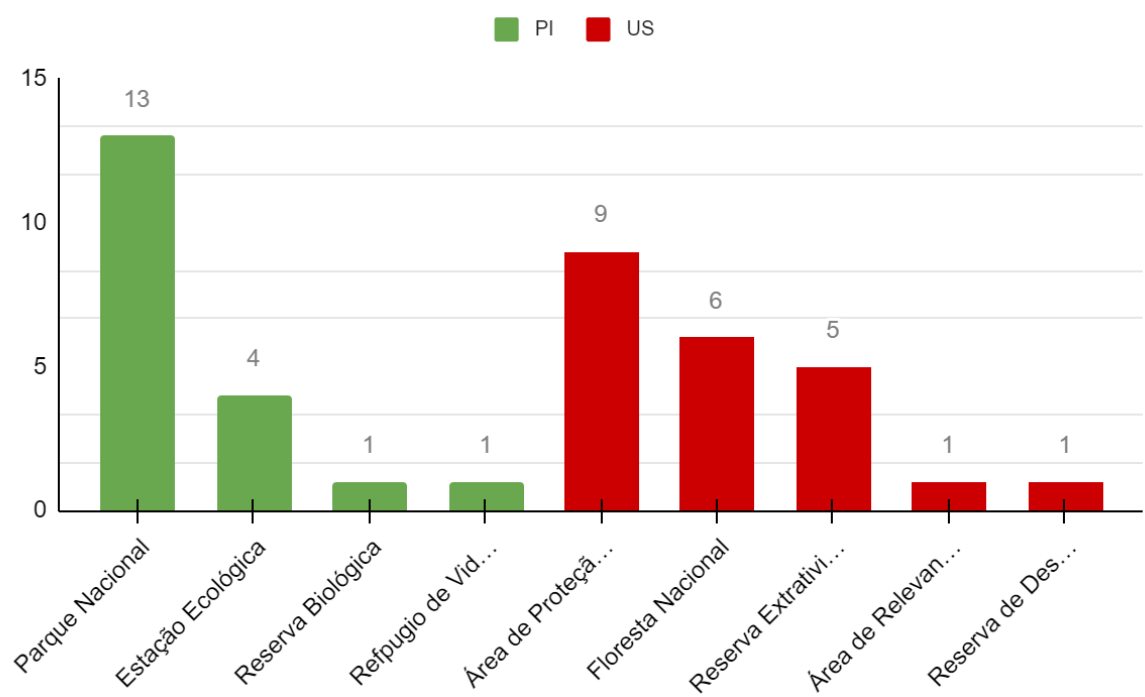


Figura 3 – Distribuição quantitativa das 41 UCs do Cerrado geridas pelo ICMBio por categoria, separadas em proteção integral (PI, em vermelho) e uso sustentável (US, em verde).

De todas as 41 UCs do Cerrado, 31 (75,61%) possuem algum instrumento regulatório da gestão do fogo inserido no SEI para o período de 2018 a 2020, seja PMIF ou plano físico-financeiro (ou POA) e apenas 10 não possuem nenhum instrumento. Apenas 18 UCs (43,90%) elaboraram PMIF, que é um tipo de planejamento técnico mais robusto e elaborado, mas todas as 31 UCs (100%) possuem pelo menos um plano anual físico-financeiro, que é um instrumento de planejamento mais simplificado. A maior adesão aos formulários de planos físicos-financeiros pode ser justificada pela facilidade de preenchimento, visto tratar de formulários eletrônicos, oferecendo maior praticidade aos gestores de UC, enquanto a elaboração de um PMIF demanda mais tempo técnico para sua elaboração.

Dentre as UCs que elaboraram algum instrumento de planejamento da gestão do fogo para o período 2018-2020, 19 delas (61,29%) possuem planejamentos para os três anos analisados, 11 (35,48%) elaboram pelo menos dois instrumentos no período e somente uma (3,22%) elaborou planejamento para um único ano nesse intervalo de tempo.

O fato de a maioria das UCs do Cerrado possuírem um ou mais instrumentos de gestão do fogo

para o período de estudo corrobora nossa hipótese de que o fogo é uma questão central na gestão das UC do Cerrado. Todavia, é curioso observar que das UCs que possuem algum instrumento de gestão do fogo, apenas 12 delas (38,70%) são de US e a maioria 19 (61,29%) são de PI, sendo que todas as UCs do Cerrado que não possuem nenhum documento regulatório para a gestão são de US. Destacamos também o fato de que das 18 UCs que apresentam PMIFs propriamente ditos, apenas três são voltados a UC de US, sendo que duas delas só possuem PMIF por fazerem parte de NGI que abrange UC de PI. Ou seja, mesmo que as UCs do Cerrado estejam bem distribuídas entre os grupos de PI e US, percebemos que as UCs de US recebem menos atenção institucional para a organização da gestão do fogo.

Outra evidência que reforça a ideia de que as UCs de US estão sendo preteridas no que diz respeito a fomentos e estímulos institucionais é a distribuição das brigadas contratadas. A análise documental nos informa que todas UCs que declararam que 'não contratam brigadistas apesar de terem problemas com incêndios', são de US e que todas as UCs que declararam que 'contratam brigadistas e a quantidade é suficiente' são de PI (Figura 4).

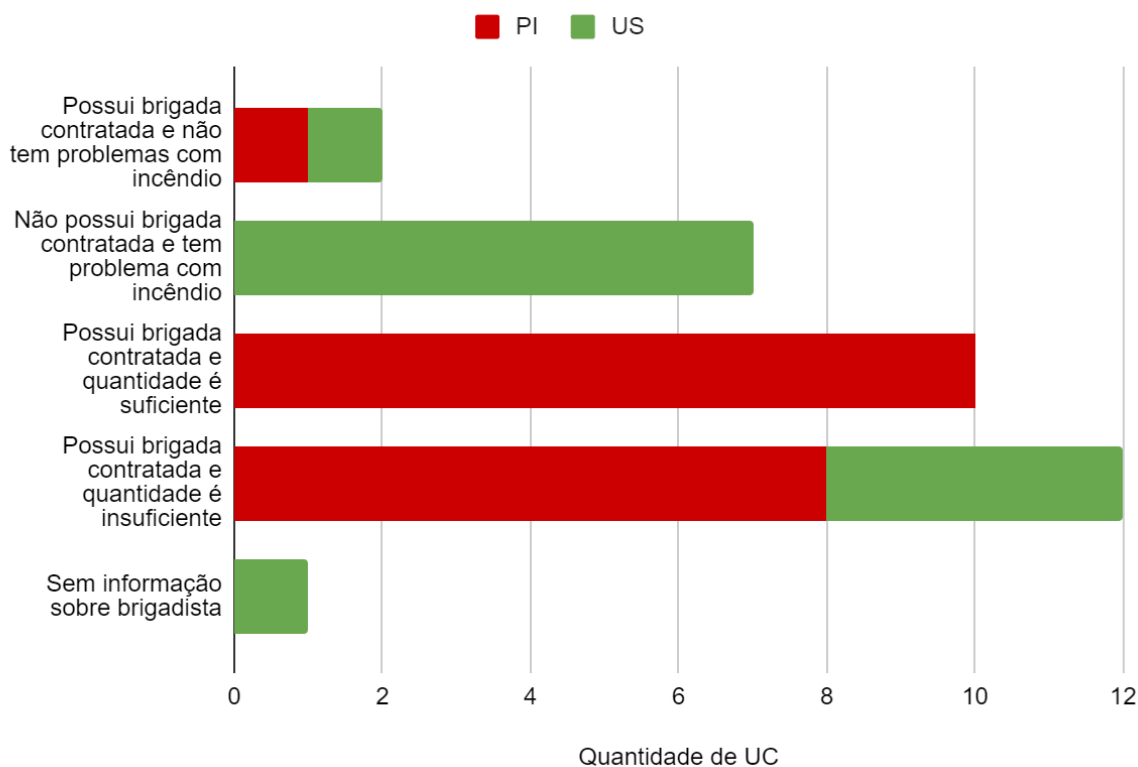


Figura 4 – Relação das UCs que possuem ou não brigada de incêndio contratada de acordo com a resposta dos gestores aos formulários eletrônicos (POA) no recorte de tempo analisado, divididas em proteção integral (PI, em vermelho) e uso sustentável (US, em verde).

O MIF só é efetivo com a presença de uma brigada de incêndio devidamente estruturada, equipada e capacitada, pois ela será responsável pela implementação do manejo em campo. A maioria das UCs avaliadas nesse estudo que possuem brigada contratada, apresentam quantidade insuficiente de servidores, o que se dá muitas vezes pela carência de investimentos e invisibilidade de algumas unidades, além de ser uma decisão discricionária da área técnica em relação às unidades que terão ou não acesso a mais investimentos.

Manejo com uso do fogo nas UCs do Cerrado: estado da arte

De acordo com a plataforma MapBiomas, foi possível identificar a cobertura vegetal predominante

em cada uma das 31 UCs que possuem algum instrumento de gestão do fogo entre os anos de 2018 e 2020, sendo que a APA do Planalto Central é a única que não possui esse dado na plataforma utilizada. Utilizando a correspondência do tipo de vegetação com os tipos de resposta da vegetação a passagem do fogo proposta por Myers[1] (Tabela 1), considerando apenas as áreas de vegetação nativa, verificamos que 77,4% desse território protege ecossistemas pirofíticos (savânica, formação campestre e campos alagados ou áreas pantanosas), ou seja, que evoluíram com a passagem do fogo (dependentes ou influenciados pelo fogo).

Tabela 1 – Correspondência de resposta da vegetação ao fogo proposta por Myers[1] com a “Classe Nível 2” de vegetação da plataforma MapBiomas e seus respectivos percentuais das 31 UCs analisadas.

Vegetação “Classe Nível 2” (Classes adotadas pelo MapBiomas)	Correspondência de resposta da vegetação ao fogo	Percentual de vegetação nas 31 UCs analisadas
Formações florestal (FF)	<i>Sensível ao fogo</i>	19,40%
Formação savânica (FS)	<i>Dependentes do fogo</i>	35,50%
Formação campestre (FC)	<i>Dependentes do fogo</i>	38,70%
Campo alagado ou áreas pantanosas (CA)	<i>Influenciados pelo fogo</i>	3,20%

Fonte: MapBiomas[30] e Myers[1].

Tal informação conflui com o fato que todas as 31 UCs do Cerrado que possuem algum instrumento de gestão do fogo – ou seja, 100% informaram que a UC possui histórico de ocorrência de fogo, sendo que 80,61% informaram que a ocorrência de fogo é anual. Ainda que o parâmetro relacionado à frequência de fogo nas UCs esteja repleto de subjetividades, as percepções dos gestores correlacionam-se com a premissa básica de que ecossistemas pirofíticos estão mais propensos à passagem do fogo.

Sendo o Cerrado um bioma predominantemente pirofítico[4], a importância de um planejamento que preveja manejo com o uso do fogo deve, obrigatoriamente, considerar as necessidades da

vegetação e sua relação com o fogo – para além das relações socioculturais, que não estão como objeto desse estudo, mas são igualmente fundamentais serem notadas no planejamento da gestão do fogo nas UCs do Cerrado.

Noventa por cento (28 UCs) das UCs do Cerrado que possuem instrumento planejamento da gestão informaram que fazem uso do fogo como ferramenta de manejo, seja a partir da construção/manutenção de aceiros queimados, queimas prescritas e/ou queimas controladas. Dessas 28, apenas sete usam os três tipos de uso citados como ferramenta, 13 aplicam dois dos três tipos de uso do fogo citados (ou aceiros e queimas prescritas; ou

aceiros e queimas controladas; ou queimas prescritas e queimas controladas) e oito fazem uso de apenas uma forma do uso do fogo como ferramenta de manejo (ou aceiros; ou queimas prescritas; ou queimas controladas).

Os principais objetivos de manejo com uso do fogo informados pela gestão dessas UC do Cerrado foram: reduzir eventos de incêndios; reduzir a área atingida por incêndios; e reduzir o material combustível (Figura 5). Sendo que 16 UC pretendem atingir os três objetivos; 5 UCs apresentam pelo menos dois dos três objetivos (reduzir eventos e a área atingida, ou reduzir eventos e o material combustível, ou reduzir a área atingida e o material combustível); e 7 UCs apresentam pelo menos um dos três objetivos (ou reduzir os eventos de incêndios no interior da UC, ou reduzir a área atingida, ou reduzir a quantidade de material combustível). Reduzir a quantidade de material combustível ainda é o objetivo mais visado a partir do manejo.

Conclusão e Recomendações

O alto índice de adesão e elaboração periódica de instrumentos de planejamento da gestão do fogo para o período de 2018 a 2020 pelas UCs federais do Cerrado corrobora com a prerrogativa de que o fogo é componente chave na gestão dessas UCs.

A confecção de aceiros queimados, com vistas à facilitação de acesso em caso de combates aos incêndios e como barreira física para contenção do fogo, se destaca como principal técnica de manejo com uso do fogo nas UCs do Cerrado e tal prática ainda está bastante atrelada à política de supressão do fogo, na qual o objetivo principal do manejo é prevenir e evitar incêndios ou proteger ecossistemas florestais. Essa evidência sugere que a mudança de paradigmas da gestão do fogo no Brasil ainda está a passos lentos e pouco observa o papel ecológico do fogo no Cerrado para o planejamento e implementação de políticas e abordagens de manejo do fogo adequadas às realidades das UCs[9], ainda não restando claras expectativas de valorização, manutenção e proteção das paisagens abertas, que são essenciais para conservação do bioma[19][36].

São poucas UCs que utilizam entendimentos de pirodiversidade para manutenção da biodiversidade na definição de objetivos de MIF, sendo recomendado maior estímulo institucional para aplicação desse conceito na gestão do fogo das UC do Cerrado. Ainda assim, é vitorioso enxergar a

percepção de muitos gestores sobre o fato de que a exclusão do fogo não é eficiente para a conservação de ambientes pirofíticos, como o Cerrado.

A crescente aderência aos planos específicos de MIF traz uma possível possibilidade de aprofundamento da compreensão dos papéis ecológicos, culturais e sociais do fogo nos territórios especialmente protegidos.

Estudos acerca dos impactos positivos e negativos do uso do fogo, tanto ecológicos como sociais e culturais, em áreas protegidas que abrangem ecossistemas pirofíticos ainda são incipientes, mas vêm crescendo, se tornando cada vez mais necessários para ajudar a orientar as expectativas de manejo com uso do fogo nas UCs do Cerrado.

Por fim, destacamos que essa pesquisa leva em consideração a análise apenas de aspectos essencialmente administrativos e ecológico relacionados ao manejo com uso do fogo em UCs federais do Cerrado, sendo imperioso destacarmos a necessidade de estudos que apresentem reflexões sobre o papel da cultura do fogo na abordagem do MIF para uma melhor compreensão do estado da arte do MIF no Brasil e assim contribuir também com avaliações sobre a superação ou não do paradigma do fogo zero no país.

Referências

1. Myers RL. Living with fire: sustaining ecosystems & livelihoods through integrated fire management. The Nature Conservancy, Global Fire Initiative, 2006.
2. Bond WJ, Woodward FI, Midgley GF. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New phytologist*. 2004; 165(2): 525-538.
3. Hardesty J, Myers R, Fulks W. Fire, ecosystems, and people: A preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *George Wright Forum*. 2005; 22(4): 78-87.
4. Pivello VR, Vieira I, Christianini AV, Ribeiro DB, Menezes LS, Berlinck CN, Melo FPI, Marengo JA, Tornquist CG, Tomas WM, Overbeck GE. Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 2021; 19(3): 233-255.
5. Ramalho AHC, Fiedler NC, Dias HM, de Oliveira Peluzio TM, dos Santos AR, Lucas FMF. Compreendendo a ação do fogo nos ecossistemas brasileiros. *Biodiversidade Brasileira*. 2024; 14(1): 8-25.

6. Krebs P, Pezzatti GB, Mazzoleni S, Talbot LM, Conedera M. Fire regime: history and definition of a key concept in disturbance ecology. *Theory in Biosciences*. 2010; 129: 53-69.
7. Martin RE, Sapsis DB. Fires as agents of biodiversity: pyrodiversity promotes biodiversity. In *Proceedings of the conference on biodiversity of northwest California ecosystems*. Cooperative Extension, University of California, Berkeley. 1992; 150-157.
8. Bowman DM, Legge S. Pyrodiversity-why managing fire in food webs is relevant to restoration ecology. *Restoration Ecology*. 2016; 24(6): 848-53.
9. Durigan G, Ratter JA. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology*. 2016; 53(1): 11-15.
10. Barradas ACS, Borges MA, Máximo MC, Ribeiro KT. Paradigmas da gestão do fogo em áreas protegidas no mundo e o caso da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. *Biodiversidade Brasileira-BioBrasil*. 2020; 2: 71-86.
11. Machado RB, Neto MBR, Pereira PGP, Caldas EF, Gonçalves DA, Santos NS, Tabor K, Steininger M. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. *Conservation International do Brasil*. 2004. Brasília.
12. Ratter JA, Dargie TCD. An analysis of the floristic composition of 26 cerrado areas in Brazil. *Edinburgh Journal of Botany*. 1992; 49(2): 235-250.
13. Ratter JA, Ribeiro JF, Bridgewater S. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of botany*. 1997; 80(3): 223-230.
14. Coutinho LM. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. Springer, Berlin, Heidelberg. 1982; 273-291.
15. Ribeiro JF, Walter BMT. Fitofisionomias do bioma Cerrado. *Embrapa Cerrados*. 1998; 89-166.
16. Simon MF, Gretchen R, Queiroz LP, Skema C, Pennington RT, Hughes CE. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2009; 106(48): 20359-20364.
17. Silva DM, Loiola PP, Rosatti NB, Silva IA, Cianciaruso MV, Batalha MA. Os efeitos dos regimes de fogo sob a vegetação de cerrado no Parque Nacional das Emas, GO: considerações para a conservação da diversidade. *Biodiversidade Brasileira*. 2011; 2: 26-39.
18. Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 2000; 403(6772): 853-858.
19. Overbeck GE, Vélez-Martin E, Scarano FR, Lewinsohn TM, Fonseca CR, Meyer ST, Muller SC, Ceotto P, Dadalt L, Durigan G, Ganade G, Gossner MM, Guadagnin DL, Lorenzen K, Jacobi CM, Weisser WW, Pillar VD. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and distributions*. 2015; 21(12): 1455-1460.
20. Pivello VR. Manejo de fragmentos de Cerrado: princípios para a conservação da biodiversidade. *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*, Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2005; 402-413.
21. Sampaio AB, Berlinck CN, Miranda H, Schmidt IB, Ribeiro KT. Manejo do fogo em áreas protegidas. *Biodiversidade Brasileira*. 2016; 2: 1-3.
22. Abreu RC, Hoffman WA, Vasconcelos HL, Pilon NA, Rossatto DR, Durigan G. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science advances*. 2017; 3(8): 1-7.
23. Fidelis A, Alvarado ST, Barradas ACS, Pivello VR. The year 2017: Megafires and 297 management in the Cerrado. *Fire*. 2018; 1: 49.
24. Barradas ACS, Ribeiro KT. Manejo integrado do fogo: Trajetória da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (2001 a 2020). *Biodiversidade Brasileira*. 2021; 2: 139-152.
25. Laris P, Wardell DA. Good, bad or 'necessary evil'? Reinterpreting the colonial burning experiments in the savanna landscapes of West Africa. *Geographical Journal*. 2006; 172(4): 271-290.
26. Eloy L, Bilbao BA, Mistry J, Schmidt IB. From fire suppression to fire management: Advances and resistances to changes in fire policy in the savannas of Brazil and Venezuela. *The Geographical Journal*. 2019; 185(1): 10-22.
27. Schmidt IB, Moura LC, Ferreira MC, Eloy L, Sampaio AB, Dias PA, Berlinck CN. Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. *Journal of applied ecology*. 2018; 55(5): 2094-2101.
28. Diegues AC. Os saberes tradicionais e a biodiversidade no Brasil, 2000.
29. Ministério do Meio Ambiente (Brasil). Portaria MMA no 444, de 17 de dezembro de 2014. *Diário Oficial da União*. 2014 dez. 18. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2014/p_mma_444_2014_lista_especies_amecadas_extincao.pdf
30. Manetta BR, Barroso BR, Lipiani GO, Azevedo JB, Arrais TC, Nunes TES. Unidades de conservação. *Engenharias On-line*. 2016; 1(2): 1-10.

31. Presidência da República (Brasil). Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Diário Oficial da União. 2012 jul. 28. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm
32. Instrução Normativa ICMBio no 07, de 21 de dezembro de 2017. Estabelece diretrizes e procedimentos para elaboração e revisão de planos de manejo de unidades de conservação da natureza federais. Diário Oficial da União. 2016 out. 28. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2017/p_icmbio_07_2017_nucleo_gestao_integrada_fernando_noronha_icmbio.pdf
33. Portaria ICMBio no 1.150, de 6 de dezembro de 2022. Estabelece princípios, diretrizes, finalidades, instrumentos e procedimentos na implementação do Manejo Integrado do Fogo (MIF) nas Unidades de Conservação Federais. Diário Oficial da União. 2022 dez. 7. Disponível em: <https://ava.icmbio.gov.br/mod/data/view.php?d=17&mode=single&page=1014>
34. Página Eletrônica ICMBIO [homepage da internet]. Lista de UCs. [acesso em 28 jan 2022]. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/cerrado/lista-de-ucs>
35. Projeto MapBiomas. [homepage da internet] Coleção 6.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil, 2022. [acesso em 03 fev 2022]. Disponível em: <https://storage.googleapis.com/mapbiomas-public/brasil/collection-6/lcl/download/legenda-colecao-6-descricao-detalhada.pdf>
36. Buisson E, Le Stradic S, Silveira FAO, Durigan G, Overbeck GE, Fidelis A, Fernandes GW, Bond WJ, Hermann J, Mahy G, Alvarado ST, Zaloumis NP, Veldman JW. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. *Biological Reviews*. 2019; 94(2): 590-609.

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

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

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

ISSN: 2236-2886





Áreas e sítios importantes para a conservação de morcegos – AICOMs e SICOMs como estratégias para a conservação

Eleonora Trajano^{1*}

 <https://orcid.org/0000-0001-6232-0470>

* Contato principal

Shirley Seixas Pereira da Silva²

 <https://orcid.org/0000-0002-6523-1331>

¹ Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo/IBUSP, São Paulo/SP, Brasil. <etrajano@usp.br>.

² Instituto Resgatando o Verde/IRV, Rio de Janeiro/RJ, Brasil. <batshirley@gmail.com>.

Recebido em 15/05/2023 – Aceito em 07/08/2024

Como citar:

Trajano E, Silva SSP. Áreas e sítios importantes para a conservação de morcegos – AICOMs e SICOMs como estratégias para a conservação. Biodivers. Bras. [Internet]. 2024; 14(4): 56-67. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2454

Palavras-chave: Chiroptera; preservação; Programa de Conservação de Morcegos no Brasil.

RESUMO – Áreas e Sítios para a Conservação de Morcegos (AICOMs e SICOMs), certificadas pela Red Latinoamericana y del Caribe para la Conservación de los Murciélagos (RELCOM), constituem importante estratégia para a proteção de quirópteros e da fauna em geral, pois sua identificação baseia-se em um conjunto robusto de critérios faunísticos (diversidade taxonômica) e ecológicos (distribuição, endemismo, raridade, vulnerabilidade, dependência de certos tipos de abrigo, importância para o funcionamento dos ecossistemas e graus de ameaça), que podem ser igualmente aplicados a vários outros táxons. Porém, sua eficácia como estratégia de conservação depende do reconhecimento por parte das autoridades ambientais responsáveis pela elaboração e aplicação da legislação ambiental, incluindo a criação de unidades de conservação. Apresentamos aqui as seis AICOMs e as quatro SICOMs brasileiras propostas pelo Programa de Conservação de Morcegos no Brasil (PCMBrasil) e certificadas pela RELCOM até o presente. Essas áreas e sítios localizam-se em diferentes biomas brasileiros, principalmente Amazônia, Caatinga e Mata Atlântica, e estão sujeitas a diversos impactos, com destaque para a perda de *habitat*, perturbação ou destruição de abrigos, expansão de áreas urbanas e conflitos morcegos-humanos. Parte das AICOMs está localizada em unidades de conservação, como Parques Nacionais (PARNAs), Áreas de Proteção Ambiental (APAs) e Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs); enquanto as SICOMs incluem cavernas e pontes sob as quais colônias particularmente numerosas se abrigam. Concluindo, propomos que os órgãos ambientais brasileiros reconheçam a importância de estratégias como a implementação de AICOMs e SICOMs para a conservação de ecossistemas inteiros, promovendo e apoiando estudos que forneçam dados científicos para a identificação dessas áreas e utilizando-os como base para a criação de áreas protegidas.

Important areas and sites for bat conservation – AICOMs and SICOMs as strategies for conservation

Keywords: Chiroptera; bat protection; Brazilian Program for Bat Conservation.

ABSTRACT – Important Areas and Sites for Bat Conservation (AICOMs and SICOMs), recognized by the Red Latinoamericana y del Caribe para la Conservación de los Murciélagos (RELCOM), are relevant strategies for conservation of bats and whole communities as they are identified based on a set of scientifically sound criteria. These criteria can be both faunistic (taxonomic diversity) and ecological (distribution, endemism, rarity, vulnerability, dependence on certain types of shelter, importance for ecosystem functioning, and degrees of menace), which may also be applied to several other taxa. However, their effectiveness relies partly on the acceptance by the environmental authorities responsible for making and applying the legislation, including the creation of conservation units. Herein, we present the six AICOMs and four SICOMs so far proposed by the Brazilian Program for Bat Conservation (PCMBrasil) and certified by RELCOM. They are situated in different biomes, especially the Amazon, Caatinga, and Atlantic Forest, and subject to diverse impacts such as habitat loss, disturbance and destruction of shelters, urban expansion, and human-bat conflicts. Part of these areas are protected in Parks (Parnas), Areas of Environmental Protection (APAs) and Natural Patrimony Private Reserves (RPPNs). The SICOMs include caves and bridges where exceptionally large bat colonies occur. We propose that the Brazilian environmental authorities recognize the strategic importance of AICOMs and SICOMs for ecosystem protection, promoting studies aiming the identification of such areas and using them as support for creating conservation units.

Áreas y sitios importantes para la conservación de los murciélagos – AICOM y SICOM como estrategias para la conservación

Palabras clave: Quirópteros; preservación; Programa de Conservación de Murciélagos en Brasil.

Resumen

Las Áreas y Sitios para la Conservación de Murciélagos (AICOMs y SICOMs), certificados por la Red Latinoamericana y del Caribe para la Conservación de los Murciélagos (RELCOM), constituyen una estrategia importante para la protección de los murciélagos y ecosistemas, ya que su identificación se basa en un conjunto robusto de criterios faunísticos (diversidad taxonómica) y ecológicos (distribución, endemismo, rareza, vulnerabilidad, dependencia de determinados tipos de refugio, importancia para el funcionamiento de los ecosistemas, grados de amenaza), que también pueden aplicarse a varios otros taxones. Sin embargo, su efectividad depende en gran medida del reconocimiento por parte de las autoridades ambientales responsables por la elaboración y aplicación de la legislación ambiental, incluyendo la creación de unidades de conservación. Presentamos aquí las seis AICOMs y los cuatro SICOMs brasileños propuestos por el Programa Brasileño para la Conservación de Murciélagos (PCMBrasil) y certificados por RELCOM hasta el momento. Estas áreas y sitios están ubicados en diferentes biomas brasileños, principalmente en la Amazonia, Caatinga y Mata Atlántica, y están sujetos a diferentes impactos, con énfasis en la pérdida de hábitat, perturbación o destrucción de refugios, expansión de áreas urbanas y conflictos entre murciélagos y humanos. Parte de estas áreas están ubicadas en unidades de conservación, como Parques (Parnas), Áreas de Protección Ambiental (APAs) y Reservas Privadas de Patrimonio Natural (RPPNs). Los SICOM incluyen cuevas y puentes, bajo las cuales se refugian colonias particularmente numerosas. En conclusión, proponemos que las agencias ambientales brasileñas reconozcan la importancia de estrategias como AICOMs y SICOMs para la conservación de ecosistemas completos, promoviendo y apoyando estudios que proporcionen la base científica para identificar estas áreas y utilizarlas como base para la creación de áreas protegidas.

Introdução

Os quirópteros são caracterizados pela grande diversidade funcional e ecológica nas regiões tropicais, sobretudo na Região Neotropical, onde apresentam disparidade de táticas alimentares e de dietas [1]. Como resultado de sua abundância e da diversidade de modos de vida, morcegos prestam serviços ecossistêmicos relevantes e variados, com alto valor econômico [2][3][4]. Nas últimas décadas, esse tema vem sendo objeto de várias publicações visando monetizar tais serviços, principalmente o controle de pragas por morcegos insetívoros (e.g., [5][6][7][8][9][10]). A importância dos morcegos nectarívoros para a polinização já é bem conhecida [2][11] incluindo a relação com plantas de grande valor econômico como o agave, matéria-prima para a produção de tequila no México [12]. Morcegos podem voar distâncias superiores a 30 quilômetros durante uma noite entre áreas de alimentação, proporcionando a polinização e dispersão de sementes a longas distâncias. Como esses animais defecam em voo, eles geram uma “chuva” de sementes, que é mais eficiente na regeneração de vegetação que a plantação manual de mudas [11][13].

Por outro lado, a maioria dos morcegos é altamente vulnerável a impactos, o que vem sendo tratado em publicações, incluindo revisões e coletâneas de artigos em livros (e.g., [14][15][16][17][18][19]). De acordo com os autores, as mais sérias ameaças são aquelas que afetam a fauna em geral: a destruição, fragmentação e degradação da qualidade do *habitat* por desmatamento, mineração e poluição; a urbanização (que afeta diferentemente as espécies, favorecendo os sinantrópicos); a caça; as mudanças climáticas, ampliando extremos climáticos; os atropelamentos e as turbinas eólicas. Outros impactos, tais como a destruição de abrigos e perturbações diretas sobre as colônias, sobretudo em cavernas, têm consequências que afetam particularmente os morcegos [18]. No entanto, para alguns grupos de morcegos, sobretudo os Molossidae, a urbanização cria abrigos representados por casas, prédios e pontes.

A imagem negativa dos morcegos em geral, gera preconceitos que ameaçam esses animais, e se torna um grave problema adicional. Em virtude do medo e repulsa, morcegos são eliminados maciçamente e de forma indiscriminada pelo uso de venenos, oclusão dos abrigos, remoção manual durante o dia, e outros procedimentos nocivos aos animais.

Tais impactos têm consequências agravadas no caso dos morcegos devido ao ciclo de vida que tende ao K no *continuum* r-K. Esses animais apresentam reprodução infrequente, gestação longa e prole reduzida. A prole nasce em estágio ontogenético relativamente avançado e tem alta longevidade relativa ao tamanho (em oposição a reprodução frequente com proles numerosas, crescimento rápido e baixa longevidade, típicos de r-estrategistas como roedores), resultando em lento *turnover* populacional [20]. Isso reduz consideravelmente a capacidade de reposição de perdas causadas por impactos antrópicos.

Tendo em vista os impactos mencionados que incidem sobre a quiropterofauna, durante a 14th International Bat Research Conference (IBRC), realizada no México em agosto de 2007, especialistas do México, Guatemala, Costa Rica, Bolívia e Brasil firmaram um acordo estabelecendo metas comuns de longo prazo visando a proteção e conservação de morcegos de toda a América Latina e Caribe. Nessa ocasião, foi fundada a Rede Latino-Americana para a Conservação de Morcegos (RELCOM), uma entidade civil de natureza confederativa que agrega os Programas de Conservação de Morcegos (PCMs). Atualmente, a RELCOM reúne 25 países, com 23 PCMs organizados, incluindo o Programa para Conservação dos Morcegos do Brasil (PCMBrasil).

A RELCOM realiza uma ampla gama de atividades, tais como: reuniões técnico-científicas, workshops, cursos, palestras, elaboração de material didático e exposições sobre morcegos, visando gerar uma imagem positiva dos morcegos junto à população em geral [21].

Entre 2007 e 2012, o PCMBrasil permaneceu pouco ativo e limitado por falta de divulgação e comunicação. Em abril de 2013, por ocasião do VII Encontro para o Estudo de Quirópteros (EBEQ), em Brasília/DF, o PCMBrasil foi revitalizado e seus participantes assumiram os objetivos e ações da RELCOM no Brasil, incluindo a proposição de Áreas de Interesse para Conservação dos Morcegos (AICOMs) e de Sítios de Interesse para Conservação dos Morcegos (SICOMs). A contribuição para a biodiversidade geral, sua importância para o funcionamento de ecossistemas e, conseqüentemente, os valiosos serviços ecossistêmicos prestados pelos morcegos justificam esforços para sua preservação. As ameaças ambientais prementes sobre esses animais tornam urgentes novas estratégias e planos de ação, assim como a consolidação dos já existentes, cuja eficácia tenha sido demonstrada. Dessa forma

o presente artigo tem por objetivos: 1. apresentar ao público geral e promover junto às autoridades ambientais as AICOMs e SICOMs como importante estratégia para a proteção de comunidades de morcegos e para a conservação dos ecossistemas relacionados a eles; 2. discutir os critérios utilizados para o reconhecimento dessas áreas e sítios, os quais podem ser igualmente aplicados a outros táxons; e 3. recomendar o reconhecimento de AICOMs e SICOMs pelas autoridades ambientais brasileiras e a inserção dessas áreas e sítios nas políticas ambientais do país.

AICOMs e SICOMs: critérios para reconhecimento e certificação

Uma importante estratégia para a conservação dos morcegos neotropicais é a certificação pela RELCOM de AICOMs e SICOMs. Tal tática visa o reconhecimento de áreas e locais prioritários para ações de proteção à quiropterofauna, incluindo conservação, educação e pesquisa pelos atores envolvidos: pesquisadores, população local e regional, governo local, regional e nacional, ONGs e outros. AICOMs e SICOMs são propostas e justificadas pelos PCMs nacionais [1], por meio de formulário, conforme Diretrizes para Proposição de AICOMs e SICOMs (Anexo 1).

AICOMs e SICOMs diferem apenas pela escala espacial. As primeiras cobrem áreas de extensão suficiente para que populações de uma ou várias espécies desenvolvam seus processos vitais de modo a garantir sua permanência no tempo. As segundas são locais pontuais, como abrigos (cavernas e construções humanas como casas, túneis e pontes), corpos d'água e áreas de forrageio importantes para populações de interesse para a conservação. Todo critério biológico de ampla aplicação carrega certo grau de subjetividade, a começar pelo problema do estado da arte da disciplina, que normalmente difere entre regiões. Entra aqui a experiência do pesquisador, referida mais abaixo. A questão do tamanho da área é relativa, dependente de escala geográfica. SICOM é local, AICOM é regional, abrigando populações. De modo geral, SICOM abriga parte de populações – mas pontes e certas cavernas podem abrigar populações inteiras.

Para sua certificação, essas áreas e sítios devem enquadrar-se em um ou mais dos seguintes critérios (<https://www.relcomlatinoamerica.net/¿qué-hacemos/conservacion/aicoms-sicoms.html> – Anexo 1) (tradução livre):

Critério 1: Área ou sítio com espécies de morcegos de interesse para a conservação nacional ou regional. Tais espécies incluem aquelas constantes de Listas Vermelhas de espécies ameaçadas ou vulneráveis; espécies endêmicas ou com distribuição pequena; migratórias; raras ou com dados insuficientes; com papel importante para o funcionamento ecossistêmico ou populações no limite da distribuição da espécie.

Critério 2: Área ou sítio com abrigos para uma ou mais espécies de morcegos de interesse para a conservação. Os abrigos podem ser utilizados permanente ou sazonalmente; ou durante parte significativa do ciclo de vida como no caso de refúgios de colônias maternidade ou locais de agregação durante migração (sistemas de cavernas, construções antrópicas, entre outros).

Critério 3: Área ou sítio com alta riqueza de espécies, independentemente do grau de ameaça.

Note-se que, com poucas exceções (e.g. colônias maternidade), esses critérios podem ser igualmente aplicados a outros táxons.

A aplicação dos critérios depende da experiência dos pesquisadores proponentes, que sejam capacitados a inserir a área ou sítio proposto em um contexto maior, dentro do estado da arte da disciplina. O critério 3 em particular implica um certo grau de relatividade.

AICOMs e SICOMs brasileiras: localização, espécies de interesse, e impactos ambientais

Segundo [1], foram certificadas 201 áreas e sítios de importância distribuídos por 21 países, sendo 151 AICOMs e cinquenta SICOMs, com ênfase nos países da América Central e Caribe (66 áreas e sítios), México (31) e Argentina (23). A seguir, Bolívia e Porto Rico com dezesseis em cada, Equador com quatorze, e Brasil e Colômbia com dez em cada.

A AICOM Alto Ribeira e Alto Paranapanema, no Estado de São Paulo, foi a primeira AICOM proposta no Brasil e certificada em fevereiro de 2015. A partir de então, até dezembro de 2022, foram reconhecidas pela RELCOM outras cinco AICOMs e quatro SICOMs em diferentes biomas brasileiros, principalmente Amazônia, Caatinga e Mata Atlântica, as quais abrigam um expressivo número de espécies de morcegos raras, vulneráveis e ameaçadas (Tabela 1, Figuras 1 a 3).

Tabela 1 – Áreas e Sítios Importantes para a Conservação de Morcegos (AICOMs e SICOMs, respectivamente) brasileiros, com localização, bioma, critérios para reconhecimento e certificação e ameaças locais. Listas Vermelhas = espécies constantes de listas vermelhas da IUCN, do Brasil e/ou do Estado em qualquer categoria (ameaçada, vulnerável ou dados insuficientes). Baseada em [1].

Designação Coordenadas	Localização	Bioma	Crítérios para certificação	Ameaças locais à quiroptero fauna
AICOMs				
A-BR-001 Alto Ribeira e Alto Parapanema 24°12' - 24°36' S; 48°03' - 48°36' W 190.000 ha	Municípios: Iporanga, Ribeirão Grande e Sete Barras no sudeste de São Paulo (P.E. Intervalos e P.E. Turístico do Alto Ribeira)	Mata Atlântica	1. Listas Vermelhas (<i>Myotis ruber</i> , <i>Natalus macrourus</i> , <i>Diaemus youngi</i> , <i>Diphylla ecaudata</i>), limite sul da distribuição de <i>Glyphonhycteris sylvestris</i> (rara), <i>Phylloderma stenops</i> (rara), <i>Lonchorhina aurita</i> (pouco comum), <i>Sturnira tildae</i> , <i>N. macrourus</i> . 2. Abrigos em rocha para espécies de interesse e flutuações sazonais na abundância total de morcegos, evidenciando migrações periódicas, colônias maternidade de três espécies pouco comuns: <i>Trachops cirrhosus</i> , <i>Anoura geoffroyi</i> e <i>Lonchorhina aurita</i> . 3. Alta riqueza, com pelo menos 42 espécies.	Extração de calcário e minérios (chumbo e prata) na área de influência, poluição e visitação de abrigos.
A-BR-002 Serra das Almas 5°15' - 5°00' S; 40°15' - 41°00' W – 6.146 ha	Municípios: Crateús e Buriti dos Montes no Ceará (RPPN Serra das Almas)	Caatinga	1. Listas Vermelhas (<i>Natalus macrourus</i> , <i>Micronycteris sanborni</i> , <i>Chiroderma vizottoi</i> , <i>Tonatia bidens</i> , <i>Lonchophylla inexpectata</i>). 2. Presença de cavernas e outros abrigos em rocha. 3. Alta riqueza, com pelo menos 27 espécies.	Perda de habitat (fogo), caça.
A-BR-003 Pedra de Abelha 5° 35' 9,23" S; 37° 38' 3,11' W 80.560 ha	Municípios: Felipe Guerra, Governador Dix-sept Rosado, Caraúbas, RN (APA Pedra de Abelha)	Caatinga	1. Listas Vermelhas (<i>Lonchorhina aurita</i> , <i>Furipterus horrens</i> , <i>Natalus macrourus</i>). 2. Elevado número de abrigos em rocha para espécies de interesse para conservação. 3. Alta riqueza de espécies (14 espécies em cavernas).	Perda de habitat; destruição e perturbação de abrigos.
A-BR-004 Serra do Feiticeiro 5°48'46,95"S; 36°10'34,60" W 39.515 ha	Município: Lajes, RN	Caatinga	1. Listas Vermelhas (<i>Xeronycteris vieirai</i> , <i>Furipterus horrens</i> : rara), interesse para conservação (<i>Lonchophylla inexpectata</i> : prov. endêmica). 2. Abrigos em rocha para espécies de interesse para a conservação. 3. Alta riqueza de espécies (21 espécies).	Turbinas eólicas, perturbação de abrigos, conflitos morcegos-humanos.
A-BR-005 Sítio Bons Amigos 26°01' 46" S; 56°46' 17" W 1.974 ha	Município: Manaus, AM (RPPN Sítio Bom Amigos)	Floresta Amazônica	1. Espécies de interesse para conservação (<i>Saccopterix bilineata</i> , <i>Gardnerycteris crenulatum</i> , <i>Ametrida centurio</i>). 2. Presença de abrigos em rocha para espécies de interesse para a conservação 3. Alta riqueza de espécies (25 espécies na área)	Perda de habitat; destruição de abrigos urbanização, atropelamentos.
A-BR-006 Complexo de Cavernas do Maroaga 02°03' 21,52" S; 59°57' 55,61" W 374.700 ha	Município: Presidente Figueiredo, AM (APA Complexo Cavernas do Maroaga)	Floresta Amazônica	1. Listas Vermelhas (<i>Vampyrus spectrum</i>), espécies de interesse para a conservação (<i>Phyllostomus hastatus</i> , <i>Peropteryx trinitatis</i>). 2. Abrigos em rocha para espécies de interesse, colônia maternidade de <i>Carollia perspicillata</i> .	Perda de habitat, destruição e perturbação de abrigos.
SICOMs				
S-BR-001 Cais do Porto de Marabá 5°20'21,38" S; 49°7'32,72" W	Município: Marabá, PA	Floresta Amazônica	1. Espécie com papel importante para o funcionamento ecossistêmico no controle de insetos (<i>Noctilio albiventris</i>). 2. Local de agregação, colônia maternidade.	Fragmentação de habitat, desmatamento, urbanização, conflitos morcegos-humanos.
S-BR-002 Ponte de Palmas dos Morcegos 10°11'06" S; 48°22'02" W	Município: Palmas, TO	Floresta Amazônica	1. Espécie com papel importante para o funcionamento ecossistêmico no controle de insetos (<i>Nyctinomops laticaudatus</i>). 2. Local de agregação, colônia maternidade. 3. Grande agregação de espécie migratória.	Exclusão de abrigos.

S-BR-003 Furna Itapeva 24°22" S; 49° 51'5" W	Município: Dom Pedro de Alcântara, RS	Mata Atlântica	1. Espécie de interesse para conservação (<i>Anoura geoffroyi</i> : limite sul da distribuição). 2. Abrigo importante para reprodução (e.g., <i>Chrotopterus auritus</i>) e para morcegos migratórios (<i>Artibeus lituratus</i> , <i>A. caudifer</i>). 3. Alta riqueza de espécies (pelo menos 9 espécies).	Perda de <i>habitat</i> ; perturbação no abrigo, poluição, conflitos morcegos-humanos, atropelamentos.
S-BR-004 Caverna Serra das Andorinhas 06°03'00" S, 48°22'30" W	Município: São Geraldo do Araguaia, PA (Parque Estadual da Serra dos Martírios-Andorinhas)	Ecótono Cerrado-Floresta Amazônica	1. Listas Vermelhas (<i>Lonchorhina aurita</i> , <i>Lonchophylla dekeyseri</i> , <i>Natalus macrourus</i> , <i>Furipterus horrens</i>). 2. Colônia maternidade, com agregação excepcionalmente alta de <i>Pteropterus macrotis</i> . (ca. 10.000 indivíduos). 3. Alta riqueza de espécies (16 espécies).	Perda de <i>habitat</i> , perturbação no abrigo, conflitos morcegos-humanos.

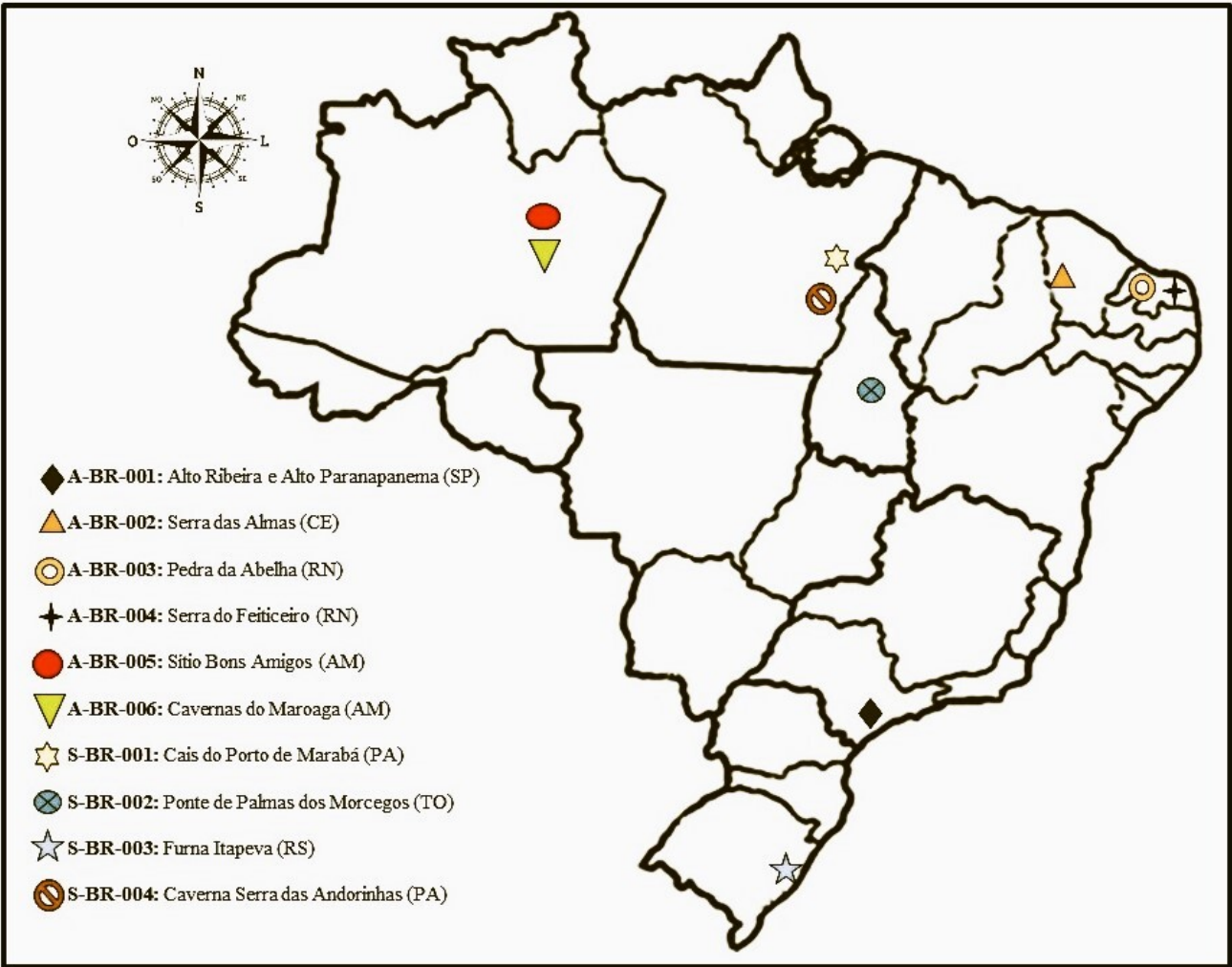


Figura 1 – Mapa com localização das Áreas e Sítios Importantes para a Conservação de Morcegos (AICOMs e SICOMs) brasileiros (elaborado por Silva, SSP).

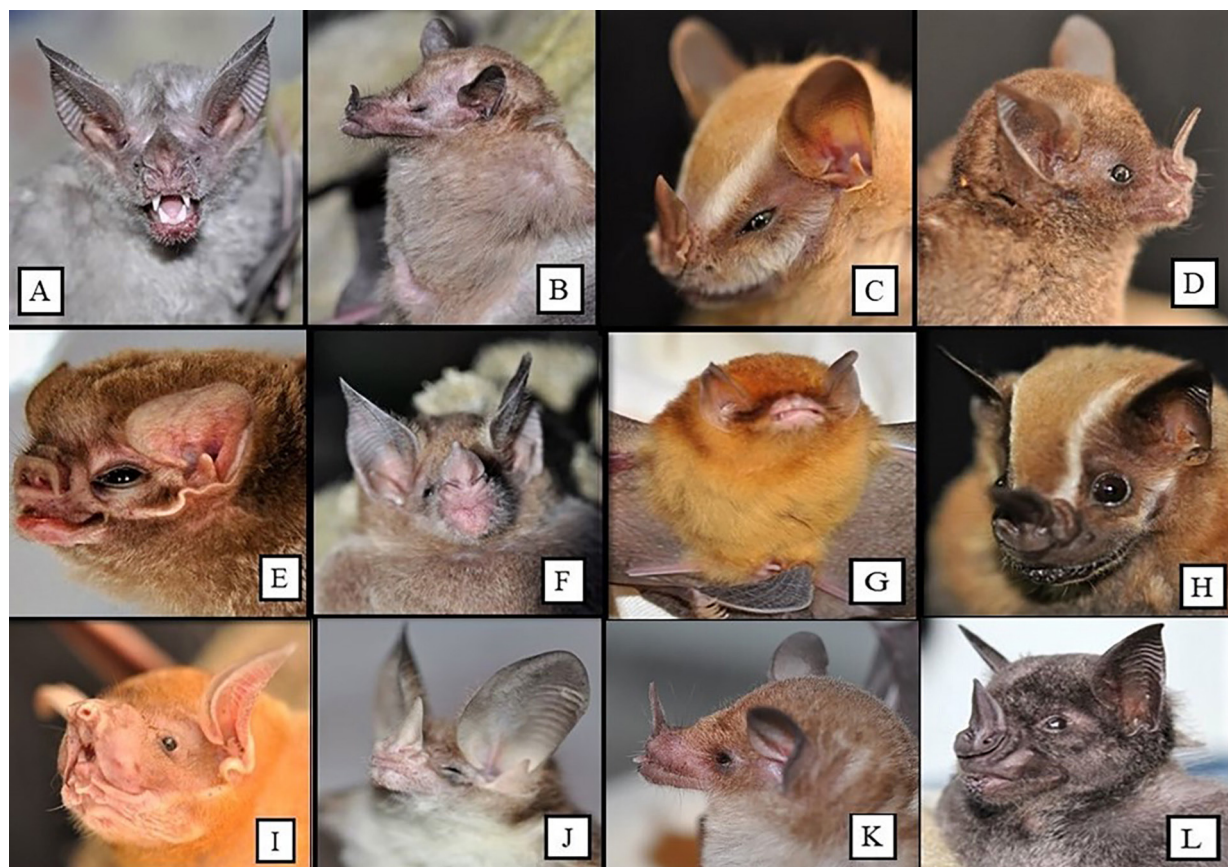


Figura 2 – Morcegos registrados nas Áreas e Sítios Importantes para a Conservação de Morcegos (AICOMs e SICOMs) brasileiros. A: *Trachops cirrhosus*; B: *Anoura geoffroyi*; C: *Chiroderma doriae vizottoi*; D: *Carollia perspicillata*; E: *Diphylla ecaudata*; F: *Tonatia bidens*; G: *Natalus macrourus*; H: *Artibeus lituratus*; I: *Noctilio leporinus*; J: *Micronycteris sanborni*; K: *Lonchophylla inexpectata*; L: *Phyllostomus hastatus*. (Fotos: A-K: Alexandre Pinhão da Cruz; L: Isabel Resende).

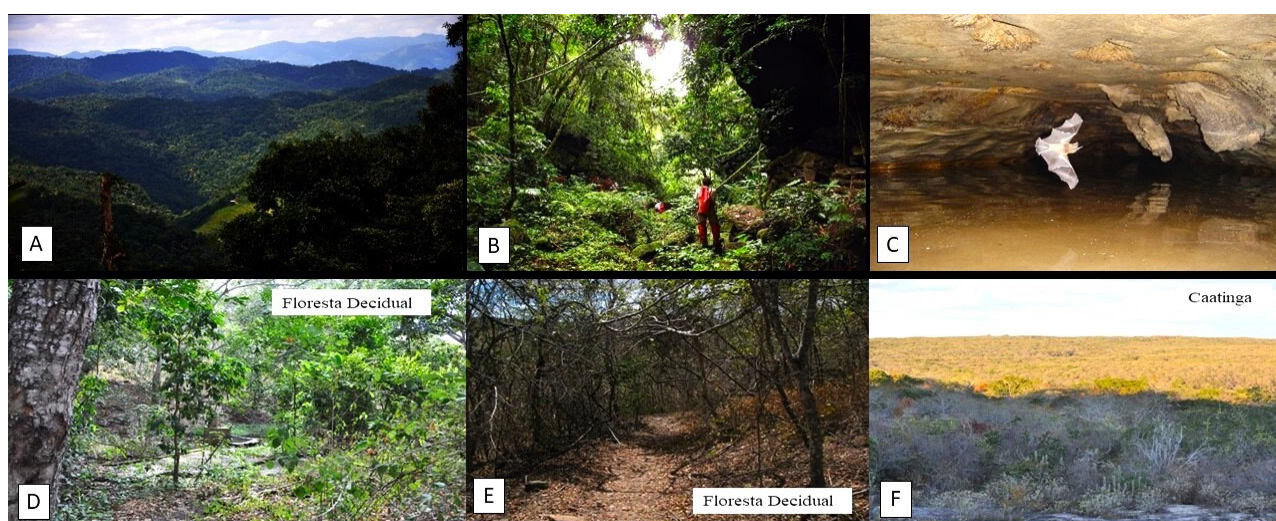


Figura 3 – AICOM Alto Ribeira e Alto Paranapanema: Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR). A: Vista geral da paisagem montanhosa; B: detalhe da mata; C: morcego *Lonchorhina aurita* voando em caverna. AICOM Serra das Almas: RPPN Serra das Almas; D-F: Vista geral da paisagem da Floresta Decidual nas fases chuvosa (D) e seca (E) e da área de Caatinga (F). (Fotos: A: Clayton F. Lino; B: Alexandre Camargo; C: Nicoletta Moracchioli; D-F: Alexandre Pinhão da Cruz).

As AICOMs e SICOMs brasileiras têm em comum a alta riqueza de espécies em relação à extensão da área e a presença de abrigos em rocha importantes para muitos morcegos. Além disso, compartilham espécies em Listas Vermelhas, sejam da IUCN, do Brasil e/ou do Estado em que se localizam, ou pelo menos de interesse para conservação em vista de sua raridade; grau de endemismo; fragilidade ecológica e comportamental; e forte preferência por abrigos em rochas (menos abundantes e mais dispersos que aqueles na vegetação). Parte dessas AICOMs e SICOMs estão incluídas em áreas protegidas, como Parques, APAs e RPPNs (Figura 2), atingindo riqueza de espécies mais alta que em áreas maiores [22].

As SICOMs compreendem duas cavernas e duas construções antrópicas. As cavernas localizam-se em áreas cársticas (carbonáticas ou areníticas) relativamente pequenas e isoladas, onde morcegos litófilos (que usam abrigos em rocha) tendem a se concentrar [19]. As construções tratam-se de pontes em vão livre, rampas e patamares ou apoiadas em aterros formados por gabiões que deixam espaços entre os blocos, onde molossídeos e noctilínídeos amazônicos formam colônias imensas, como as observadas nos sítios Ponte de Palmas dos Morcegos e Cais do Porto de Marabá, respectivamente (Tabela 1). O uso de ponte por colônia imensa de molossídeos, com ca. 750.000 *Tadarida brasiliensis*, foi documentado no Texas [23].

Note-se que algumas espécies insetívoras podem formar colônias com centenas de milhares a milhões de indivíduos em cavernas, como *Tadarida brasiliensis* (Molossidae) no Texas, resultando nas maiores concentrações conhecidas de vertebrados [24][25]. No entanto, molossídeos não usam regularmente cavernas no Brasil [19], de modo que as SICOMs Ponte de Palmas e Cais do Porto de Marabá são particularmente importantes para aquelas duas espécies na Amazônia.

Ameaças comuns a essas AICOMs e SICOMs incluem a perda de *habitat* e a perturbação ou destruição de abrigos, seguidas da expansão de áreas urbanas (Tabela 1). Ameaças emergentes incluem a instalação de usinas eólicas, com impactos sobre morcegos e aves cujas consequências ainda não estão plenamente equacionadas [26].

Conflitos morcegos-humanos são comuns, com frequentes ataques de humanos aos morcegos e seus abrigos, causados pela superstição, medo e desinformação, o que demonstra a necessidade de ações visando à proteção desses animais, através

da desmistificação e do manejo. Ataques indiscriminados são desencadeados pelo simples encontro acidental de morcegos; pelo desconforto causado pela instalação de colônias em construções humanas (em grande parte devido à retração do *habitat* natural pela expansão de atividades antrópicas), e devido aos prejuízos econômicos eventualmente causados por uma única espécie: o hematófago comum, *Desmodus rotundus*. AICOMs e SICOMs podem se constituir em locais privilegiados para divulgação e educação.

Cinco AICOMs e uma SICOM estão dentro dos limites de áreas protegidas (Parques, APAs e RPPNs) (Tabela 1). No entanto, eventos de Protected Areas Downsizing, Downgrading and Degazetting (PADDD), como a falta de Planos de Manejo (PM) ou de sua implantação efetiva, além da fiscalização deficitária e pressões sociais e econômicas para a desafetação de parte dessas áreas (como vem ocorrendo no PETAR), comprometem os objetivos e a própria existência de várias UCs brasileiras. Nesse sentido, o reconhecimento de áreas e sítios importantes para a conservação de morcegos constitui um forte argumento a favor não só da criação de novas UCs, mas também para a implementação de medidas de solução dos problemas nas atuais, como a agilização na realização, aprovação e implementação de PMs, associada ao investimento na fiscalização efetiva.

AICOMs e SICOMs nas políticas ambientais brasileiras

AICOMs e SICOMs são análogas às Áreas Importantes para a Preservação de Aves (ou Important Bird Areas, IBAs), designadas com base em um programa coordenado pela BirdLife International. No Brasil, esse programa está a cargo da Sociedade para a Conservação das Aves do Brasil, a SAVE Brasil. Os critérios para proposição de IBAs são similares aos aplicados para AICOMs e SICOMs: presença de espécies globalmente ameaçadas; espécies com distribuição geográfica restrita; espécies restritas a um bioma; e áreas de congregação de aves. AICOMs e SICOMs, como as IBAs, não são unidades de conservação oficialmente reconhecidas, e as autoridades dos diversos países exibem diferentes níveis de interesse e endosso dessas áreas.

No Brasil, novas propostas de AICOMs e SICOMs estão sendo elaboradas e ainda não houve o encaminhamento de solicitação de reconhecimento, por parte das autoridades ambientais, da importância de AICOMs e SICOMs como estratégia para a

preservação não apenas dos morcegos, mas de todo o ecossistema. O número de AICOMs e SICOMs brasileiras ainda é modesto em vista de seu vasto território e faltam planos de ação consolidados pelos órgãos ambientais centrados na proteção e conservação dos morcegos que incluam tais áreas e sítios. Vários biomas e amplas regiões geográficas não contam com nenhuma dessas áreas e sítios, como é o caso do Cerrado, do Estado da Bahia e da região sul do Brasil, cabendo um esforço por parte das autoridades ambientais e órgãos de fomento à pesquisa no sentido de priorizar estudos quiropterológicos nessas áreas.

É fundamental que os órgãos ambientais reconheçam a importância de estratégias como AICOMs e SICOMs para a conservação de ecossistemas inteiros, promovendo e apoiando estudos que forneçam base científica para a identificação dessas áreas, inserindo-as nas políticas ambientais brasileiras e utilizando-as, por exemplo, como base para a criação oficial de áreas protegidas.

Agradecimentos

Ao Programa para a Conservação dos Morcegos no Brasil (PCMBrasil) e, em particular, aos autores das propostas das AICOMs e SICOMs certificadas até dezembro de 2022. Somos ainda gratas a Alexandre Pinhão da Cruz, Clayton F. Lino, Alexandre Camargo, Nicoletta Moracchioli e Isabel Resende, pela cessão das fotos.

Referências

- Barquez RM, Aguirre LF, Nassar JM, Burneo SF, Mancina CA, Díaz MM (eds.). Áreas y sitios de importancia para la conservación de los murciélagos en Latinoamérica y el Caribe. RELCOM, Yerba Buena, Tucumán, Argentina. 2022. 370p.
- Kunz TH, Torrez EB, Bauer D, Lobova T, Fleming TH. Ecosystem services provided by bats. *Annals New York Academy Sciences*, Issue: The Year in Ecology and Conservation Biology. 2011; 1223: 1-38. DOI: 10.1111/j.1749-6632.2011.06004.
- Kasso M, Balakrishnan M. Ecological and economic importance of bats (Order Chiroptera). *ISRN Biodiversity*, 2013: ID 187415. DOI:10.1155/2013/18741.
- Ramírez-Francel AL, García-Herrera LV, Losada-Prado S, Reinoso-Flórez G, Sánchez-Hernández A, Estrada-Villegas S, Lim BK, Guevara G. Bats and their vital ecosystem services: a global review. *Integrative Zoology*. 2021; 17(1): 2-23. DOI: 10.1111/1749-4877.12552.
- 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. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2006; 4(5): 238-24. DOI: 10.1890/1540-9295(2006)004[0238:EVOTPC]2.0.CO;2
- Gandara G, Sandoval ANC, Cienfuego CAH. Valoración económica de los servicios ecológicos que prestan los murciélagos *Tadarida brasiliensis* como controladores de plagas en el norte de México. Escuela de Graduados en Administración Pública y Política Pública. Working Paper 2006; 2006-5.
- Boyles JG, Cryan PM, McCracken GF, Kunz TH. Economic importance of bats in agriculture. *Science*. 2011; 332(6025): 41-42. DOI: 10.1126/science.1201366.
- Riccucci M, Lanza B. Bats and insect pest control: a review. *Vespertilio*. 2004; 17: 161-169.
- Puig-Montserrat X, Torre I, López-Baucells A, Guerrieri E, Monti MM, Ràfols-García R, Ferrer X, Gisbert D, Flaquer C. Pest control service provided by bats in Mediterranean rice paddies: linking agroecosystems structure to ecological functions. *Mammalian Biology*. 2015; 80: 237-24. DOI: 10.1016/j.mambio.2015.03.008.
- Aguiar LMS, Bueno-Rocha ID, Oliveira G, Pires ES, Vasconcelos S, Nunes GL et al. Going out for dinner – The consumption of agriculture pests by bats in urban areas. *PLoS ONE*, 2021; 16(10): e0258066. DOI: 10.1371/journal.pone.025806.
- Fonseca RS, Mascarenhas MJO, Olímpio, Medeiros AP. Polinização e dispersão de sementes por morcegos e a sua importância na manutenção dos ecossistemas. *Morcegos dos biomas Cerrado e Amazônia Maranhense: Conhecer para conservar*. 1ed.: Atena Editora, 2021; 30-40.
- Trejo-Salaza RE, Eguiarte LE, Suro-Piñera D, Medellín R. Save our bats, save our tequila: Industry and science join forces to help bats and agaves. *Natural Areas Journal*. 2016; 36(4): 523-530. DOI: 0.3375/043.036.0417.
- Foresta H, Charles-Dominique P, Erard C, Prevost MF. Zoochorie et premiers stades de la regeneration naturelle après coupe en forest Guyanaise *Revue d'Ecologie*. 1984; 39: 369-400.
- Bernard E, Aguiar LMS, Brito D, Cruz-Neto AP, Gregorin, Machado RRB, Oprea M, Paglia AP, Tavares, VC. Uma análise de horizontes sobre a conservação de morcegos no Brasil, p. 19-35. In: Freitas TRO, Vieira

- EM (eds.). Mamíferos do Brasil: Genética, Sistemática, Ecologia e Conservação. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Mastozoologia. 2012; 2: 2-17.
15. Adams RA, Pedersen SC (eds.). Bat evolution, ecology and conservation. Springer. 2013. 547p.
16. Voigt CC, Kingston T. (eds.). Bats in the Anthropocene: Conservation of bats in a Changing World. Springer Open. 2016; 606 pp.
17. Novaes RLM, Laurindo RF, Dornas RAP, Esbérard CE, Bueno C. On a collision course: the vulnerability of bats to roadkills in Brazil. *Mastozoología Neotropical*. 2018; 25(1): 115-128. DOI: 10.31687/saremMN.18.25.1.0.11.
18. Frick WF, Kingston T, Flanders J. A review of the major threats and challenges to global bat conservation. *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, 2019. DOI: 10.1111/nyas.14045.
19. Trajano E. Brazilian lithophilous bats in danger. *Boletín Red Latinoamericana y del Caribe para la Conservación de los Murciélagos*. 2022; 13(2): 3-7.
20. Barclay RMR, Ulmer J, Cameron JA, MacKenzie M, Thompson LO, McCool J, Cropley E, Poll G. Variation in the reproductive rate of bats. *Canadian Journal of Zoology*. 2004; 82: 688-693. DOI: 10.1139/z04-057.
21. RELCOM (Red Latinoamericana y del Caribe para la Conservación de los Murciélagos). <<https://relcomlatinoamerica.net>>. Acesso em: 20/11/2022.
22. Trajano E. Ecologia de populações de morcegos cavernícolas em uma região cárstica do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 1985; 2(5): 255-320. DOI: 10.1590/S0101-81751984000100001.
23. Keeley ATH, Keeley BW. The mating system of *Tadarida brasiliensis* (Chiroptera: Molossidae) in a large highway bridge colony. *Journal of Mammalogy*. 2004; 85(1): 113-119. DOI: 10.1644/BME-004.
24. Lee Y-F, McCracken GF. Timing and variation in the emergence and return of Mexican free-tailed bats, *Tadarida brasiliensis mexicana*. *Zoological Studies*. 2001; 40(4): 309-316.
25. Armstrong K. Brazilian free-tailed bat (*Tadarida brasiliensis*). *Mammalian Species*. 2008; 4: 1-6.
26. Barros MAS. Interações entre morcegos e turbinas eólicas no Agreste do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. Tese (Doutorado em Biologia Animal) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2019. 265pp.

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

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

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

ISSN: 2236-2886



Anexo 1

Diretrizes para Aplicação de AICOMs e SICOMs (<https://www.relcomlatinoamerica.net/¿qué-hacemos/conservacion/aicoms-sicoms.htm>)



LINEAMIENTOS PARA SOLICITUD DE AICOMs Y SICOMs
Red Latinoamericana y del Caribe para la Conservación de los Murciélagos
28 de abril de 2023

LINEAMIENTOS PARA SOLICITAR EL ESTABLECIMIENTO DE AICOMs Y SICOMs

Fundamentos de las AICOMs y SICOMs

Una herramienta imprescindible para la protección de murciélagos es la identificación y reconocimiento de áreas y sitios de importancia de conservación a nivel local, las cuales pueden estar integradas en una red regional que puedan proteger a la mayor cantidad de especies posibles.

Áreas de Importancia para la Conservación de los Murciélagos (AICOMs)

Se consideran Áreas de Importancia para la Conservación de los Murciélagos (AICOMs), aquellas que cubren una superficie suficiente para que poblaciones de una o varias especies de murciélagos desarrollen sus procesos vitales de manera que se garantice su permanencia en el tiempo.

Sitios de Importancia para la Conservación de los Murciélagos (SICOMs)

Los Sitios de Importancia para la Conservación de los Murciélagos se diferencian de las AICOMs en que son lugares más pequeños y puntuales. Presentan poblaciones de murciélagos de interés para la conservación; pueden ser cuevas, cuerpos de agua, sitios de forrajeo importantes (parques u otros) o construcciones antrópicas (casas, puentes, túneles, minas abandonadas, etc.). Se debe promover su protección, cuidado, acondicionamiento y manejo.

Normativas para el establecimiento de AICOMs y SICOMs en Latinoamérica y El Caribe

Cada país tiene la libertad de establecer todas las AICOMs y los SICOMs que se consideren necesarios para garantizar la conservación de los murciélagos presentes en su territorio. Estas serán reconocidas por la RELCOM siempre y cuando se hayan cumplimentado los requisitos descritos en el presente documento.

Criterios mínimos para proponer un área o sitio como un AICOM o SICOM

Para que la RELCOM reconozca un AICOM o SICOM, éste debe, al menos, cumplir con alguna de las siguientes condiciones:

1. Contener especies de interés de conservación nacional o regional (incluye especies Amenazadas, Casi Amenazadas o con Datos Deficientes en listas rojas de los países intervinientes, especies en la Lista Roja de la IUCN, especies endémicas, migratorias, raras, que cumplan un rol importante en el funcionamiento ecosistémico, que presenten rangos de distribución pequeños o restringidos o especies en zonas límite de su distribución).

2. Contener refugios de una o varias especies de interés para la conservación que sean usados de manera permanente o temporal, durante una parte significativa de su ciclo de vida, como es el caso de los refugios de maternidad o sitios de agregación por migración. Los refugios pueden consistir, por ejemplo, en un sistema de cuevas o refugios de origen antrópico como construcciones edilicias, entre otros.

3. Contener una alta riqueza de especies independientemente de su amenaza.

Para la determinación de las AICOMs, también deben considerarse aspectos como presión antrópica sobre el ambiente, velocidad de pérdida y modificación del hábitat, fragmentación del hábitat y otros indicadores de perturbación como el crecimiento de las poblaciones humanas cercanas, contaminación ambiental, existencia de infraestructura y otros, que deben ser indicados en el formulario.

¿CÓMO COMPLETAR EL FORMULARIO DE SOLICITUD?

El formulario constituye una ficha técnica, que incluye los datos más significativos que precisa la Comisión para evaluar las solicitudes a los efectos de decidir sobre la aceptación o rechazo del reconocimiento del área o sitio propuesto por un país determinado. En consecuencia, los datos deben ser claros y exactos. En la siguiente sección se ofrecen algunas sugerencias para completarlo.