

Universidade Federal da Grande Dourados - UFGD
Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais - FCBA
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Meio Ambiente - PPGBMA

Modificações temporais na paisagem em zonas de ecótonos no Mato Grosso do Sul e
sua relação com a chegada de propágulos nos fragmentos

Rita de Cassia Gonçalves Marques

Dourados - MS
Março – 2024

Universidade Federal da Grande Dourados - UFGD
Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais - FCBA
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Meio Ambiente - PPGBMA

Rita de Cassia Gonçalves Marques

Modificações temporais na paisagem em zonas de ecótonos no Mato Grosso do Sul e
sua relação com a chegada de propágulos nos fragmentos

Dissertação apresentada à Universidade
Federal da Grande Dourados (UFGD), como
parte dos requisitos exigidos para obtenção do
título de MESTRE EM BIODIVERSIDADE E
MEIO AMBIENTE.

Área de concentração: Conservação dos
Recursos Naturais

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Zefa Valdivina Pereira.

Dourados - MS
Março – 2024

Ficha Catalográfica

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).

M357m Marques, Rita De Cassia Gonçalves

MODIFICAÇÕES TEMPORAIS NA PAISAGEM EM ZONAS DE ECÓTONOS NO MATO GROSSO DO SUL E SUA RELAÇÃO COM A CHEGADA DE PROPÁGULOS NOS FRAGMENTOS [recurso eletrônico] / Rita De Cassia Gonçalves Marques. -- 2024.

Arquivo em formato pdf.

Orientadora: Zefa Valdivina Pereira.

Coorientadora: Joelson Gonçalves Pereira.

Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Meio Ambiente)-Universidade Federal da Grande Dourados, 2024.

Disponível no Repositório Institucional da UFGD em:
<https://portal.ufgd.edu.br/setor/biblioteca/repositorio>

1. Ecologia funcional. 2. métricas de paisagem. 3. dispersão de sementes. 4. Análise Multitemporal. 5. ecologia da restauração. I. Pereira, Zefa Valdivina. II. Pereira, Joelson Gonçalves. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

©Direitos reservados. Permitido a reprodução parcial desde que citada a fonte.

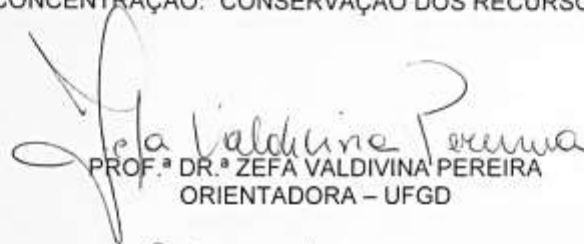
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

"MODIFICAÇÕES TEMPORAIS NA PAISAGEM EM ZONAS DE ECÓTONOS NO
MATO GROSSO DO SUL E SUA RELAÇÃO COM A CHEGADA DE PROPÁGULOS
NOS FRAGMENTOS"

POR

RITA DE CASSIA GONÇALVES MARQUES

DISSERTAÇÃO APRESENTADA À UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE
DOURADOS (UFGD), COMO PARTE DOS REQUISITOS EXIGIDOS PARA
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM BIODIVERSIDADE E MEIO AMBIENTE -
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: "CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS NATURAIS".



PROF.^a DR.^a ZEFA VALDIVINA PEREIRA
ORIENTADORA – UFGD



PROF. DR. JOELSON GONÇALVES PEREIRA
MEMBRO TITULAR – UFGD



PROF. DR. HUGO JOSE MESSAGE
MEMBRO TITULAR – UFGD

Aprovada em 05 de março de 2024.

AGRADECIMENTOS

Apresento minha dissertação de mestrado com muita satisfação. Aqui, quero expressar minha profunda gratidão a todos que me ajudaram ao longo do processo da minha pesquisa.

Em princípio, agradeço à minha orientadora, Zefa Valdivina Pereira, por sua orientação e feedbacks valiosos, por sua paciência, por acreditar na minha competência e habilidades e pelo incentivo emocional e profissional durante todo o processo da minha pesquisa.

Por conseguinte, agradeço aos professores da Universidade Federal da Grande Dourados Joelson Gonçalves Pereira e Josué Raizer, bem como a outras instituições, como o professor Yzel Rondon Suárez da UEMS e o doutorando Mauricio Vancine da UNESP, que forneceram recursos valiosos e insights que contribuíram para o sucesso do meu trabalho.

Por fim, gostaria de agradecer à Capes (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelo fomento da minha bolsa de estudos durante esses dois anos de pesquisa. Sem o apoio financeiro da Capes, seria impossível para mim realizar este projeto com qualidade. Graças a essa bolsa consegui investir em capacitações e permitiu a minha dedicação exclusiva à pesquisa.

Mais uma vez, gostaria de agradecer sinceramente a todos que contribuíram para a conclusão da minha pesquisa. Espero que este trabalho contribua para avanços significativos na área da ecologia da restauração.

MODIFICAÇÕES TEMPORAIS NA PAISAGEM EM ZONAS DE ECÓTONOS NO MATO GROSSO DO SUL E SUA RELAÇÃO COM A CHEGADA DE PROPÁGULOS NOS FRAGMENTOS

RESUMO

Este estudo foi conduzido no estado de Mato Grosso do Sul e está estruturado em dois capítulos, em regiões ecótonos onde convergem diferentes ecossistemas. No Capítulo 1 estudamos como a fragmentação da paisagem afeta a diversidade da chuva de sementes. Conclui-se que o tamanho e complexidade dos fragmentos não afetam a diversidade da chuva de sementes, mas a conectividade afeta a riqueza de espécies. Sugerimos que os estudos de restauração florestal se concentrem na criação de corredores ecológicos para promover o fluxo gênico entre as espécies. No capítulo 2, investigamos como as mudanças no uso da terra ao longo do tempo afetam a estrutura da vegetação da paisagem e suas implicações na restauração florestal. Descobrimos que as pastagens foram convertidas para agricultura, mas isso não afetou a vegetação para os períodos analisados. Contudo, a estrutura da paisagem em termos de configuração teve maior densidade de borda e maior formato irregular no período de 2012. Com isso, recomenda-se que trabalhos futuros que envolvam a restauração florestal se concentre nas áreas limites dos fragmentos e nos efeitos da intensificação da pecuária ao longo dos anos nas comunidades vegetais.

Palavras-chaves

Ecologia funcional, métricas de paisagem, dispersão de sementes, análise multitemporal, ecologia da restauração

TEMPORAL MODIFICATIONS IN THE LANDSCAPE IN ECOTONE ZONES IN MATO GROSSO DO SUL AND THEIR RELATIONSHIP WITH THE ARRIVAL OF PROPAGULES IN FRAGMENT

ABSTRACT

This study was conducted in the state of Mato Grosso do Sul and is structured in two chapters, in ecotone regions where different ecosystems converge. In Chapter 1, we examined how landscape fragmentation affects the diversity of seed rain. It was concluded that the size and complexity of fragments do not affect seed rain diversity, but connectivity influences species richness. We suggest that forest restoration studies focus on creating ecological corridors to promote gene flow among species. In Chapter 2, we investigated how land-use changes over time affect the vegetation structure of the landscape and its implications for forest restoration. We found that pastures were converted to agriculture, but this did not significantly impact vegetation during the analyzed periods. However, the landscape structure in terms of configuration exhibited higher edge density and irregular shape in the 2012 period. Therefore, it is recommended that future work involving forest restoration concentrate on the boundary areas of fragments and on the effects of livestock intensification over the years on plant communities.

Keywords:

Functional ecology, landscape metrics, seed dispersal, Multitemporal Analysis, restoration ecology

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	9
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	12
A conectividade da estrutura da paisagem afeta a diversidade de espécies da chuva de sementes?	15
Introdução	17
Métodos	18
Área de estudo	18
Amostragem da chuva de sementes	20
Processamento e classificação das paisagens	21
Métricas de paisagem	22
Análise de dados	22
Resultados	23
Discussão	26
Conclusão	30
Referências	30
Dados suplementares	1
Desembaraçando as relações entre uso da terra e as mudanças das vegetações das paisagens do Mato Grosso do Sul	31
I. INTRODUÇÃO	33
II. MÉTODOS	36
Área de estudo	36
Coleta e processamento dos dados	39
Análise dos dados	40
III. RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
Mudanças de uso da terra ao longo dos anos	41
Estrutura da vegetação ao longo dos anos	43
IV. CONCLUSÕES	46
V. REFERÊNCIAS	47

A introdução geral segue as Normas ABNT 6023 (2018) e ABNT 10520/2023 (atualizado em 27/07/2023)

INTRODUÇÃO GERAL

Os ecótonos são caracterizadas como zonas de transição gradual entre diferentes comunidades ecológicas (Da Cunha *et al.*, 2020). Desempenham um papel significativo como laboratórios naturais para o estudo de processos evolutivos e barreiras ao fluxo gênico (Verly *et al.*, 2024), além disso essas áreas abrigam uma vasta diversidade de espécies, incluindo algumas raras, o que tem um impacto positivo na promoção da biodiversidade e conservação da fauna e flora (Chamorro; Giardino; Granados-Aguilar; Preço, 2015; Kark, 2013).

Conforme a revisão bibliográfica conduzida por Guerra *et al.* (2020), abrangendo 219 artigos, constatou-se que os estudos ecológicos de paisagem se concentram em fitofisionomias específicas, o que pode representar um desafio, uma vez que as espécies dependem de habitats distintos para sua sobrevivência (Beca *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2022).

Diante disso, compreender essas áreas de transição, especialmente no âmbito da ecologia de paisagem, é essencial para investigar e entender como as espécies se adaptam diante das barreiras antropogênicas ou naturais. Visto que a maior riqueza de espécies nos ecótonos pode ser explicada pela interação de processos evolutivos e fatores ecológicos, que criam um ambiente singular compartilhado por diferentes habitats (Klimm *et al.*, 2024). Além disso, esses ambientes em constante mudança representam valiosos modelos para compreender como as espécies respondem às mudanças ambientais antropogênicas ou naturais ao longo do tempo (Cannone; Malfasi, 2024).

A mudanças ambientais das paisagens podem ocorrer devido a intensificação e expansão das atividades agropecuárias que vem ocorrendo no estado de Mato Grosso do Sul desde 1985 a 2022, resultou em 1,2 milhões de hectares desmatados (Azevedo *et al.*,

2023). Com isso, têm sido constatados impactos negativos na vegetação, ocasionando a perda de habitats e, por consequência, resultando na fragmentação (Morante-Filho *et al.*, 2018). Esse fenômeno emergente tem se configurado como um fator-chave que contribui para a redução do habitat, aumento do isolamento dos fragmentos e alteração da composição de espécies (Fahrig, 2003; Fletcher *et al.*, 2018).

Nesse contexto, a análise da estrutura da paisagem (incluindo a matriz, as manchas e corredores) é um fator chave na avaliação do impacto da fragmentação (Metzger *et al.*, 2009). O processo de fragmentação é acentuado pelo conhecido "efeito de borda", que se caracteriza como uma linha limítrofe entre o habitat e a matriz circundante (Püttker *et al.*, 2020), em conjunto com as mudanças climáticas e os usos intensificados e transformações da terra (Barlow *et al.*, 2018), esses fatores afetam a regeneração da vegetação, suas funcionalidade e também a dispersão de sementes e seu estabelecimento (Herrera; García, 2010).

Contudo, para compreender os efeitos da fragmentação nas espécies, a função da paisagem deve ser considerada, que representa a interação entre as espécies e a estrutura da paisagem (Metzger *et al.*, 2009). Dessa maneira, o capítulo 1 tem como objetivo avaliar se os efeitos da estrutura da paisagem afetam a diversidade da chuva de sementes em zonas de ecótonos.

A chuva de sementes, um relevante processo ecológico que influencia a regeneração natural da vegetação, contribuindo para a manutenção das funções ecossistêmicas (Fróes *et al.*, 2020; Parejo-Farnés *et al.*, 2017). Todavia, os efeitos da fragmentação podem afetar diversos parâmetros nesses processos, tais como abundância, riqueza e a diversidade das sementes, refletindo na estrutura da vegetação (Rodrigues *et al.*, 2009).

Importa salientar que, a abordagem integradora proposta por Metzger *et al.* (2009) considera tanto as dimensões espaciais da configuração e composição da paisagem quanto as dimensões temporais na compreensão da degradação ambiental. Assim, o segundo capítulo propõe investigar se a intensificação e as transformações no uso e ocupação do solo ao longo do tempo afetam a estrutura da vegetação da paisagem.

Em síntese, almeja-se que o presente estudo possa suprir a lacuna existente no conhecimento acerca dos impactos da fragmentação da vegetação na chuva de sementes e as principais causas de alterações da estrutura da vegetação ao longo do tempo em zonas de ecótonos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AZEVEDO, Tasso; ROSA, Marcos; SHIMBO, Julia; LAMA, Carolina Del; OLIVEIRA, Magaly; VALDIONES, Ana Paula; TEIXEIRA, Lana Mara Silva; COELHO, Marcondes. Relatório Anual de Desmatamento 2022. São Paulo, Brasil: **MapBiomass**, 2023. Disponível em: <http://alerta.mapbiomas.org>.

BARLOW, Jos; FRANÇA, Filipe; GARDNER, Toby A.; HICKS, Christina C.; LENNOX, Gareth D.; BERENGUER, Erika; CASTELLO, Leandro; ECONOMO, Evan P.; FERREIRA, Joice; GUÉNARD, Benoît; GONTIJO LEAL, Cecília; ISAAC, Victoria; LEES, Alexander C.; PARR, Catherine L.; WILSON, Shaun K.; YOUNG, Paul J.; GRAHAM, Nicholas A. J. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. **Nature**, v. 559, n. 7715, p. 517–526, jul. 2018. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0301-1>.

BECA, Gabrielle; VANCINE, Maurício H.; CARVALHO, Carolina S.; PEDROSA, Felipe; ALVES, Rafael Souza C.; BUSCARIOL, Daiane; PERES, Carlos A.; RIBEIRO, Milton Cezar; GALETTI, Mauro. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. **Biological Conservation**, v. 210, p. 352–359, jun. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.033>.

CANNONE, N.; MALFASI, F. Climate change triggered synchronous woody plants recruitment in the last two centuries in the treeline ecotone of the Northern Hemisphere. **Science of The Total Environment**, v. 921, p. 170953, 2024.

CHAMORRO, Aniela; GIARDINO, John R.; GRANADOS-AGUILAR, Raquel; PRICE, Amy E. A Terrestrial Landscape Ecology Approach to the Critical Zone. **Developments in Earth Surface Processes**. [S. l.]: Elsevier, 2015. v. 19, p. 203–238. DOI 10.1016/B978-0-444-63369-9.00007-0. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780444633699000070>. Acesso em: 12 nov. 2023.

DA CUNHA, Elias Rodrigues; SANTOS, Celso Augusto Guimarães; DA SILVA, Richarde Marques; BACANI, Vitor Matheus; TEODORO, Paulo Eduardo; PANACHUKI, Elói; DE SOUZA OLIVEIRA, Naelmo. Mapping LULC types in the Cerrado-Atlantic Forest ecotone region using a Landsat time series and object-based image approach: A case study of the Prata River Basin, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 2, p. 136, fev. 2020. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8093-9>.

FAHRIG, Lenore. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, nov. 2003. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.

FLETCHER, Robert J.; DIDHAM, Raphael K.; BANKS-LEITE, Cristina; BARLOW, Jos; EWERS, Robert M.; ROSINDELL, James; HOLT, Robert D.; GONZALEZ, Andrew; PARDINI, Renata; DAMSCHEN, Ellen I.; MELO, Felipe P.L.; RIES, Leslie; PREVEDELLO, Jayme A.; TSCHARNTKE, Teja; LAURANCE, William F.; LOVEJOY, Thomas; HADDAD, Nick M. Is habitat fragmentation good for

biodiversity? **Biological Conservation**, v. 226, p. 9–15, out. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.022>.

FRÓES, Caroline Quinhones; COSTA, Poliana Ferreira Da; FERNANDES, Shaline Séfara Lopes; SILVA, Ana Paula Vieira Da; JESUS, Rodrigo Moraes De; PEREIRA, Zefa Valdivina. Chuva de sementes como indicador ambiental de áreas em processo de restauração ecológica do Mato Grosso do Sul. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 4, p. 1032–1047, 1 dez. 2020. <https://doi.org/10.5902/1980509839087>.

GUERRA, Angélica et al. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 117802, 2020.

HERRERA, José Manuel; GARCÍA, Daniel. Effects of Forest Fragmentation on Seed Dispersal and Seedling Establishment in Ornithochorous Trees. **Conservation Biology**, v. 24, n. 4, p. 1089–1098, ago. 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01459.x>. IBGE. **Biomass e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250 000**. Rio de Janeiro: IBGE, 2019. v. 45.

KARK, Salit. Effects of Ecotones on Biodiversity. **Encyclopedia of Biodiversity**. [S. l.]: Elsevier, 2013. p. 142–148. DOI 10.1016/B978-0-12-384719-5.00234-3. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780123847195002343>. Acesso em: 12 nov. 2023.

METZGER, Jean Paul; MARTENSEN, Alexandre Camargo; DIXO, Marianna; BERNACCI, Luis Carlos; RIBEIRO, Milton Cezar; TEIXEIRA, Ana Maria Godoy; PARDINI, Renata. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166–1177, jun. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.033>.

MORANTE-FILHO, José Carlos; ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; PESSOA, Michael De Souza; CAZETTA, Eliana; FARIA, Deborah. Direct and cascading effects of landscape structure on tropical forest and non-forest frugivorous birds. **Ecological Applications**, v. 28, n. 8, p. 2024–2032, dez. 2018. <https://doi.org/10.1002/eap.1791>.

PAREJO-FARNÉS, Clara; ROBLEDO-ARNUNCIO, Juan J.; ALBALADEJO, Rafael G.; RUBIO-PÉREZ, Encarnación; APARICIO, Abelardo. Effects of habitat fragmentation on parental correlations in the seed rain of a bird-dispersed species. **Tree Genetics & Genomes**, v. 13, n. 1, p. 17, fev. 2017. <https://doi.org/10.1007/s11295-017-1100-9>.

PÜTTKER, Thomas; CROUZEILLES, Renato; ALMEIDA-GOMES, Mauricio; SCHMOELLER, Marina; MAURENZA, Daniel; ALVES-PINTO, Helena; PARDINI, Renata; VIEIRA, Marcus V.; BANKS-LEITE, Cristina; FONSECA, Carlos R.; METZGER, Jean Paul; ACCACIO, Gustavo M.; ALEXANDRINO, Eduardo R.; BARROS, Camila S.; BOGONI, Juliano A.; BOSCOLO, Danilo; BRANCALION, Pedro H.S.; BUENO, Adriana A.; CAMBUI, Elaine C.B.; ... PREVEDELLO, Jayme A. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. **Biological Conservation**, v. 241, p. 108368, jan. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108368>.

RODRIGUES, Ricardo R.; LIMA, Renato A.F.; GANDOLFI, Sérgio; NAVE, André G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, jun. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>.

SANTOS, Paloma Marques; FERRAZ, Katia Maria Paschoaletto Micchi De Barros; RIBEIRO, Milton Cezar; NIEBUHR, Bernardo Brandão; VANCINE, Maurício Humberto; CHIARELLO, Adriano Garcia; PAGLIA, Adriano Pereira. Natural forest regeneration on anthropized landscapes could overcome climate change effects on the endangered maned sloth (*Bradypus torquatus*, Illiger 1811). **Journal of Mammalogy**, v. 103, n. 6, p. 1383–1396, 31 dez. 2022. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyac084>.

VERLY, Otávio Miranda et al. Are the anthropized Cerradão of the Cerrado-Pantanal ecotone resistant to alien species invasion? **Brazilian Journal of Botany**, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s40415-024-00992-2>. Acesso em: 8 mar. 2024.

ARTIGO 1 – será submetido a revista Perspectives in Ecology and Conservation**A conectividade da estrutura da paisagem afeta a diversidade de espécies da chuva de sementes?**

Rita de Cassia Gonçalves Marques ^{a, b, *}, Maurício Humberto Vancine ^b, Zefa Valdivina Pereira ^c

^a Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Meio Ambiente, Universidade Federal da Grande Dourados, 79804970, Mato Grosso do Sul, MS, Brasil.

^b Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Departamento de Biodiversidade, Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação, Rio Claro, SP, Brazil.

^c Departamento de ciências biológicas e ambientais, Universidade Federal da Grande Dourados, 79804970, Mato Grosso do Sul, MS, Brasil.

Destaques

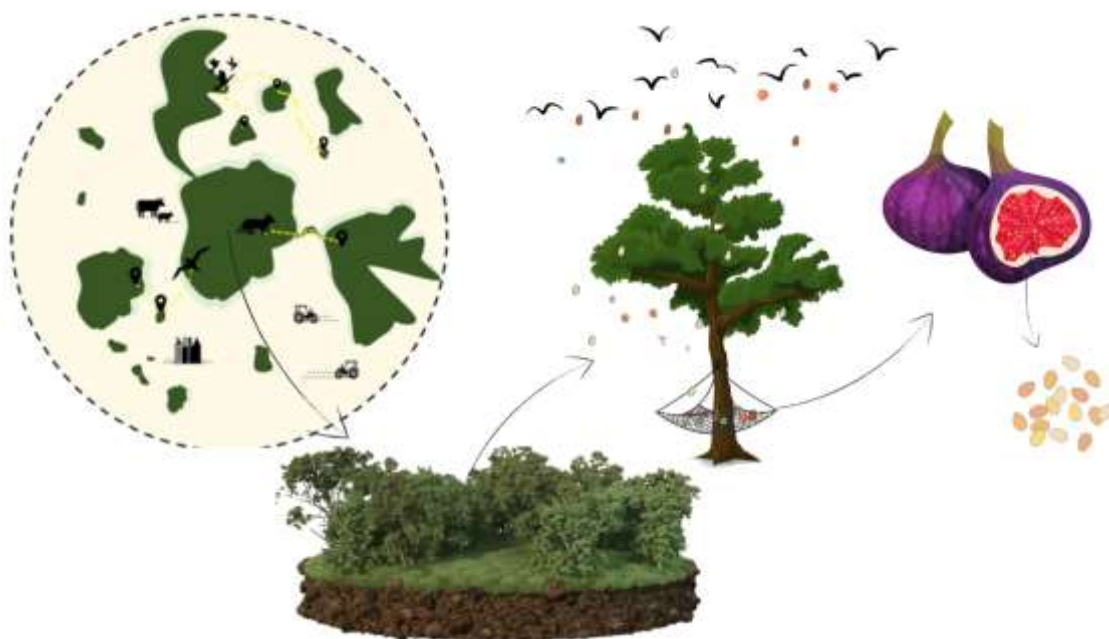
- A diversidade taxonômica da chuva de sementes teve efeito na escala de 1500 metros.
- Espécies de plantas que produzem frutos pequenos e carnosos com muitas sementes podem ter vantagem em paisagens fragmentadas.
- Espécies generalistas influenciaram a dispersão por zoocoria em fragmentos próximos a alguma interferência humana.
- A chegada de sementes pequenas pode representar um potencial para mitigação do processo de fragmentação.
- A conectividade entre os fragmentos afetou a riqueza de sementes, mas não a sua distribuição entre as paisagens.

Resumo

As regiões de ecótonos sofrem ameaças de perda e fragmentação de habitat resultando na redução da diversidade de sementes. Com isso, avaliamos como a estrutura da paisagem afeta a diversidade taxonômica da chuva de sementes. Os dados da chuva de sementes foram disponibilizados pelo Laboratório de Restauração Florestal (LABRA) para a região de Dourados, Mato Grosso do Sul. Para a análise utilizamos métricas da paisagem de

tamanho dos fragmentos, conectividade e cobertura da vegetação, utilizando uma abordagem multiescala de 500,1000 e 1500 m, em seguida fizemos a partição de variância e para testar nossas hipóteses utilizamos análise de variância. Encontramos efeito da escala para o buffer de 1.500 m, no qual observamos que a dispersão de sementes por zoocoria foi comum nas paisagens amostradas, especialmente pela presença da espécie *Ficus guaranitica* Chodat, da família Moraceae. Observamos que o tamanho e a complexidade dos fragmentos não afetaram a riqueza e a distribuição das espécies da chuva de sementes. No entanto, a conectividade entre os fragmentos influenciou a riqueza de espécies, embora não tenha impactado a distribuição espacial das mesmas. A conectividade entre os fragmentos tem potencial para promover a chegada de sementes. Recomenda-se avaliações ao longo do tempo para propor melhores estratégias de restauração ecológica, considerando as variações do uso da terra ao longo dos anos e fazer uma análise do estabelecimento da chegada de sementes nesses fragmentos ao longo dos anos.

Resumo gráfico



Palavras – chave

Conectividade funcional; métricas de paisagem; dispersão de sementes; perda de habitat;
Distância do fragmento

Introdução

As zonas de transição entre diferentes ecossistemas, conhecidas como ecótonos, abrigam uma vasta diversidade de espécies, tanto especialistas quanto generalistas de floresta, incluindo algumas raras, o que exerce um impacto positivo na promoção da biodiversidade e conservação da fauna e flora (Chamorro et al., 2015; Kark, 2013). Entretanto, com o avanço da agricultura que vem acontecendo no Estado do Mato Grosso do Sul (MS), cerca de 60% do território é ocupado por atividade agropecuárias restando apenas 23% de vegetação nativa, sendo que no ano 2000, a área de vegetação nativa equivalia a 25% do território (Cunha et al., 2021; Azevedo et al., 2023).

Esse cenário de expansão das atividades agropecuárias, aliado ao crescimento populacional e econômico, à falta de políticas públicas governamentais ambientais efetivas e as alterações climáticas (Azevedo et al., 2023; Pinheiro et al., 2023), tem contribuído para redução do habitat, aumento do isolamento e, consequentemente, a diminuição da diversidade biológica, em especial os dispersores de sementes, são organismos que ajudam as plantas a colonizarem novos habitats e manter a dinâmica da metacomunidade (Fletcher et al., 2018; Laurance et al., 2018; Rehling et al., 2023).

Esse processo de dispersão de sementes e/ou chuva de sementes envolve a chegada de sementes com diferentes dimensões físicas, transportadas por uma diversidade de mecanismos de dispersão, incluindo autocoria, anemocoria, zoocória e hidrocoria (Fróes et al., 2020). O estabelecimento desses propágulos nos fragmentos florestais direciona o desenvolvimento sucessional das florestas (Vindica et al., 2020).

Dado o exposto, para avaliar os efeitos da paisagem sobre a chuva de sementes, métricas quantitativas, como a complexidade, que indica a extensão total da vegetação em relação à área total da paisagem, determina se a paisagem possui uma maior cobertura vegetal, mas não se está fragmentada (Moreira et al., 2015). A métrica de tamanho dos fragmentos, por sua vez, revela a extensão da fragmentação na paisagem, indicando quão dividida ela pode estar (Herrera and García, 2010).

Quando há fragmentação, a conectividade é afetada, esta é representada por corredores de vegetação linear ou *stepping stones* como árvores isoladas passam a ser fatores determinantes na facilitação ou impedimento do movimento das espécies entre habitats (Campos et al., 2013). Essas métricas tamanho do fragmento, conectividade e complexidade da cobertura vegetal podem fornecer informações cruciais sobre o funcionamento da movimentação das espécies, a distribuição espacial e as interações destas em diferentes habitats (Haddad et al., 2015).

Deste modo, esta pesquisa analisou os efeitos combinados da conectividade, tamanho e complexidade da paisagem na diversidade da chuva de sementes em zonas de ecótonos fragmentados. Embora existam estudos sobre os efeitos da fragmentação em bancos de sementes e para algumas espécies específicas de mamíferos ou aves, eles se concentram em uma única espécie e em algumas métricas específicas, condicionadas ao objetivo, não abrangendo zonas de transição (Parejo-Farnés et al., 2017; Souza et al., 2017; Morante-Filho et al., 2018).

Com base nisso, esta pesquisa objetivou avaliar se a estrutura da paisagem afetou a diversidade da chuva de sementes.

Para alcançar nossos objetivos, as hipóteses a serem testadas foram:

- i) Paisagens com fragmentos maiores tendem a ter maior diversidade de sementes do que paisagens com fragmentos menores. Isto é esperado devido à limitação da área para a sobrevivência das espécies, especialmente aquelas sementes dispersas por animais.
- ii) Quanto maior a conectividade dos fragmentos na paisagem maior será a diversidade de sementes. Esse fenômeno é previsto devido à presença de corredores vegetação ou *stepping stones* próximos, que facilitam o fluxo gênico das espécies entre habitats.
- iii) Paisagens com fragmentos complexos e heterogêneos tendem a ter maior diversidade de sementes. Quanto mais variados forem os habitats e quanto maior a porcentagem de diferentes tipos de habitats maior será a variedade de espécies dispersoras de sementes.

Métodos

Área de estudo

Procedemos à análise da chuva de sementes em dezesseis paisagens em zonas de ecótonos no estado do Mato Grosso do Sul (MS). Cada paisagem foi denominada de P1 a P16, os quais foram selecionados com base em dados de chuva de sementes do ano de 2015 disponibilizados pelo Laboratório de Restauração Ambiental (LABRA) da universidade Federal da Grande Dourados (UFGD) e alguns estão localizados em áreas particulares, como assentamentos e fazendas, circundadas por atividades agrícolas e pastagens, bem como em áreas de proteção ambiental, incluindo unidades de conservação e terras indígenas (Dados suplementares 1).

Para investigar o comportamento da chuva de sementes em relação às métricas de paisagem dentro dessas áreas, foram estabelecidos *buffers* de 500, 1000 e 1500 m. A escolha do primeiro *buffer* visa evitar escalas restritivas para o cálculo das métricas (Boscolo and Metzger, 2009), o segundo considera as características de dispersão das espécies vegetais (Lechner et al., 2012), e animais, que não respondem a escalas mais amplas, geralmente não ultrapassa de 2.000 m (Beca et al., 2017; Püttker et al., 2020), e o último *buffer* busca evitar a influência da autocorrelação espacial (Dale and Fortin, 2014).

A utilização de uma abordagem multiescala é essencial para uma análise funcional e estrutural da paisagem, visto que possibilita avaliar as respostas das espécies em diferentes escalas (Chiatante et al., 2019; Riva and Nielsen, 2021; Ramírez-Arce et al., 2022). Com base nessa premissa, foram definidos intervalos de análise a partir do centroide (ponto de amostragem), estabelecendo buffers de 500 em 500 m até atingir a extensão de 1500 m. Essa abordagem permitiu uma investigação mais detalhada sobre como as espécies respondem em diferentes escalas e possibilitou uma análise minuciosa dos efeitos da fragmentação das paisagens estudadas (Fig. 1).

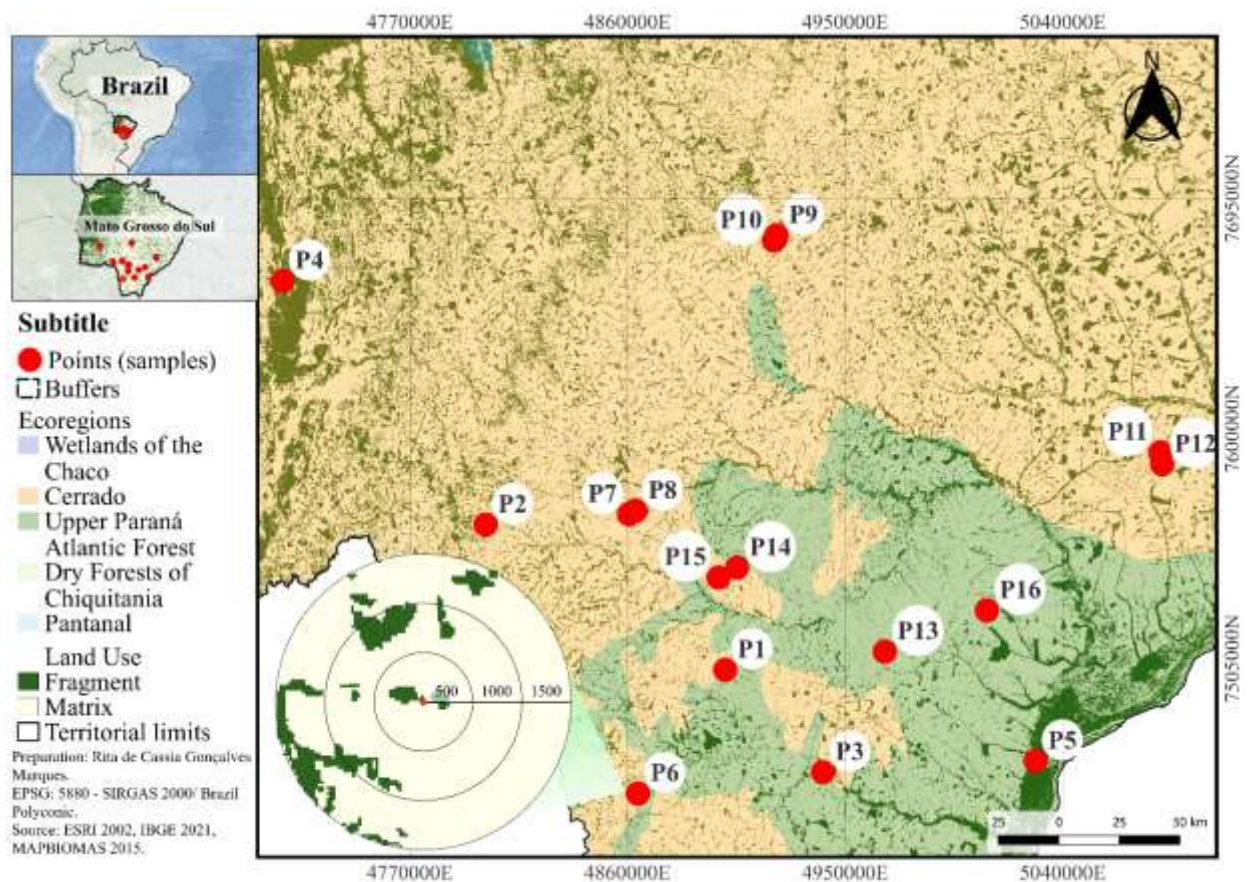


Fig. 1. Localização das dezesseis paisagens amostradas, seus respectivos *buffers* (500, 1000 e 1500 m, no estado do Mato Grosso do Sul).

As paisagens P2 e P4 estão localizadas na bacia hidrográfica do rio Paraguai, enquanto as demais estão na bacia do rio Paraná (IMASUL, 2022). Quanto ao clima, das paisagens pode variar entre subtropical (Cfa) para P1, P2, P3, P5, P6, P13, tropical úmido ou subúmido (Am) para P4, P7, P8, P9, P10, P14, P15 e tropical com inverno seco (Aw) para P11, P12, P16 (Alvares et al., 2013), tais informações estão disponíveis em dados suplementares 1.

As paisagens P1, P3, P6, P7, P8, P9, P10, P11, P12, P14, P15, P16 consiste principalmente em Latossolo vermelho, caracterizado por sua fertilidade, mas apresenta alto teor de alumínio prejudicial às raízes. Por outro lado, na P5, prevalece o Planossolo, que embora seja fértil é suscetível à erosão. A P13 possui o solo Argissolo Vermelho-Amarelo, caracterizado por sua baixa fertilidade, conforme descrito por Santos (2018). Estas informações estão detalhadas em dados suplementares 1.

Amostragem da chuva de sementes

Em cada uma das 16 paisagem instalamos 15 coletores, totalizando 240. Esses coletores tinham dimensões de 1 x 1 mm, estrutura quadrada de ferro, tela de sombreamento de 70% e 20 cm de profundidade, suspensos a 1,30 m do solo, espaçados aleatoriamente e igualmente espaçados em 25 metros, seguindo os métodos propostos por Fróes et al (2020) (Fig. 2).

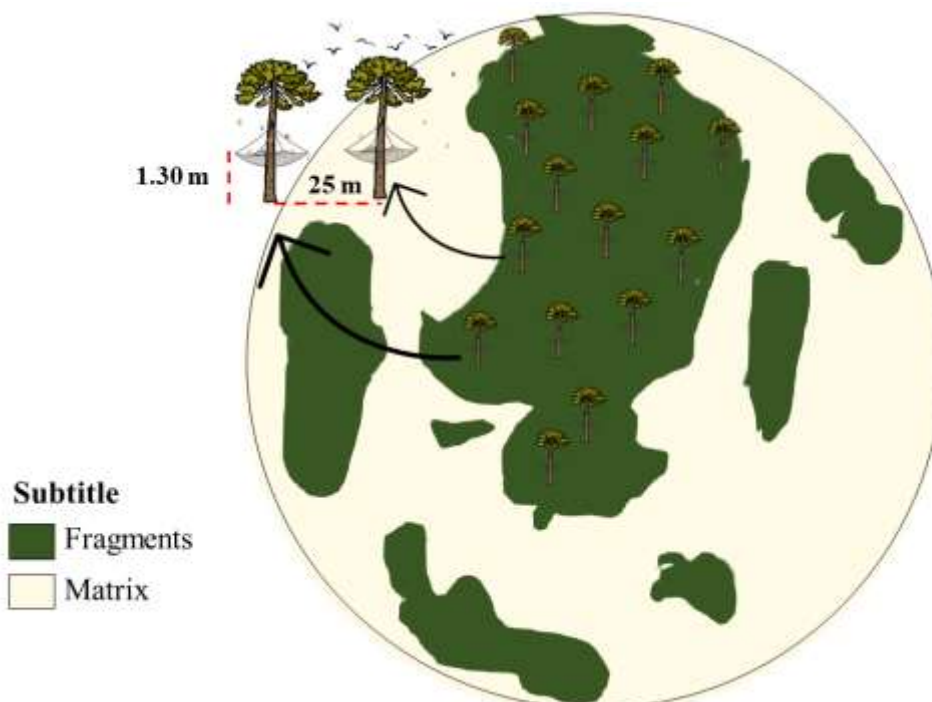


Fig. 2. Croqui da coleta de chuva de sementes, representando os fragmentos (em verde), a matriz circundante (em bege claro), além da distância entre os coletores dentro do fragmento e suas alturas correspondentes.

O material biológico coletado foi avaliado ao longo de um ano, com coletas mensais. Em seguida, essas amostras foram levadas para o LABRA, onde passaram por um processo de triagem. Durante a triagem, as sementes foram separadas por folhas, frutos e miscelâneas. As sementes foram contadas e identificadas até o nível de espécie, com a ajuda de especialistas, seguindo as diretrizes do Angiosperm Phylogeny Group (APG IV, 2016).

A atualização taxonômica foi realizada mediante consulta ao banco de dados da Lista de Espécies da Flora e Funga do Brasil (Flora e Funga do Brasil, 2023). Além disso, foi realizada a categorização das espécies de acordo com sua forma de vida (FV), em árvores, arbustos, plantas herbáceas, lianas e palmeiras, e sua síndrome de dispersão (SD), se dependem de animais (zoocóricas), do vento (anemocóricas) ou se dispersam por conta própria (autocóricas) (Van der Pijl, 1982; Peres, 2016).

Processamento e classificação das paisagens

Para a aquisição e processamento de dados, utilizamos imagens do satélite LANDSAT 8-9 OLI/TIRS C2 L2 que tem resolução espacial de 30 m, adquiridas nas datas específicas das cenas 22475 (09/08/2015), 22476 (09/08/2015), 22474 (16/08/2015), 22575 (01/09/2015), 22576 (17/09/2015) e 22675 (07/08/2015), esta nova atualização já vem com correção atmosférica (Vermote et al., 2016; USGS, 2023). Selecionamos períodos de seca, de agosto a dezembro, a fim de evitar a cobertura de nuvens durante o processamento das imagens. Todo o processamento das imagens foi realizado em ambiente de Software livre de código aberto QGIS versão 3.28 (*Firenze*), na projeção EPSG: 5880-SIRGAS 2000/ Brazil Polyconic.

Na sequência foi feita a composição colorida RGB, com as seguintes bandas espectrais B7, B5 e B6, essa técnica tem o propósito de realçar as características visuais da imagem como um todo ou de feições específicas, facilitando sua posterior interpretação (Kodl et al., 2024).

Em seguida, foi realizada a etapa de classificação da imagem utilizando o algoritmo *RANDOM FOREST*, que busca combinar os valores dos pixels, permitindo uma eficiente separação das classes (Pal, 2005). Nessa análise, considerou-se apenas a classe

vegetação, uma vez que corresponde ao nosso objetivo de estudo, seguindo o exemplo de outros estudos como Beca et al. (2017) e Morante-Filho et al. (2018).

Métricas da paisagem

Os cálculos das métricas de paisagem foram feitos pelo pacote R *landscapemetrics* (Hesselbarth et al. 2019). Incluíram-se o tamanho médio dos fragmentos (AREA_MN) em hectares, a média da distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN_MN) em metros, aproxima-se de 0 com maior agregação das manchas da mesma classe e aumenta ilimitadamente com o aumento da distância entre as manchas vizinhas, indicando maior isolamento (McGarigal and Marks, 1995; Hesselbarth et al., 2019). Além disso, a cobertura da vegetação (PLAND) em percentual, refletindo maior cobertura próximo a 100 e menor cobertura vegetal próximo a 0 (Moreira et al., 2015).

Dado que o efeito das métricas de paisagem sobre a biodiversidade está sujeito à escala espacial na qual os preditores são medidos, também conhecida como "escala de efeito" (Jackson and Fahrig, 2012; Fahrig, 2013), procedemos ao cálculo das métricas de paisagem AREA_MN, ENN_MN e PLAND em buffers de 500, 1000 e 1500 metros. Todas as métricas foram calculadas no software de código aberto R (R Core Team, 2023).

Análise dos dados

Na condução deste estudo, a análise de variância de partição (RDA) foi utilizada para investigar a relação entre variáveis ambientais tamanho do fragmento, conectividade e complexidade da vegetação sobre a diversidade da chuva de sementes. A análise permite avaliar suas contribuições individuais e combinadas para a variabilidade diversidade da chuva de sementes na comunidade (Legendre and Legendre, 2012). O RDA é realizado usando a função *varpart*, que produz uma tabela particionada por variância mostrando a fração de variância atribuída a cada variável e suas interações (Oksanen, 2022).

Posteriormente, a significância estatística dos escores de variância foi avaliada por meio da análise de variância (ANOVA) no contexto do RDA. Este procedimento é essencial para identificar variáveis ambientais importantes que influenciam a biodiversidade das comunidades em estudo (Hogan et al., 2016; Presley et al., 2019).

Utilizamos a função *multifit* (Huais, 2018), que calcula todas as paisagens de forma conjunta, empregando Modelos Lineares Generalizados (GLMs) com distribuição de erro de Poisson para identificar o tamanho da paisagem mais apropriado em relação à riqueza total de espécies. A força da relação entre cada variável preditora e a resposta foi

avaliada por meio do peso inferior a 2.0 de $\Delta AICc$, a fim de selecionar os modelos mais apropriados (Beca et al., 2017; Morante-Filho et al., 2018).

Calculamos os índices de diversidade de riqueza ($q=0$) e Shannon (H') ($q=1$), através dos números de Hill, que consiste em um processo de sub-amostragem que pondera cada espécie de acordo com sua abundância na comunidade, garantindo que espécies raras ou abundantes não sejam favorecidas (Hurlbert, 1971; Hill, 1973). Apenas $q=0$ e $q=1$ foram utilizadas para posteriores análises, pois estes índices representam a riqueza total e quão distribuídas estão espécies na comunidade (Chao et al., 2020). Os resultados detalhados dos números de Hill estão disponíveis em dados suplementares 2.

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o pacote *vegan* (Oksanen, 2022) e *ggplot2* para ilustrar as análises (Wickham, 2016) em linguagem R (R Core Team, 2023).

Resultados

Em nossas paisagens, encontramos 228 espécies totalizando 188.683 sementes. Entre as famílias botânicas, destacaram-se Moraceae (43.268), Anacardiaceae (17.173), Asteraceae (15.534), Primulaceae (12.933) e Melastomataceae (12.884). Certas espécies também se sobressaíram: *Ficus guaranitica* Chodat (40.181), *Moquiniastrum polymorphum* (Less.) G. Sancho (15.289), *Miconia albicans* (Sw.) Steud. (11.996) e *Astronium urundeuva* (M.Allemão) Engl. (11.796). Por outro lado, algumas espécies tiveram presença limitada, como *Aspidosperma olivaceum* Müll.Arg., *Callichlamys latifolia* (Rich.) K.Schum., *Machaerium aculeatum* Raddi e *Sapium obovatum* Klotzsch ex Müll.Arg., cada uma com apenas 1 indivíduo (dados suplementares 3).

Quanto à síndrome de dispersão, a zoocoria foi a mais comum, com 129.188 ocorrências, seguida por anemocoria, com 57.256 e autocoria, com 2.239. Esse padrão pode ser atribuído à predominância de espécies zoocóricas nas paisagens P10, P2 e P1, que abrigaram juntas 59.268 indivíduos. Em contraste, as paisagens P7, P15 e P12 tiveram um total de apenas 3.139 indivíduos. No caso da autocoria, as paisagens P4, P6 e P14 contribuíram com 1.596 indivíduos, enquanto as paisagens P8, P5 e P11 tiveram apenas 1 indivíduo, e as últimas não registraram nenhum (dados suplementares 3).

Para a forma de vida predominante, observou-se o seguinte número de ocorrências em diferentes categorias: arbóreas (150.368) predominaram em todas as paisagens, arbustivas (24.558), lianas (12.849), palmeiras (475) e herbáceas (433) indivíduos. No que tange à influência das distintas paisagens, a P10 teve o maior número de indivíduos

com 33.559 da categoria arbórea, enquanto a P2 contribuiu com 18.973. No caso das plantas arbustivas, a P1 apresentou o maior número de indivíduos, com 12.812. Quanto às herbáceas, a P3 liderou com 130 indivíduos, seguida pela P1 com 108. No que se refere às plantas lianas, P2 e P1 registraram 2.310 e 1.972 indivíduos, respectivamente. A paisagem P9 destacou-se no que diz respeito às palmeiras, com 238 indivíduos (dados suplementares 3).

Em relação à influência da escala na chuva de sementes, observamos que a escala de 1500 metros teve influência para a métrica de distância teve efeito mais expressivo, seguido da complexidade $\Delta AICc = 0.0$, $df = 3$, $weight = 0.89$, para a primeira métrica e $\Delta AICc = 4.2$, $df = 3$, $weight = 0.11$ para a segunda métrica. Quanto à métrica de tamanho, a escala que produziu a melhor resposta foi de 1000 metros, entretanto não foi um preditor importante para explicar o efeito da escala sobre a chuva de sementes ($\Delta AICc = 13.6$, $df = 2$, $weight = 0.89$), nenhuma métrica respondeu a escala menor de 500 metros (dados complementares 4).

Os resultados das análises de partição de variância indicaram que as variáveis de tamanho e conectividade explicaram, cada uma, 8% da variação na riqueza da chuva de sementes, enquanto a complexidade explicou apenas 6% da variação total. Quando a conectividade foi agrupada com outras métricas, a variação resultou em 18,1%.

Posteriormente, os testes de hipótese da ANOVA indicaram que a conectividade apresentou um efeito significativo na riqueza da chuva de sementes ($F_{1, 14} = 5.6612$, $p = 0,032$), onde $F_{1,14}$ refere-se à estatística de teste F com 1 grau de liberdade no numerador e 14 graus de liberdade no denominador. Por outro lado, as variáveis tamanho e complexidade não demonstraram efeitos significativos ($F_{1, 14} = 0,0779$, $p = 0,760$; $F_{1, 14} = 1,152$, $p = 0,308$, respectivamente) (Fig. 4).

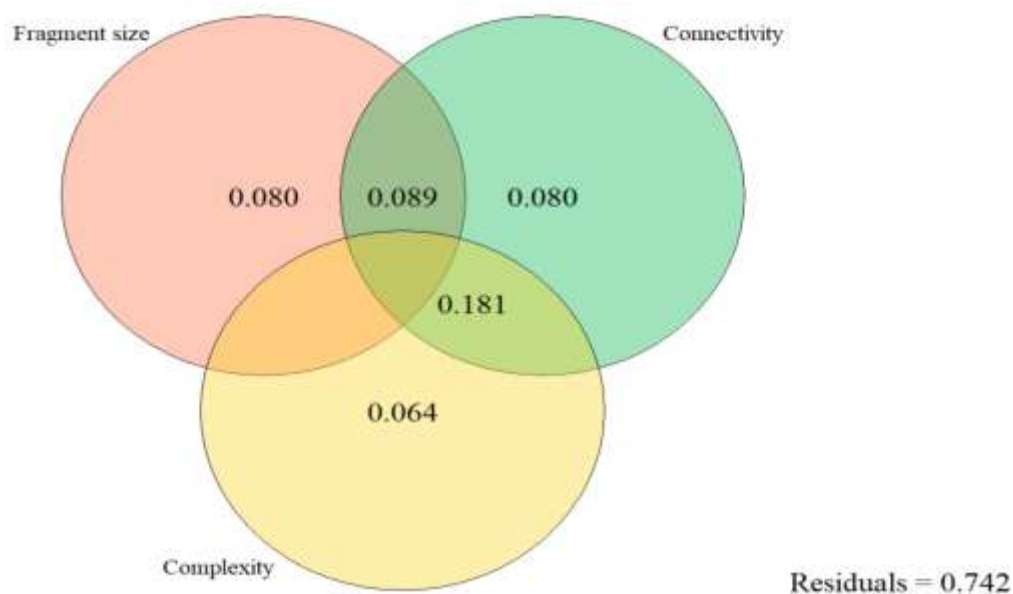


Fig. 4. Diagrama de Venn ilustrando a partição de variância da (RDA), em relação às variáveis ambientais sobre a riqueza da chuva de sementes. As variáveis ambientais são representadas pelas regiões coloridas: laranja (tamanho do fragmento), verde (conectividade) e amarelo (complexidade da vegetação).

No que se diz a respeito da distribuição da chuva de sementes (Índice de Shannon), nossas análises revelaram que o tamanho dos fragmentos explicou cerca de 7,8% da variação, enquanto a complexidade contribuiu com aproximadamente 3,6%. A conectividade, embora não tenha apresentado variação por si só, demonstrou uma variação de 10% quando combinada com a métrica complexidade.

Na sequência, as análises de variância (ANOVA), utilizando modelos reduzidos da RDA, foram conduzidas para avaliar a significância das frações de interesse. Os testes de hipótese indicaram que nenhuma das variáveis (conectividade, tamanho e complexidade) apresentou efeitos significativos sobre o índice de diversidade de Shannon, com estatísticas $F_{1, 14} = 1.4843$, $p > 0.224$; $F_{1, 14} = 0.924$, $p > 0.789$; $F_{1, 14} = 0.1287$, $p > 0.719$, respectivamente (Fig. 5).

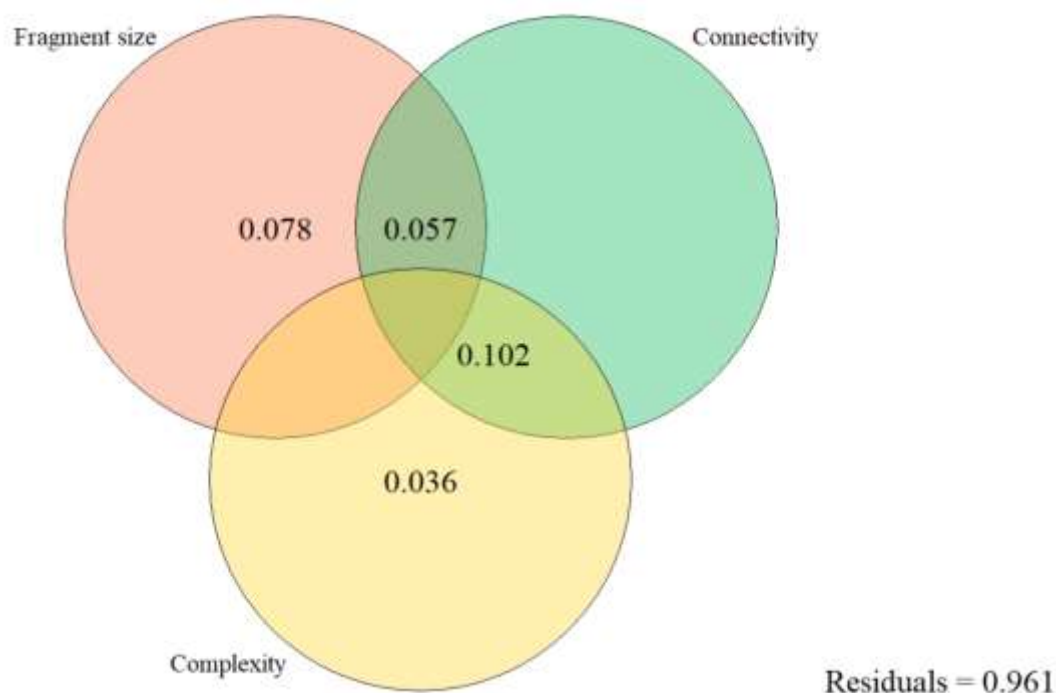


Fig. 4. Diagrama de Venn ilustrando a partição de variância da (RDA), em relação às variáveis ambientais sobre a distribuição da chuva de sementes. As variáveis ambientais são representadas pelas regiões coloridas: laranja (tamanho do fragmento), verde (conectividade) e amarelo (complexidade da vegetação).

Discussão

Embora não tenhamos encontrado efeito significativo para o tamanho e complexidade, encontramos para a conectividade, pois à medida que o isolamento entre os fragmentos se acentua, a riqueza da chuva de sementes diminui, o que destaca o papel fundamental de corredores ecológicos na ecologia de dispersão de sementes. Resultados anteriores, exemplificados por Marcolin et al. (2021), indicam que a riqueza e a abundância de aves aumentam em fragmentos maiores e mais conectados, enquanto diminuem em fragmentos menores. No entanto, essa resposta pode variar consideravelmente dependendo dos diferentes usos da terra que circundam esses fragmentos (Fahrig, 2020).

Outros fatores que podem alterar a distância e os padrões da dispersão de sementes, incluem a configuração da paisagem, o comportamento de forrageio das espécies e as características morfológicas das sementes, como achado por Kleyheeg et al. (2017), em estudo feito com patos selvagens, aves migratórias que dispersam sementes a longas distâncias, entre 600 e 3.000 metros, sendo o volume da semente um fator importante na dispersão para áreas distantes, uma vez que têm uma probabilidade ligeiramente maior de serem digeridas longe da região de origem.

Além disso, o estudo de Szitár et al. (2023) destaca que a estratégia de dispersão endozoocórica, comumente adotada por espécies generalistas, é mais prevalente em fragmentos menores e isolados, porque essas espécies são visivelmente encontradas próximo a borda dos fragmentos. Já as espécies especialistas são sensivelmente prejudicadas pelo isolamento, exibindo uma dispersão autocórica comprometida. Adicionalmente, o isolamento entre os fragmentos pode afetar o fluxo de pólen e a composição genética das sementes dispersadas por aves, com maior impacto na estrutura genética das sementes relacionada à contribuição paterna, como enfatizado por Parejo-Farnés et al. (2017).

Com relação aos efeitos do tamanho do fragmento na dispersão de sementes, contrariando nossa hipótese. Segundo os achados de Knörr and Gottsberger (2012) e Cramer et al (2007) enfatizaram que fragmentos menores tendem a abrigar mais espécies e sementes muito pequenas, enquanto fragmentos maiores atraem espécies e sementes de médio e grande porte, devido às condições mais favoráveis para a sobrevivência de animais. Isso significa que a dispersão de sementes por animais é mais diversificada em fragmentos maiores.

Nesse contexto, esse padrão é justificado pelo fato de que a maioria das sementes encontradas em nossas paisagens são provenientes de espécies que produzem sementes pequenas, mas em abundantemente, como *Ficus guaranitica* Chodat, *Miconia albicans* (Sw.) Steud. e *Astronium urundeuva* (M.Allemão) Engl.(Carmello-Guerreiro and Paoli, 2000; Vieira and Carvalho, 2009; Cottee-Jones et al., 2016). Por outro lado, estudos de Galetti et al. (2006) mostraram que fragmentos menores que 1.000 hectares afetaram as palmeiras, dado que algumas espécies de palmeiras produzem muitos frutos pequenos.

Ademais, essas nossas espécies abundantes foram predominantemente observadas em nossas paisagens que possuíam fragmentos com menos de 100 hectares. Fahrig (2020) explica que várias manchas pequenas abrigam mais espécies do que poucas manchas grandes, se deve aos viés de amostragem, inclusão de espécies generalistas, o tempo de criação do fragmento, onde espécies podem ser perdidas ao longo do tempo de forma lenta, a heterogeneidade do habitat, os fatores de domínio de imigração e a variabilidade da população influenciam na diversidade.

Apesar de termos conhecimento da chegada de sementes em nossos fragmentos, permanece a incerteza quanto ao seu estabelecimento e à sua influência na estrutura da vegetação ao longo dos anos. Segundo Souza et al. (2017) reportam que a chuva de sementes reflete no banco de sementes, em seus resultados a densidade de sementes foi

maior em fragmentos pequenos menor que 100 hectares, mas estas sementes eram compostas em sua maioria por gramíneas e outras espécies ruderais.

Para a complexidade da vegetação, em nosso estudo não encontramos uma relação significativa entre a quantidade de cobertura vegetal sobre a diversidade da chuva de sementes. Isso é corroborado com descobertas de Herrera and García (2010), que mostrou que a dispersão de sementes é reduzida devido à redução habitats com frutos que atraem a fauna, e não pela diminuição da cobertura florestal em si. Portanto, a disponibilidade de alimentos parece ser um fator-chave na atração de espécies, independentemente da quantidade de vegetação.

De acordo com Knörr e Gottsberger (2012), a redução da cobertura de 70% para 10% está associada a um aumento na proporção de sementes pequenas, enquanto o aumento na cobertura correlaciona-se positivamente com sementes grandes. Isso pode ter impactado nossos resultados, dada a predominância de espécies com frutos carnudos contendo muitas sementes pequenas. Porém, para grupos de mamíferos, a diminuição da cobertura florestal de 45% para 16% resultou na redução da diversidade, conforme observado por Beca et al. (2017). Marjakangas et al. (2020) destaca a importância das florestas estarem interligadas e funcionalmente conectadas, uma vez que o aumento na fragmentação afeta negativamente as redes de interação entre os dispersores de sementes.

A análise do efeito escala revela um aumento de resposta, sendo mais pronunciado na escala de 1.500 metros ao considerar o movimento das espécies em termos de dispersores de sementes (dados suplementares 4). Este resultado é consistente com as observações de Corlett (2009), que apontou que as distâncias máximas de dispersão de sementes por mamíferos voadores e aves variam de 100 a 1.000 m. Acima desse intervalo, a dispersão é realizada por animais que se deslocam entre habitats, como carnívoros e frugívoros. O mesmo achado por Püttker et al (2020) destacaram que a escala de 2.000 metros é mais adequada para avaliar os efeitos da fragmentação considerando diversos táxons, incluindo aves, plantas, mamíferos, répteis e anfíbios, em termos de movimento próximo a borda.

Além disso, ao desconsiderarmos o movimento das espécies na paisagem, as escalas de análise tendem a ser geralmente menores, como evidenciado por Carlo et al. (2013) e Lord and Norton (1990), destacando a influência da escala de 700 metros. Esta constatação pode ter exercido influência sobre nossa escolha de escala de análise de 1500 metros, dado que incorporamos a consideração do movimento das espécies por meio de sua síndrome de dispersão, uma vez que nosso estudo é centrado na chuva de sementes.

Descobrimos que a prevalência da espécie *Ficus guaranitica* Chodat, da família Moraceae, em nossas paisagens de estudo decorre porque mais de 1.200 espécies de aves e mamíferos tropicais se alimentam desta espécie, especialmente aquelas que prosperam em ambientes fragmentados, o que por sua vez contribui para a persistência da planta e beneficia a regeneração florestal (Cottee-Jones et al., 2016).

Essa predominância da espécie e demais influenciaram a ocorrência da dispersão de sementes por zoocória e a forma de vida arbórea em nossas paisagens. Segundo Palacio et al (2016), a família moraceae, predominante em nossas paisagens, apresenta algumas espécies que têm a dispersão de sementes feitas por espécies super generalistas que persistem em bordas de florestas maduras, e a retirada dessas espécies pode afetar a rede de interação entre espécies, o que conseqüentemente afeta a forma como as sementes são espalhadas.

Considerando as informações apresentadas, é importante destacar que algumas das áreas que estudamos, como P7 até P16, estão localizadas onde há interferência humana, seja pela ocupação ou pela atividade agrícola, isso pode contribuir para propagação de espécies generalistas em nossas áreas. Gelmi-Candusso and Hämäläinen (2019) acrescentam que aves generalistas que se alimentam de resíduos urbanos e utilizam as florestas para reprodução e abrigo podem ser encontradas nestas áreas. Embora isto possa contribuir para a conectividade dos fragmentos e o aumento do fluxo gênico, também pode introduzir elementos desconhecidos nestes habitats como espécies não nativas, o que pode levar a alterações na vegetação local ao longo do tempo.

Em relação à estratégia de dispersão autocórica não identificada em boa parte de nossas paisagens, se deve ao fato de que estas dependem de eventos aleatórios, como condições climáticas, mecanismos de liberação energética, interações com a fauna e distúrbios naturais (Giehl et al., 2007; Peres, 2016; Sztár et al., 2023).

Haddad et al. (2015) compreendem que a fragmentação do habitat pode resultar em efeitos persistentes e muitas vezes imprevisíveis, incluindo surtos inesperados na abundância de certas espécies. No entanto, em contraste com essas observações, nossos resultados não indicaram dominância de espécies, mas sim uma distribuição uniforme das espécies. Ainda assim, os autores destacam a importância de monitorar os efeitos da fragmentação ao longo do tempo, visto que a riqueza de espécies, incluindo plantas, artrópodes e aves, varia entre 20% e 75% após o processo de fragmentação, porém em fragmentos maiores, esta taxa de mudança pode ocorrer mais lentamente.

Conclusão

Concluimos que a conectividade entre os fragmentos exerce uma influência significativa na diversidade da chuva de sementes, ao contrário do tamanho do fragmento e da complexidade, que não demonstraram efeitos significativos. A chegada de sementes nas paisagens é evidente devido a prevalência da síndrome de dispersão zoocórica, contudo, sua maioria consiste em sementes pequenas, possivelmente impactando o banco de sementes e seu estabelecimento ao longo do tempo, considerando os distintos contextos de uso da Terra. Além disso, ao considerarmos o movimento das espécies nas paisagens, observamos respostas em escalas maiores, destacando a relevância da escala de 1500 metros.

A prevalência da síndrome de dispersão por zoocoria sugere influência de espécies generalistas, comum em fragmentos próximos a intervenções humanas. Dessa forma, ressalta-se a importância da conectividade entre os fragmentos para manter o fluxo gênico entre as espécies e estabelecer melhores estratégias de restauração florestal com foco nos corredores de vegetação da paisagem.

Financiamento

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES);

O Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq);

Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso do Sul (FUNDECT);

Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD).

Referências

- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol Z* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Angiosperm Phylogeny Groupiv., 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society, London*, 181, 1, 1– 20.
- Azevedo, T., Rosa, M.R., Shimbo, J.Z., de Oliveira, M.G., Valdiones, A.P., Lama, C.D., Teixeira, L.M.S., Rosa, M., Vélez, E., Meiguins, A., Castro, G., Falcão, D., Rodrigues, T., 2023. Relatório Anual de Desmatamento 2022. São Paulo, Brasil: MapBiomass. Disponível em: <http://alerta.mapbiomas.org>.
- Beca, G., Vancine, M.H., Carvalho, C.S., Pedrosa, F., Alves, R.S.C., Buscariol, D., Peres, C.A., Ribeiro, M.C., Galetti, M., 2017. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biol. Conserv.* 210, 352–359. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.033>

- Boscolo, D., Metzger, J.P., 2009. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landsc. Ecol.* 24, 907–918. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9370-8>
- Campos, P.R.A., Rosas, A., De Oliveira, V.M., Gomes, M.A.F., 2013. Effect of Landscape Structure on Species Diversity. *PLoS ONE* 8, e66495. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0066495>
- Carmello-Guerreiro, S.M., Paoli, A.A.S., 2000. Estrutura do pericarpo e da semente de *Astronium graveolens* Jacq. (Anacardiaceae) com notas taxonômicas. *Rev. Bras. Botânica* 23. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042000000100010>
- Carlo, T.A., García, D., Martínez, D., Gleditsch, J.M., Morales, J.M., 2013. Where do seeds go when they go far? Distance and directionality of avian seed dispersal in heterogeneous landscapes. *Ecology* 94, 301–307. <https://doi.org/10.1890/12-0913.1>
- Chamorro, A., Giardino, J.R., Granados-Aguilar, R., Price, A.E., 2015. A Terrestrial Landscape Ecology Approach to the Critical Zone, in: *Developments in Earth Surface Processes*. Elsevier, pp. 203–238. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63369-9.00007-0>
- Chao, A., Kubota, Y., Zelený, D., Chiu, C., Li, C., Kusumoto, B., Yasuhara, M., Thorn, S., Wei, C., Costello, M.J., Colwell, R.K., 2020. Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. *Ecol. Res.* 35, 292–314. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12102>
- Chiatante, G., Porro, Z., Musacchio, A., Bazzocchi, A., Meriggi, A., 2019. Multi-scale habitat requirements of forest bird species in a highly fragmented landscape. *J. Ornithol.* 160, 773–788. <https://doi.org/10.1007/s10336-019-01664-9>
- Corlett, R.T., 2009. Seed Dispersal Distances and Plant Migration Potential in Tropical East Asia. *Biotropica* 41, 592–598. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00503.x>
- Cottee-Jones, H.E.W., Bajpai, O., Chaudhary, L.B., Whittaker, R.J., 2016. The Importance of *Ficus* (Moraceae) Trees for Tropical Forest Restoration. *Biotropica* 48, 413–419. <https://doi.org/10.1111/btp.12304>
- Cramer, J.M., Mesquita, R.C.G., Bruce Williamson, G., 2007. Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. *Biol. Conserv.* 137, 415–423. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.02.019>
- Cunha, E.R.D., Santos, C.A.G., Silva, R.M.D., Bacani, V.M., Pott, A., 2021. Future scenarios based on a CA-Markov land use and land cover simulation model for a tropical humid basin in the Cerrado/Atlantic forest ecotone of Brazil. *Land Use Policy* 101, 105141. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105141>
- Dale, Mark R.T., Fortin., 2014. Marie-Josée. *Spatial analysis: a guide for ecologists*. Cambridge University Press.
- Fahrig, L., 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *J. Biogeogr.* 40, 1649–1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>
- Fahrig, L., 2020. Why do several small patches hold more species than few large patches? *Glob. Ecol. Biogeogr.* 29, 615–628. <https://doi.org/10.1111/geb.13059>
- Fletcher, R.J., Didham, R.K., Banks-Leite, C., Barlow, J., Ewers, R.M., Rosindell, J., Holt, R.D., Gonzalez, A., Pardini, R., Damschen, E.I., Melo, F.P.L., Ries, L., Prevedello, J.A., Tschardtke, T., Laurance, W.F., Lovejoy, T., Haddad, N.M., 2018. Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biol. Conserv.* 226, 9–15. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.022>

- Flora e Funga do Brasil., 2023. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/consulta/>. Accessed 10.13.23.
- Fróes, C.Q., Costa, P.F.D., Fernandes, S.S.L., Silva, A.P.V.D., Jesus, R.M.D., Pereira, Z.V., 2020. Chuva de sementes como indicador ambiental de áreas em processo de restauração ecológica do Mato Grosso do Sul. *Ciênc. Florest.* 30, 1032–1047. <https://doi.org/10.5902/1980509839087>
- Galetti, M., Donatti, C.I., Pires, A.S., Guimarães, P.R., Jordano, P., 2006. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. *Bot. J. Linn. Soc.* 151, 141–149. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2006.00529.x>
- Gelmi-Candusso, T.A., Hämäläinen, A.M., 2019. Seeds and the City: The Interdependence of Zoochory and Ecosystem Dynamics in Urban Environments. *Front. Ecol. Evol.* 7, 41. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00041>
- Giehl, E.L.H., Athayde, E.A., Budke, J.C., Gesing, J.P.A., Einsiger, S.M., Canto-Dorow, T.S.D., 2007. Espectro e distribuição vertical das estratégias de dispersão de diásporos do componente arbóreo em uma floresta estacional no sul do Brasil. *Acta Bot. Bras.* 21, 137–145. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062007000100013>
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D.-X., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci. Adv.* 1, e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Herrera, J.M., García, D., 2010. Effects of Forest Fragmentation on Seed Dispersal and Seedling Establishment in Ornithochorous Trees: Fragmentation Effects on Tree Recruitment. *Conserv. Biol.* 24, 1089–1098. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01459.x>
- Hesselbarth, M.H.K., Sciaini, M., With, K.A., Wiegand, K., Nowosad, J., 2019. *landscapemetrics*: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography* 42, 1648–1657. <https://doi.org/10.1111/ecog.04617>
- Hill, M.O., 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology* 54, 427–432. <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Hogan, J.A., Zimmerman, J.K., Uriarte, M., Turner, B.L., Thompson, J., 2016. Land-use history augments environment–plant community relationship strength in a Puerto Rican wet forest. *J. Ecol.* 104, 1466–1477. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12608>
- Huais, P.Y., 2018. multfit: an R function for multi-scale analysis in landscape ecology. *Landsc. Ecol.* 33, 1023–1028. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0657-5>
- Hurlbert, S.H., 1971. The Nonconcept of Species Diversity: A Critique and Alternative Parameters. *Ecology* 52, 577–586. <https://doi.org/10.2307/1934145>
- IMASUL, 2022. Relatório anual de gestão de recursos hídricos. Instituto do meio ambiente de Mato Grosso do Sul/IMASUL, Campo Grande - MS.
- Jackson, H.B., Fahrig, L., 2012. What size is a biologically relevant landscape? *Landsc. Ecol.* 27, 929–941. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9757-9>
- Kark, S., 2013. Effects of Ecotones on Biodiversity, in: *Encyclopedia of Biodiversity*. Elsevier, pp. 142–148. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00234-3>
- Kleyheeg, E., Treep, J., De Jager, M., Nolet, B.A., Soons, M.B., 2017. Seed dispersal distributions resulting from landscape-dependent daily movement behaviour of a key vector species, *Anas platyrhynchos*. *J. Ecol.* 105, 1279–1289. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12738>

- Knörr, U.C., Gottsberger, G., 2012. Differences in seed rain composition in small and large fragments in the northeast Brazilian Atlantic Forest. *Plant Biol.* 14, 811–819. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2011.00558.x>
- Kodl, G., Streeter, R., Cutler, N., Bolch, T., 2024. Arctic tundra shrubification can obscure increasing levels of soil erosion in NDVI assessments of land cover derived from satellite imagery. *Remote Sens. Environ.* 301, 113935. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113935>
- Laurance, W.F., Camargo, J.L.C., Fearnside, P.M., Lovejoy, T.E., Williamson, G.B., Mesquita, R.C.G., Meyer, C.F.J., Bobrowiec, P.E.D., Laurance, S.G.W., 2018. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *Biol. Rev.* 93, 223–247. <https://doi.org/10.1111/brv.12343>
- Lechner, A.M., Langford, W.T., Jones, S.D., Bekessy, S.A., Gordon, A., 2012. Investigating species–environment relationships at multiple scales: Differentiating between intrinsic scale and the modifiable areal unit problem. *Ecol. Complex.* 11, 91–102. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2012.04.002>
- Legendre, P. e L. Legendre., 2012. *Ecologia Numérica*. 3ª edição. Elsevier.
- Marcolin, F., Lakatos, T., Gallé, R., Batáry, P., 2021. Fragment connectivity shapes bird communities through functional trait filtering in two types of grasslands. *Glob. Ecol. Conserv.* 28, e01687. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01687>
- Lord, J.M., Norton, D.A., 1990. Scale and the Spatial Concept of Fragmentation. *Conserv. Biol.* 4, 197–202. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00109.x>
- Marjakangas, E., Abrego, N., Grøtan, V., De Lima, R.A.F., Bello, C., Bovendorp, R.S., Culot, L., Hasui, É., Lima, F., Muylaert, R.L., Niebuhr, B.B., Oliveira, A.A., Pereira, L.A., Prado, P.I., Stevens, R.D., Vancine, M.H., Ribeiro, M.C., Galetti, M., Ovaskainen, O., 2020. Fragmented tropical forests lose mutualistic plant–animal interactions. *Divers. Distrib.* 26, 154–168. <https://doi.org/10.1111/ddi.13010>
- McGarigal, K., Marks, B.J., 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. (No. PNW-GTR-351). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR. <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-351>
- Morante-Filho, J.C., Arroyo-Rodríguez, V., Pessoa, M.D.S., Cazetta, E., Faria, D., 2018. Direct and cascading effects of landscape structure on tropical forest and non-forest frugivorous birds. *Ecol. Appl.* 28, 2024–2032. <https://doi.org/10.1002/eap.1791>
- Moreira, E.F., Boscolo, D., Viana, B.F., 2015. Spatial Heterogeneity Regulates Plant–Pollinator Networks across Multiple Landscape Scales. *PLOS ONE* 10, e0123628. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123628>
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., WagneR, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M.,/Durand, S., Evangelista, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M., Ribeiro, C. E., Smith, T., Stier, A., Ter B. C., Weedon, J., 2022. *vegan: Community Ecology Package*. Versão 2.6-4. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Palacio, R.D., Valderrama-Ardila, C., Kattan, G.H., 2016. Generalist Species Have a Central Role In a Highly Diverse Plant–Frugivore Network. *Biotropica* 48, 349–355. <https://doi.org/10.1111/btp.12290>

- Pal, M., 2005. Random forest classifier for remote sensing classification. *Int. J. Remote Sens.* 26, 217–222. <https://doi.org/10.1080/01431160412331269698>
- Parejo-Farnés, C., Robledo-Arnuncio, J.J., Albaladejo, R.G., Rubio-Pérez, E., Aparicio, A., 2017. Effects of habitat fragmentation on parental correlations in the seed rain of a bird-dispersed species. *Tree Genet. Genomes* 13, 17. <https://doi.org/10.1007/s11295-017-1100-9>
- Peres, M.K., 2016. Estratégias de dispersão de sementes no bioma Cerrado: considerações ecológicas e filogenéticas (Tese). Universidade de Brasília. <https://doi.org/10.26512/2016.03.T.20630>
- Pinheiro, R.H., De França, R.N.C., Santos, A.F.R., Estevinho, T.A.D., Oliveira, F.A., Manfrim, A.B., De Andrade, A.P.S., Da Luz, A.R.V., 2023. Public Environmental Conservation Policies Based on the Economic Instrument of Payment for Environmental Services: A Pioneer Experience in Mato Grosso Evaluated by its Actors. *Rev. Gest. Soc. E Ambient.* 18, e04336. <https://doi.org/10.24857/rgsa.v18n2-022>
- Presley, S.J., Cisneros, L.M., Klingbeil, B.T., Willig, M.R., 2019. Landscape ecology of mammals. *J. Mammal.* 100, 1044–1068. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy169>
- Püttker, T., Crouzeilles, R., Almeida-Gomes, M., Schmoeller, M., Maurenza, D., Alves-Pinto, H., Pardini, R., Vieira, M.V., Banks-Leite, C., Fonseca, C.R., Metzger, J.P., Accacio, G.M., Alexandrino, E.R., Barros, C.S., Bogoni, J.A., Boscolo, D., Brancalion, P.H.S., Bueno, A.A., Cambui, E.C.B., Canale, G.R., Cerqueira, R., Cesar, R.G., Colletta, G.D., Delciellos, A.C., Dixo, M., Estavillo, C., Esteves, C.F., Falcão, F., Farah, F.T., Faria, D., Ferraz, K.M.P.M.B., Ferraz, S.F.B., Ferreira, P.A., Graipel, M.E., Grelle, C.E.V., Hernández, M.I.M., Ivanauskas, N., Laps, R.R., Leal, I.R., Lima, M.M., Lion, M.B., Magioli, M., Magnago, L.F.S., Manguiera, J.R.A.S., Marciano-Jr, E., Mariano-Neto, E., Marques, M.C.M., Martins, S.V., Matos, M.A., Matos, F.A.R., Miachir, J.I., Morante-Filho, J.M., Olifiers, N., Oliveira-Santos, L.G.R., Paciencia, M.L.B., Paglia, A.P., Passamani, M., Peres, C.A., Pinto Leite, C.M., Porto, T.J., Querido, L.C.A., Reis, L.C., Rezende, A.A., Rigueira, D.M.G., Rocha, P.L.B., Rocha-Santos, L., Rodrigues, R.R., Santos, R.A.S., Santos, J.S., Silveira, M.S., Simonelli, M., Tabarelli, M., Vasconcelos, R.N., Viana, B.F., Vieira, E.M., Prevedello, J.A., 2020. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. *Biol. Conserv.* 241, 108368. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108368>
- Ramírez-Arce, D.G., Ochoa-Ochoa, L.M., Lira-Noriega, A., 2022. Effect of landscape composition and configuration on biodiversity at multiple scales: a case study with amphibians from Sierra Madre del Sur, Oaxaca, Mexico. *Landsc. Ecol.* 37, 1973–1986. <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01479-9>
- R Core Team., 2023. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>
- Rehling, F., Jongejans, E., Schlautmann, J., Albrecht, J., Fassbender, H., Jaroszewicz, B., Matthies, D., Waldschmidt, L., Farwig, N., Schabo, D.G., 2023. Common seed dispersers contribute most to the persistence of a fleshy-fruited tree. *Commun. Biol.* 6, 330. <https://doi.org/10.1038/s42003-023-04647-y>

- Riva, F., Nielsen, S.E., 2021. A functional perspective on the analysis of land use and land cover data in ecology. *Ambio* 50, 1089–1100. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01434-5>
- Santos, H. G. dos. 2018. Sistema brasileiro de classificação de solos. 5ª edição revista e ampliada. Brasília, DF: Embrapa.
- Sousa, T.R., Costa, F.R.C., Bentos, T.V., Leal Filho, N., Mesquita, R.C.G., Ribeiro, I.O., 2017. The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of Central Amazonia. *For. Ecol. Manag.* 393, 105–112. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.03.020>
- Szitár, K., Tölgyesi, C., Deák, B., Gallé, R., Korányi, D., Batáry, P., 2023. Connectivity and fragment size drive plant dispersal and persistence traits in forest steppe fragments. *Front. Ecol. Evol.* 11, 1155885. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1155885>
- Van der pijl, L., 1982. Principles of dispersal in higher plants. 3 ed. Springer Berlim, Heidelberg, 1–218. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-87925-8>
- Vermote, E., Justice, C., Claverie, M., Franch, B., 2016. Preliminary analysis of the performance of the Landsat 8/OLI land surface reflectance product. *Remote Sens. Environ.* 185, 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.04.008>
- Vieira, F.D.A., Carvalho, D.D., 2009. Maturação e morfometria dos frutos de *miconia Albicans* (Swartz) triana (melastomataceae) em um remanescente de floresta estacional semidecídua montana em Lavras, MG. *Rev. Árvore* 33, 1015–1023. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622009000600004>
- Vindica, V.F., Bargoena, L.R., Santana, P.C., Pimenta, J.A., Cavaleiro, A.L., Torezan, J.M.D., Bianchini, E., 2020. Seed rain in a restoration site and in an adjacent remnant of Seasonal Atlantic Forest. *Ciênc. Florest.* 30, 1230–1244. <https://doi.org/10.5902/1980509835151>
- USGS. EarthExplorer. 2023. URL <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Accessed 1.27.23.
- Wickham, H. 2016. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4>

Dados suplementares

Os dados suplementares 1 incorporam informações concernentes às características das paisagens, abrangendo o local específico onde se realizou a coleta da chuva de sementes, o município que abriga a referida paisagem, o clima variando entre paisagens de subtropical (Cfa), tropical úmido ou subúmido (Am) e tropical com inverno seco (Aw), as características do solo e suas coordenadas geográficas correspondentes (dados suplementares 1).

Landscapes	Location	Municipalities	Climate	Soil	Latitude	Longitude
P1	Aldeia te'yikue	Caarapó	Cfa	Latossolo Vermelho Distrófico	22° 35' 32.345"	54° 58' 8.187"
P2	APA das Nascentes do Rio Apa	Ponta Porã	Cfa	Latossolo Vermelho	22° 2' 30.746"	55° 55' 29.328"
P3	APA do Rio Amambai1	Amanbai	Cfa	Latossolo Vermelho Distrófico	22° 58' 33.675"	54° 34' 37.970"
P4	Parque Nacional da Serra da Bo-doquena	Bonito	Am	Chernossolo Rêndzico	21° 7' 19.499"	56° 43' 14.477"
P5	PREVI	Jateí	Cfa	Planossolo Háplico	22° 56' 4.892"	53° 43' 10.009"
P6	APA do Rio Amambai2	Amanbai	Cfa	Latossolo Vermelho Distrófico	23° 3' 3.873"	55° 19' 27.009"
P7	Assentamento Lagoa Grande1	Dourados	Am	Latossolo Vermelho Distrófico	22° 0' 33.772"	55° 21' 0.414"
P8	Assentamento Lagoa Grande2	Dourados	Am	Latossolo Vermelho Distrófico	21° 59' 46.982"	55° 19' 22.660"
P9	Assentamento Eldorado1	Sidrolândia	Am	Latossolo Vermelho	20° 58' 17.112"	54° 45' 14.375"
P10	Assentamento Eldorado2	Sidrolândia	Am	Latossolo Vermelho	20° 59' 27.604"	54° 45' 46.182"
P11	Assentamento Teijin1	Nova andradina	Aw	Latossolo Vermelho	21° 46' 52.366"	53° 13' 23.495"
P12	Assentamento Teijin2	Nova andradina	Aw	Latossolo Vermelho Distrófico	21° 49' 33.571"	53° 12' 56.462"
P13	Sítio Ecológico	Jateí	Cfa	Argissolo Vermelho Amarelo	22° 31' 36.484"	54° 19' 35.569"
P14	Fazenda Coqueiro	Dourados	Am	Latossolo Vermelho	22° 12' 40.363"	54° 55' 6.920"
P15	Fazenda experimental da UFGD	Dourados	Am	Latossolo Vermelho	22° 14' 52.310"	54° 59' 36.124"
P16	Escola agrícola	Ivinhema	Aw	Latossolo Vermelho Distrófico	22° 22' 23.066"	53° 54' 58.193"

Os dados suplementares 2 os números de Hill são medidas de diversidade que consideram diferentes aspectos da comunidade de espécies, como $q=0$ representa a riqueza real, $q=1$ representado pelo índice de Shannon-Wiener transformado (indicando o quão igualmente as espécies estão distribuídas, quanto mais alto o valor maior a diversidade) e $q=2$ significa o índice de Gini-Simpson (quanto mais alto o valor, maior a importância das espécies dominantes) (Jost, 2006; Chao et al., 2020), ademais nesses dados contém os valores das métricas de paisagem calculados, tais como tamanho do fragmento (ha), conectividade (m) e complexidade (%).

Landscapes	Riqueza ($q=0$)	Shannon-Wiener ($q=1$)	Size (ha)	Connectivity (m)	Complexity (%)
P1	41	4.78	4.26	104.59	13
P2	45	4.16	83.79	158.55	36
P3	45	14.83	20.95	134.25	24
P4	51	11.49	277.16	60	80
P5	38	4.44	699.39	0	100
P6	40	5	49.32	114.08	28
P7	31	9.12	27.32	117.75	31
P8	24	6.14	15.14	142.42	20
P9	28	9.96	31.68	223.98	14
P10	38	6.48	22.14	147.15	19
P11	16	5	63.12	774.51	27
P12	21	8.43	499.95	0	71
P13	28	7.35	26.13	143.5	22
P14	30	8.24	103.08	145.71	44
P15	31	11.43	45.59	291.17	33
P16	21	3.97	3.63	1168.81	2

Os dados suplementares 3 contém informações sobre espécies de plantas, suas respectivas famílias, síndromes de dispersão (SD), forma de vida (FV) e a abundância de espécies das dezesseis paisagens P1 ao P16 respectivamente.

Espécies	Família	SD	FV	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P1 2	P1 3	P14	P15	P16
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	Arecaceae	Zoocoria	Palmeira	10 2	8	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27	0	0	0
<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.)	Euphorbiaceae	Zoocoria	Arbustiva	0	0	66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0
<i>Adelia membranifolia</i> (Müll.Arg.) Chodat & Hassl.	Euphorbiaceae	Autocoria	Arbórea	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Lamiaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	3	0	0	0	14	0	0	24	0	0	6
<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	Lamiaceae	Zoocoria	Arbórea	16	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Fabaceae	Autocoria	Arbustiva	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich	Rubiaceae	Zoocoria	Arbustiva	81 6	0	0	0	0	0	9	105	0	0	0	18 2	612	0	0	0

<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	Apocynaceae	Anemocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Anacardiaceae	Anemocoria	Arbórea	0	0	0	0	71	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	Anacardiaceae	Anemocoria	Arbórea	0	10	0	0	0	0	0	0	0	1178 6	0	0	0	0	0
<i>Averrhoidium paraguayense</i> Radlk.	Sapindaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	335	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Asteraceae	Anemocoria	Arbustiva	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Rutaceae	Anemocoria	Arbórea	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Banisteriopsis</i> C.B.Rob. ex Small	Malpighiaceae	Anemocoria	Arbustiva	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0	0	0	0
<i>Bixa orellana</i> L.	Bixaceae	Zoocoria	Arbórea	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Myrtaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	110	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bromelia balansae</i> Mez	Bromeliaceae	Zoocoria	Herbácea	10 8	10	130	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	Malpighiaceae	Zoocoria	Arbustiva	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Callichlamys latifolia</i> (Rich.) K.Schum.	Bignoniaceae	Anemocoria	Liana	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Calophyllaceae	Zoocoria	Arbórea	0	3	0	0	42	0	98	1	459	9	0	0	0	0	0
<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O.Berg	Myrtaceae	Zoocoria	Arbustiva	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	Myrtaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	Myrtaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	54	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cardiospermum grandiflorum</i> Sw.	Sapindaceae	Zoocoria	Liana	0	0	0	215	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Lecythidaceae	Anemocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	Lecythidaceae	Anemocoria	Arbórea	0	0	0	113	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	Caryocaraceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Salicaceae	Zoocoria	Arbustiva	0	0	550	0	0	0	0	0	31	3	0	0	0	0	0

<i>Cupania vernalis</i> Cambess	Sapindaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
<i>Cybianthus detergens</i> Mart.	Primulaceae	Zoocoria	Arbustiva	0	0	0	164 8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Fabaceae	Anemocoria	Liana	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	Araliaceae	Zoocoria	Arbórea	18	507	0	0	34	287 1	0	0	57	2103	0	0	0	0	0
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dioscorea campestris</i> Griseb.	Dioscoreaceae	Anemocoria	Liana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	211	0	0	0	0	0
<i>Dioscorea multiflora</i> Mart. ex Griseb.	Dioscoreaceae	Anemocoria	Liana	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	Ebenaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplopterys pubipetala</i> (A.Juss.) W.R.Anderson & C.C.Davis	Malpighiaceae	Anemocoria	Liana	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	64	72 0	0	0	0
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Fabaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0
<i>Diptychandra aurantica</i> Tul.	Fabaceae	Anemocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0

<i>Eugenia pitanga</i> (O.Berg) Nied.	Myrtaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75	0	0	0	0	0	
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	2
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	Myrtaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	58	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	Moraceae	Zoocoria	Arbórea	5	1570 7	0	0	773 3	120	0	0	0	1282 1	0	0	310 3	585	0	107
<i>Ficus insipida</i> Willd.	Moraceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	0	0	199 5	0	0	0	0	0	0	
<i>Ficus obtusiuscula</i> (Miq.) Miq.	Moraceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	313	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Forsteronia pubescens</i> A.DC.	Apocynaceae	Anemocoria	Liana	34	452	230	57	56	57	8	33	30	177	0	0	1	0	45	0
<i>Fridericia florida</i> (DC.) L.G.Lohmann	Bignoniaceae	Anemocoria	Liana	50	360	450	5	133	18	0	0	0	200	0	46	0	68	70	200
<i>Geissanthus ambiguus</i> (Mart.) G.Agostini	Primulaceae	Zoocoria	Arbustiva	0	0	0	0	0	0	0	0	138 8	40	0	0	0	0	0	0
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae	Zoocoria	Arbustiva	0	0	0	0	0	0	0	0	258	1569	0	0	0	0	0	0
<i>Geonoma brevispatha</i> Barb. Rodr.	Arecaceae	Zoocoria	Palmeira	0	0	0	0	0	0	0	3	238	0	0	0	0	0	0	0
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Nyctaginaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	166	77	0	0	0	0	0	0	10	10 5	14	0	0	0

[illegible]

<i>Inga marginata</i> Willd.	Fabaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	0	0	114	0	0	0	0	0	0
<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae	Zoocoria	Arbórea	0	2	12	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	514
<i>Lithraea Miers</i> ex Hook. & Arn.	Anacardiaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	7	0
<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	Anemocoria	Arbórea	0	0	67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	Anemocoria	Arbórea	0	0	73	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Euphorbiaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Fabaceae	Anemocoria	Arbórea	18	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Fabaceae	Anemocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	Fabaceae	Anemocoria	Arbórea	0	0	0	0	517 0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	Fabaceae	Anemocoria	Arbórea	0	0	321	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	Fabaceae	Anemocoria	Liana	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	Moraceae	Zoocoria	Arbórea	0	49	130	140	0	0	0	0	0	0	0	0	0	240 15 0	3

<i>Moquiniastrium polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	Asteraceae	Anemocoria	Arbórea	89 76	0	508 5	0	99	365	21	4	0	0	0	0	739	0	0	0
<i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.P.Burton & E.Lucas	Myrtaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	Zoocoria	Arbórea	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Myrsinaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	40 0	54	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Primulaceae	Zoocoria	Arbórea	30	23	0	648 9	42	186	0	0	25	2933	3	11 6	0	10	0	0
<i>Nectandra cissiflora</i> Nees	Lauraceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	6	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees & Mart	Lauraceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Lauraceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	49	0	17	688	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae	Zoocoria	Arbórea	1	1	47	2	0	2	51	605	0	0	0	0	2	0	60	0
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae	Zoocoria	Arbórea	88	0	61	0	0	11	58	0	0	0	0	0	37	0	0	0

<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae	Zoocoria	Arbórea	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ocotea minarum</i> (Nees & Mart.) Mez	Lauraceae	Zoocoria	Arbórea	4	0	0	0	0	0	18	10	0	41	0	0	0	0	0	0
<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	Lauraceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	51	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Olyra ciliatifolia</i> Raddi	Poaceae	Zoocoria	Herbácea	0	0	0	47	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill.	Ochnaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Fabaceae	Autocoria	Arbórea	0	0	0	423	0	0	0	0	0	0	0	0	50	31	0	0
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae	Anemocoria	Arbórea	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	85	20 6	0
<i>Petrea volubilis</i> L.	Verbenaceae	Anemocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	0	0	31	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	Rutaceae	Autocoria	Arbórea	0	0	0	35	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Piper amalago</i> L.	Piperaceae	Zoocoria	Arbustiva	0	93	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	Myrtaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	107	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prionostemma aspera</i> (Lam.) Miers	Celastraceae	Autocoria	Arbustiva	0	4	40	0	0	0	0	0	69	37	0	0	0	229	5	0

<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	Anemocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	85	0	0	0	0
<i>Qualea multiflora</i> Mart	Vochysiaceae	Anemocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75	0	0	0	0
<i>Qualea parviflora</i> Mart	Vochysiaceae	Anemocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0
<i>Randia ferox</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	Rubiaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Rhamnaceae	Zoocoria	Arbórea	5	0	0	0	0	0	0	0	0	36	1	0	0	0	0	0
<i>Rhynchosia phaseoloides</i> (Sw.) DC.	Fabaceae	Zoocoria	Liana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0	0
<i>Sageretia elegans</i> (Kunth) Brongn.	Rhamnaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	108	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sapium haemospermum</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae	Zoocoria	Arbórea	3	0	78	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	34	1	1
<i>Sapium obovatum</i> Klotzsch ex Müll.Arg.	Euphorbiaceae	Zoocoria	Arbustiva	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin	Araliaceae	Zoocoria	Arbórea	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	2	0	0	0	0	0

Os dados suplementares 4 proporcionam uma análise do efeito de diferentes escalas de 500, 1000 e 1500 metros para cada métrica de paisagem sobre a diversidade de espécies da chuva de sementes. A métrica conectividade e complexidade responderam a escala de 1500 metros, sendo a conectividade com peso mais forte ($\Delta AICc = 0.0$, $df = 3$, $weight = 0.89$) (Fig. 5. A), seguido da complexidade ($\Delta AICc = 4.2$, $df = 3$, $weight = 0.11$) (Fig. 5. B). Em contraste com a métrica tamanho, apesar de responder a escala 1000 metros ($\Delta AICc = 13.6$, $df = 3$, $weight = 0.001$), está não foi um preditor importante que explicou o efeito de escala sobre a diversidade (Fig. 5. C).

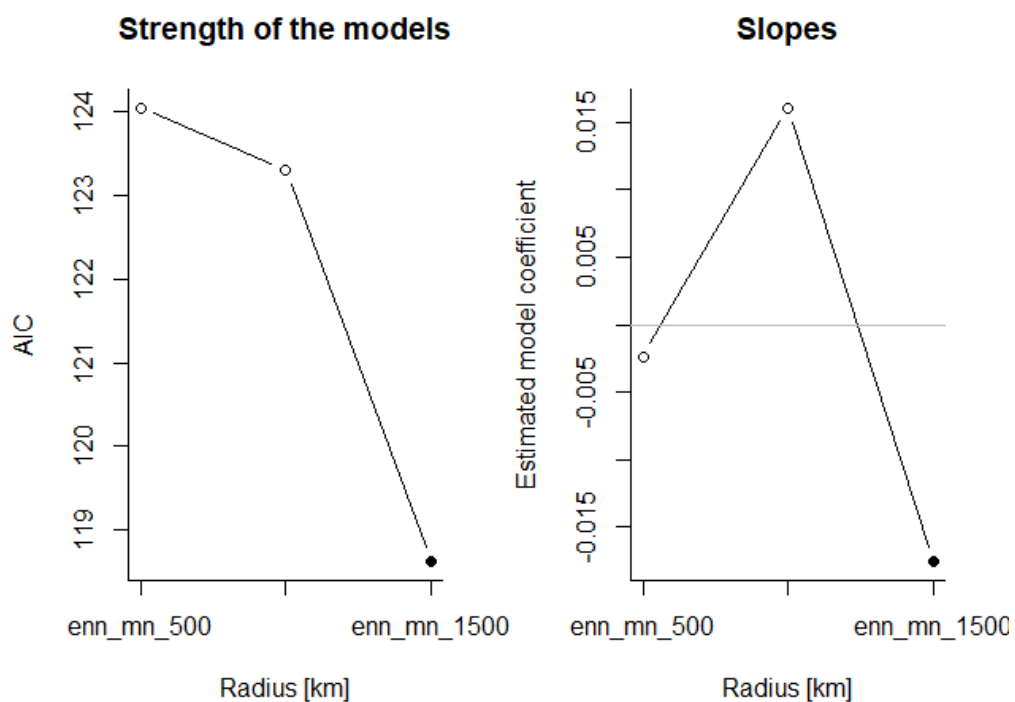


Fig. 5A. Efeito da escala (500, 1000 e 1500) na relação com a métrica conectividade sobre a diversidade da chuva de sementes.

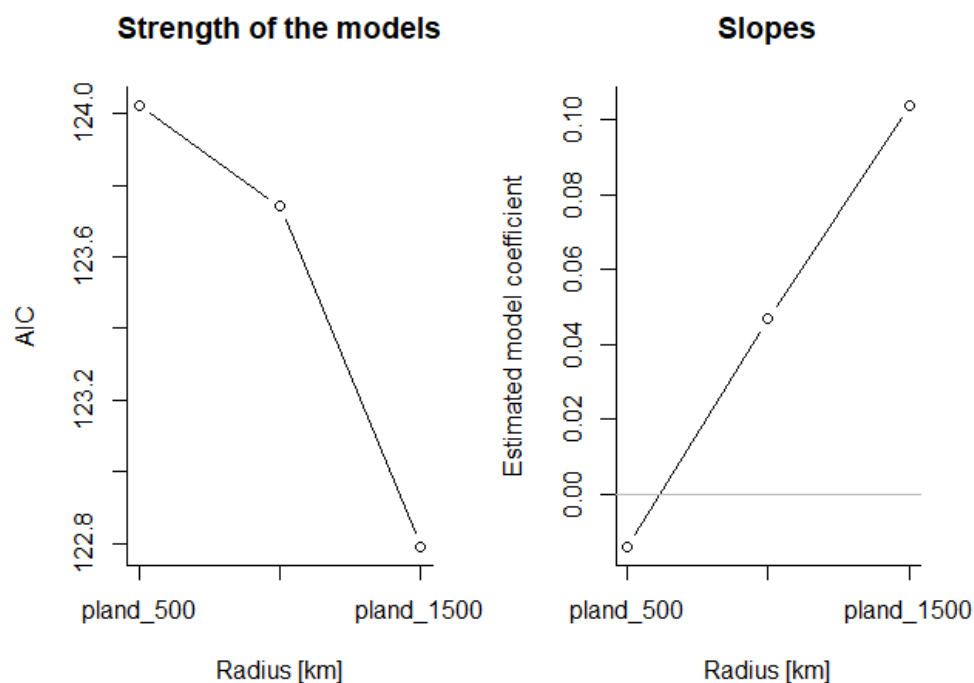


Fig. 5B. Efeito da escala (500, 1000 e 1500) na relação com a métrica complexidade sobre a diversidade da chuva de sementes.

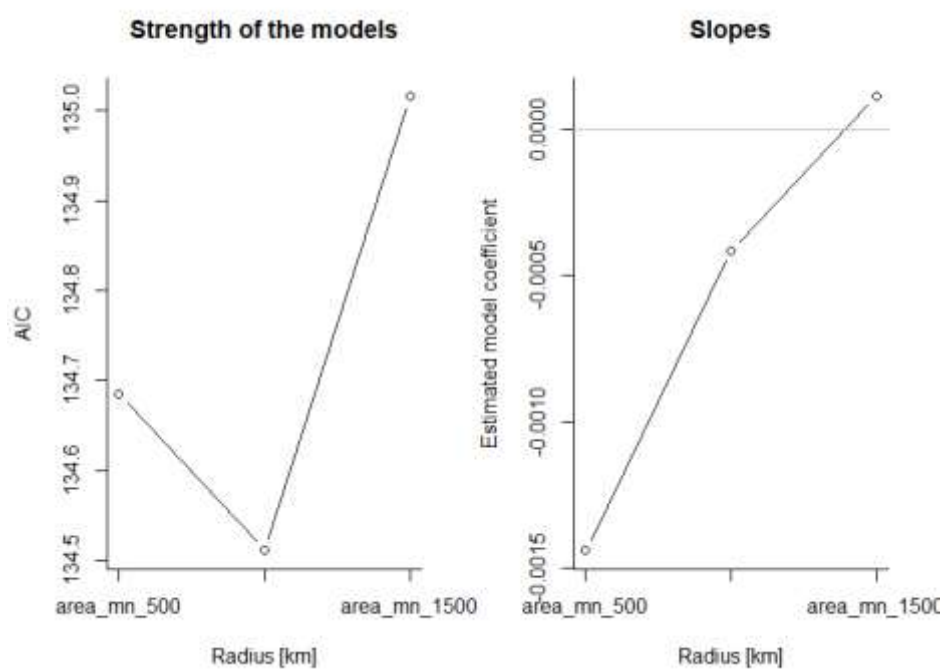


Fig. 5C. Efeito da escala (500, 1000 e 1500) na relação com a métrica tamanho sobre a diversidade da chuva de sementes.

Normas da revista: Perspectives in Ecology and Conservation

https://www.elsevier.com/locate/journaldescription.cws_home/742526?generatepdf=true

**ARTIGO 2 - será submetido na revista RA'E GA - O Espaço Geográfico em
Análise**

**Desembaraçando as relações entre uso da
terra e as mudanças das vegetações das
paisagens do Mato Grosso do Sul**

**Unraveling the Relationships Between Land
Use and Vegetation Changes in the
Landscapes of Mato Grosso do Sul**

**Rita de Cassia Gonçalves Marques*, Maurício Humberto Vancine **, Joelson Gonçalves
Pereira ***, Yzel Rondon Suárez ****, Zefa Valdivina Pereira*******

* Departamento de Biologia, Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD, - Dourados – MS, Brasil),
rita28140@gmail.com

** Departamento de Biodiversidade, Universidade Estadual Paulista “Júlio Mesquita Filho” (Unesp). Instituto de
Biociências de Rio Claro, Bela Vista, 1515, 13506-900, Rio Claro (SP), Brasil.
mauricio.vancine@gmail.com

*** Departamento de Biologia, Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD, - Dourados – MS, Brasil),
joelsonpereira@ufgd.edu.br.

**** Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS, - Dourados – MS, Brasil),
yzel@uems.br

***** Departamento de Biologia, Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD, - Dourados – MS, Brasil),
zefapereira@ufgd.edu.br

Resumo

Nossa pesquisa investigou como as mudanças no uso da terra em áreas de transição no Mato Grosso do Sul afetam a estrutura vegetal ao longo do tempo. Para tal investigação, utilizamos dados do MAPBIOMAS, para os períodos de 2003, 2006, 2012 e 2021, processados no QGIS, para em seguida realizar as análises multitemporais com as métricas de paisagem. Descobrimos que houve uma notável mudança de pastagens para agricultura entre 2003 e 2021, com uma conversão de 4% das áreas. No entanto, tal processo não teve impacto nos fragmentos de vegetação das nossas paisagens. No entanto, notamos que a estrutura da vegetação como sua densidade de borda e o formato dos fragmentos atingiram seus valores médios mais altos em 2012, devido à implementação dos módulos fiscais e à predominância da pecuária nesse período. Sugerimos que futuras

pesquisas de restauração ecológica e monitoramento ambiental se concentrem nas áreas limítrofes dos fragmentos e nos efeitos da intensificação da pecuária sobre comunidades vegetais.

Palavras-chave:

Análise Multitemporal, métricas categóricas, ecologia da restauração.

Abstract

Our research investigated how land use changes in transition areas in Mato Grosso do Sul affect vegetation structure over time. For this investigation, we utilized MAPBIOMAS data for the periods of 2003, 2006, 2012, and 2021, processed in QGIS, followed by multi-temporal analyses with landscape metrics. We found a notable shift from pasture to agriculture between 2003 and 2021, with a conversion of 4% of the areas. However, this process did not impact vegetation fragments in our landscapes. Nonetheless, we observed that vegetation structure such as edge density and fragment shape reached their highest mean values in 2012, due to the implementation of rural modules and the predominance of livestock farming during that period. We suggest that future ecological restoration and environmental monitoring research focus on the boundaries of fragments and the effects of livestock intensification on plant communities.

Keywords:

Multi-temporal analysis, categorical metrics, restoration ecology.

I. INTRODUÇÃO

A vegetação das paisagens de Mato Grosso do Sul está entrelaçada com as mudanças temporais ao longo de sua história e a intensificação dos diferentes usos da terra, pois desde 1985 a 2022, a expansão das atividades agropecuárias ocorridas na região resultou na perda de 1,2 milhões de hectares de vegetação (AZEVEDO et al., 2023). Apesar disso, o estado é caracterizado por um ecossistema rico e diversificado que abrange três grandes biomas, sendo o Cerrado predominante, a Mata Atlântica e o Pantanal. O encontro desses biomas culmina na formação de regiões de ecótonos, que são áreas de transição gradual entre diferentes comunidades ecológicas (IBGE, 2019).

Contudo, esses ecótonos passam por transformações ao longo do tempo devido à influência de fatores naturais (cursos d'água e montanhas) e antrópicos, que resultam na redução do habitat e, consequentemente em sua fragmentação, caracterizada pela transformação de vegetação ampla e contínua em segmentos cada vez menores, divididos por uma matriz circundante de diferentes usos da terra (FAHRIG, 2003, 2017). Essas diferentes formas de uso da terra podem aumentar o "efeito de borda", que consiste em uma linha limítrofe entre habitat e a matriz, o que afeta diretamente a composição e configuração da estrutura da vegetação da paisagem (PÜTTKER et al., 2020).

Em suma, a análise da paisagem pode ser conduzida de várias maneiras, sendo uma delas o uso de métricas de paisagem (CHAMORRO et al., 2015). Essas métricas são algoritmos que permitem mensurar as características espaciais dos elementos presentes na paisagem, podendo ser aplicadas em três escalas de cálculo das métricas: de forma individual (em relação a um fragmento específico), em conjunto (para uma classe de elementos) ou para representar o mosaico completo da paisagem (MCGARIGAL; CUSHMAN, 2005). A escolha dessas escalas depende do objetivo e proporcionam indicadores quantitativos que auxiliam na compreensão da organização e distribuição espacial dos elementos que compõem a paisagem (FISCHER; LINDENMAYER, 2007).

Nesse contexto, as métricas de tamanho do fragmento, densidade de borda e índice de forma são importantes na compreensão das transformações da paisagem. O tamanho do fragmento fornece informações sobre a extensão e a conectividade entre habitats, pois fragmentos maiores suportam maior diversidade biológica (FAHRIG, 2017;

OLIVEIRA et al., 2020). Por outro lado, a densidade de borda considera a sensibilidade das espécies, à medida que variações microclimáticas são potencializadas pela matriz circundante (LAURANCE et al., 2018; PÜTTKER et al., 2020). Além disso, o índice de forma dos fragmentos influencia a extensão de borda e, conseqüentemente, afeta a estrutura da vegetação (FORMAN, 1995; MCGARIGAL; MCCOMB, 1995).

Diante desse cenário, compreender os impactos da dinâmica temporal e o histórico das mudanças no uso da terra (Land Cover and Land Use Changes - LULCC) torna-se crucial para desvendar a complexidade das modificações da estrutura da vegetação das paisagens e seus impactos nos serviços ecossistêmicos (ALDWAİK; PONTIUS, 2012; DE ALMEIDA PEREIRA et al., 2019; EXAVIER; ZEILHOFER, 2020).

O histórico das atividades econômicas na literatura, podemos observar como elas influenciaram a transformação da paisagem ao longo do tempo. Especificamente, os anos 2003, 2006, 2008, 2012 e 2021, devido a eventos de picos de produção agrícola e pecuária, bem como a implementação e modificação do novo código florestal (NCF), e as medidas políticas adotadas entre 2019 a 2021 (BERGMANN et al., 2013; BRASIL, 2022; CARVALHO et al., 2019; EMBRAPA, 2018; DA SILVA et al., 2023).

A partir dos anos 2000, a evolução da produção agrícola a nível nacional registrou um aumento expressivo na produção de *commodities* agrícolas, como trigo, milho, arroz, feijão e especialmente soja, alcançando seu pico significativo em 2003 (SONG et al., 2021; BRASIL, 2022). No entanto, entre 2004 e 2007, ocorreu uma queda na produção agrícola devido à implementação do Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm) (MONTIBELLER et al., 2020). Esse período também enfrentou desafios, como a disseminação da ferrugem asiática na cultura da soja, surtos de febre aftosa, escassez de chuvas e a crise econômica com a desvalorização do dólar (CARVALHO et al., 2019; BRASIL, 2022).

Diante desses acontecimentos, em 2006, ocorreu a conversão de terras agrícolas em pastagens, principalmente na região da Amazônia e do Cerrado, levando o Brasil a se tornar o país com o maior rebanho bovino do mundo (MCALPINE et al., 2009; DIAS-FILHO, 2016; PEREIRA DA SILVA et al., 2023). No entanto, foram estabelecidas restrições ambientais, como o "Amazon Soy Moratorium" criada em 2008, e o "Termo de Ajustamento de Conduta da Carne" (TAC) assinado em 2009, ambos visavam impedir a comercialização de gado proveniente de áreas embargadas devido ao desmatamento

ilegal ou não cumprimento dos requisitos legais da lei (CARVALHO et al., 2019; SONG et al., 2021).

Durante o período de 2008 a 2012, medidas de governança em relação ao NFC resultaram em uma redução do desmatamento. No entanto, a partir de 2012, observou-se um aumento significativo na perda de vegetação, devido às alterações nos módulos fiscais, que são áreas determinadas pelo tamanho da propriedade para fins de fiscalização e aplicação das normas ambientais (CARVALHO et al., 2019; TAVARES SILVA et al., 2023).

Posteriormente, as políticas ambientais adotadas entre 2019 e 2020, como o cancelamento do decreto que proibia o cultivo de cana-de-açúcar na Amazônia e no Pantanal por 10 anos e a possibilidade de saída do Acordo de Paris, resultaram em um aumento significativo na produção de grãos (BERGMANN et al., 2013; CARVALHO et al., 2019; DA SILVA et al., 2023).

Dado essa trajetória, nossa pesquisa buscou explorar as relações entre diversos tipos de uso da terra das 16 paisagens, que incluem áreas protegidas (como unidades de conservação e terras indígenas) e áreas com diferentes usos da terra, bem como áreas destinadas a assentamentos e para produção para agropecuária. Escolhemos essas paisagens devido a estudos de comunidade vegetal anteriormente realizados pelo Laboratório de Restauração Florestal (LABRA), conforme documentado em estudos anteriores (DANTAS et al., 2018; FRÓES et al., 2020).

Embora na literatura já contenham estudos sobre a modificação da paisagem a longo prazo, estes costumam concentrar-se em diferentes biomas e fitofisionomias específicas, limitando-se a comparação apenas entre bacias ou municípios, e variando entre análises que utilizam métricas de paisagem para quantificar a estrutura e os padrões da vegetação e análises exclusivamente temporais, mas com uso de sensores diferentes (BELLÓN et al., 2020; DE SOUZA et al., 2020; FURTADO et al., 2020; NETO; DE COSTA TRINDADE AMORIM, 2021; KRAESKI et al., 2023; TAVARES SILVA et al., 2023).

Com base nesses fundamentos, a presente pesquisa teve como objetivo investigar como as mudanças no uso da terra ao longo do tempo afetam a estrutura da vegetação.

II. MÉTODOS

Área de estudo

Foram analisadas dezesseis paisagens, identificadas como P1 a P16, que apresentaram diferentes mosaicos de uso da terra, situadas em regiões de ecótonos, conforme ilustrado na Figura 1. A seleção dessas paisagens se justificou pela realização de pesquisas anteriores voltada para o estudo de comunidades vegetais com ênfase em restauração florestal, sendo o Laboratório de Restauração Florestal (LABRA) da Universidade Federal da Grande Dourados o responsável pela condução desses estudos (DANTAS et al., 2018; FRÓES et al., 2020).

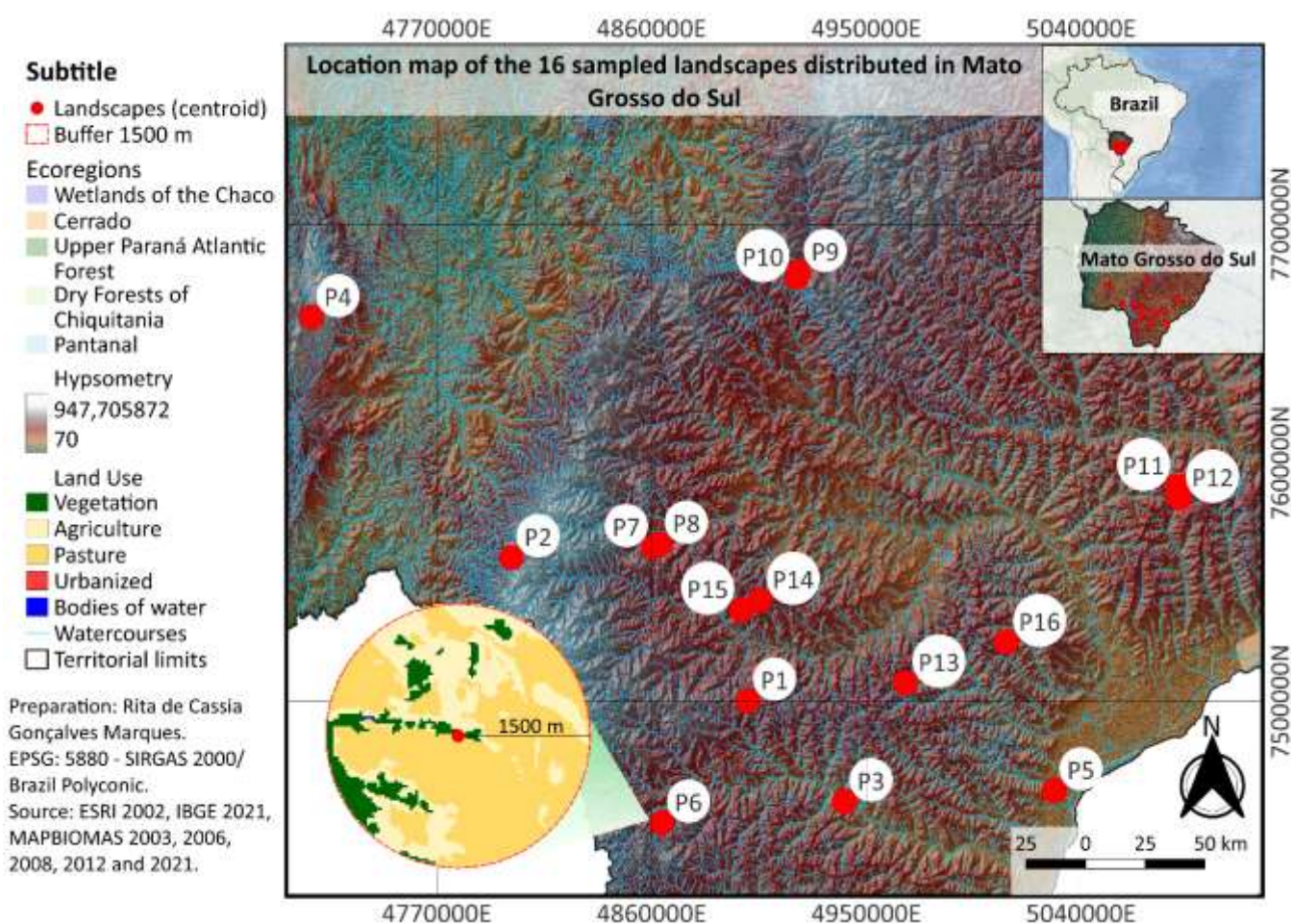


Figura 1 – Localização das dezesseis paisagens no Estado do Mato Grosso do Sul. Organizado pelos autores, 2023.

As paisagens P2 e P4 estão inseridas na bacia hidrográfica do rio Paraguai, enquanto as demais P1, P3, P5, P6, P7, P8, P9, P10, P11, P12, P13, P14, P15 e P16 se encontram na bacia do rio Paraná. Cada uma delas é distribuída dentro das sub-bacias

do rio Apa, Amambaí, Ivinhema e Pardo, ocupando posições geográficas específicas em cada sub-bacia (IMASUL, 2022).

O clima das paisagens pode variar entre subtropical (Cfa) com temperaturas acima de 22 °C no verão, clima tropical úmido ou subúmido (Am) com temperatura média do mês mais frio acima de 18 °C e estação seca breve, e clima tropical com inverno seco (Aw), com estação chuvosa no verão e estação seca no inverno, com temperaturas acima de 18 °C no mês mais frio e precipitações anuais entre 750 mm e 1800 mm (ALVARES; STAPE; SENTELHAS, 2013).

A maioria das paisagens exibe solos com características específicas. Um exemplo notável é o Latossolo, conhecido por sua fertilidade e desenvolvimento radicular em profundidade. Entretanto, solos álicos desse tipo podem funcionar como uma barreira química devido ao elevado teor de alumínio, o que prejudica o crescimento das raízes (SANTOS et al., 2018).

Na paisagem P5, é predominante o solo Planossolo, que apresenta alta fertilidade natural. No entanto, esse tipo de solo enfrenta limitações físicas e é suscetível à erosão em áreas com preparo do solo e adensamento. Já na paisagem P4, encontramos os Chernossolos Rêndzicos, caracterizados por sua riqueza em matéria orgânica e nutrientes. Apesar disso, há riscos de erosão em regiões com relevo mais movimentado. Por fim, a paisagem P13 possui o solo Argissolo Vermelho-Amarelo, que possui baixa fertilidade natural, reação fortemente ácida e argilas de baixa atividade (SANTOS et al., 2018).

As informações sobre as paisagens, bem como suas respectivas coordenadas geográficas, são apresentadas na Tabela 1.

Table 1: Information on the 16 landscapes and their geographic coordinates in the state of Mato Grosso do Sul.

Landscapes	Location	Municipalities	Climate	Watersheds	Soil	Latitude	Longitude
P1	Aldeia te'yikue	Caarapó	Cfa	Paraná	Latossolo Vermelho Distrófico	22° 35' 32.345"	54° 58' 8.187"
P2	APA das Nascentes do Rio Apa	Ponta Porã	Cfa	Paraguai	Latossolo Vermelho	22° 2' 30.746"	55° 55' 29.328"
P3	APA do Rio Amambai1	Amanbai	Cfa	Paraná	Latossolo Vermelho Distrófico	22° 58' 33.675"	54° 34' 37.970"
P4	Parque Nacional da Serra da Bodoquena	Bonito	Am	Paraguai	Chernossolo Rêndzico	21° 7' 19.499"	56° 43' 14.477"
P5	PREVI	Jateí	Cfa	Paraná	Planossolo Háplico	22° 56' 4.892"	53° 43' 10.009"
P6	APA do Rio Amambai2	Amanbai	Cfa	Paraná	Latossolo Vermelho Distrófico	23° 3' 3.873"	55° 19' 27.009"
P7	Assentamento Lagoa Grande1	Dourados	Am	Paraná	Latossolo Vermelho Distrófico	22° 0' 33.772"	55° 21' 0.414"
P8	Assentamento Lagoa Grande2	Dourados	Am	Paraná	Latossolo Vermelho Distrófico	21° 59' 46.982"	55° 19' 22.660"
P9	Assentamento Eldorado1	Sidrolândia	Am	Paraná	Latossolo Vermelho	20° 58' 17.112"	54° 45' 14.375"
P10	Assentamento Eldorado2	Sidrolândia	Am	Paraná	Latossolo Vermelho	20° 59' 27.604"	54° 45' 46.182"
P11	Assentamento Teijin1	Nova andradina	Aw	Paraná	Latossolo Vermelho	21° 46' 52.366"	53° 13' 23.495"
P12	Assentamento Teijin2	Nova andradina	Aw	Paraná	Latossolo Vermelho Distrófico	21° 49' 33.571"	53° 12' 56.462"
P13	Sítio Ecológico	Jateí	Cfa	Paraná	Argissolo Vermelho Amarelo	22° 31' 36.484"	54° 19' 35.569"
P14	Fazenda Coqueiro	Dourados	Am	Paraná	Latossolo Vermelho	22° 12' 40.363"	54° 55' 6.920"
P15	Fazenda experimental da UFGD	Dourados	Am	Paraná	Latossolo Vermelho	22° 14' 52.310"	54° 59' 36.124"
P16	Escola agrícola	Ivinhema	Aw	Paraná	Latossolo Vermelho Distrófico	22° 22' 23.066"	53° 54' 58.193"

Fonte: Organizado pelos autores, 2023.

Coleta e processamento dos dados

Com o propósito de investigar os possíveis efeitos da dinâmica temporal sobre a estrutura da vegetação, optou-se por uma extensão espacial de 1500 metros. Essa escolha visou evitar a influência da autocorrelação espacial, seguindo a recomendação de Dale; Fortin (2014). Adicionalmente, a decisão de não utilizar escalas muito menores se justifica, uma vez que essas poderiam ser limitadoras para as métricas de análise (BOSCOLO; METZGER, 2009). Zuckerberg et al. (2020) salientam que a sobreposição de paisagens não necessariamente induz à autocorrelação espacial, e que tentativas de evitar isso podem, por vezes, restringir a escala da análise e até mesmo aumentar a autocorrelação espacial indesejada.

Os dados de uso da terra ao longo dos anos foram obtidos através do site do *Google Earth Engine*, da coleção 7 do MAPBIOMAS. Essa plataforma disponibiliza um levantamento histórico do uso da terra no Brasil desde 1985. Os procedimentos metodológicos podem ser consultados em <https://mapbiomas.org/visao-geral-da-metodologia> (MAPBIOMAS, 2023).

Selecionamos os seguintes anos para análise: 2003, caracterizado por picos de produção agrícola; 2006, destacando-se como ano da pecuária; 2008, marcado pela implementação do NFC; 2012, inclusão dos módulos fiscais no NFC e 2021, adição de políticas desfavoráveis ao meio ambiente. Os dados matriciais foram processados no software livre QGIS versão 3.28 (*Firenze*), com a projeção SIRGAS 2000. Houve a reprojeção das coordenadas geográficas (latitude e longitude, WGS 84) para coordenadas planas EPSG: 5880 EPSG: 5880-SIRGAS 2000/ Brazil Polyconic, visando o cálculo da área das paisagens em km² posteriormente convertidas para hectare (ha).

Após o recorte das áreas de estudo, efetuou-se a reclassificação dos dados matriciais, como: vegetação (Veg), agricultura (Agr), pecuária (Pec), urbanizada (Urb) e corpos d'água (CdA), visando a categorização relevantes ao escopo de nossa pesquisa. A classe Veg englobou formações florestais, formações savânicas, campos alagados e formações campestres, fundamentada na localização de nossas paisagens em regiões de ecótonos (SILVA JUNIOR et al., 2020; DA SILVA et al., 2023). A classe Agr são as áreas de cultivo como silvicultura, cana, soja e outras lavouras temporárias; a classe Degr

compreendeu áreas urbanas e estradas. Em seguida os dados foram vetorizados, permitindo análise e interpretação dos padrões espaciais ao longo do tempo.

Análise dos dados

Os dados vetoriais e matriciais e as análises estatísticas foram submetidos a tratamento estatístico na linguagem R (R Core Team, 2023), empregando os pacotes *Openland* e *landscapemetrics* (Hesselbarth et al. 2019). O pacote *Openland* opera com dados matriciais, foi desenvolvido com o propósito de fornecer uma análise abrangente das mudanças no uso da terra, bem como sua intensidade ao longo do tempo (ALDWAIK; PONTIUS, 2012; EXAVIER; ZEILHOFER, 2020). Já o pacote *landscapemetrics* foi empregado para o cálculo de métricas de paisagem (HESSELBARTH et al., 2019), permite avaliar de forma quantitativa a composição e configuração da vegetação das paisagens de estudo.

Os arquivos matriciais foram usados para construção do diagrama de Sankey, que possibilita analisar as mudanças e transformações ocorridas na paisagem ao longo do tempo, seguindo as abordagens propostas por Aldwaik & Pontius (2012) e Cuba (2015). Já os dados vetoriais, por sua vez, constituíram a base para a análise das métricas a nível de classe, incluindo AREA_mn (média da área do fragmento), ED (densidade de borda) e SHAPE_mn (média do índice de forma). A seleção dessas métricas foi embasada em estudos que reconhecem sua relevância, conforme descrito por Mcgarigal; Tagil; Cushman, 2009; Hesselbarth et al., 2019.

Para investigar o comportamento das métricas das paisagens ao longo dos anos, empregamos a análise de variância de medidas repetidas, uma abordagem estatística utilizada para investigar as variações em uma variável ao longo do tempo, levando em consideração a repetição das observações no mesmo conjunto de unidades (KASSAMBARA, 2023 ^a). A normalidade dos resíduos foi verificada por meio do teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade pelo teste de Levene (FOX; WEISBERG, 2019). As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio dos pacotes *rstatix*, que viabiliza a análise de variância, e do pacote *ggpubr*, utilizado para a visualização dos resultados (KASSAMBARA, 2023 ^{a, b}).

III. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Mudanças de uso da terra ao longo dos anos

Nossas paisagens abrangeram uma área total de 112.006 km². Ao analisarmos os dados temporais de todas as paisagens, através do diagrama de Sankey de 2003 a 2021, observamos que a classe de pecuária é predominante em quase todos os anos, porém, em 2021, houve uma transição significativa para agricultura (Figura 2).

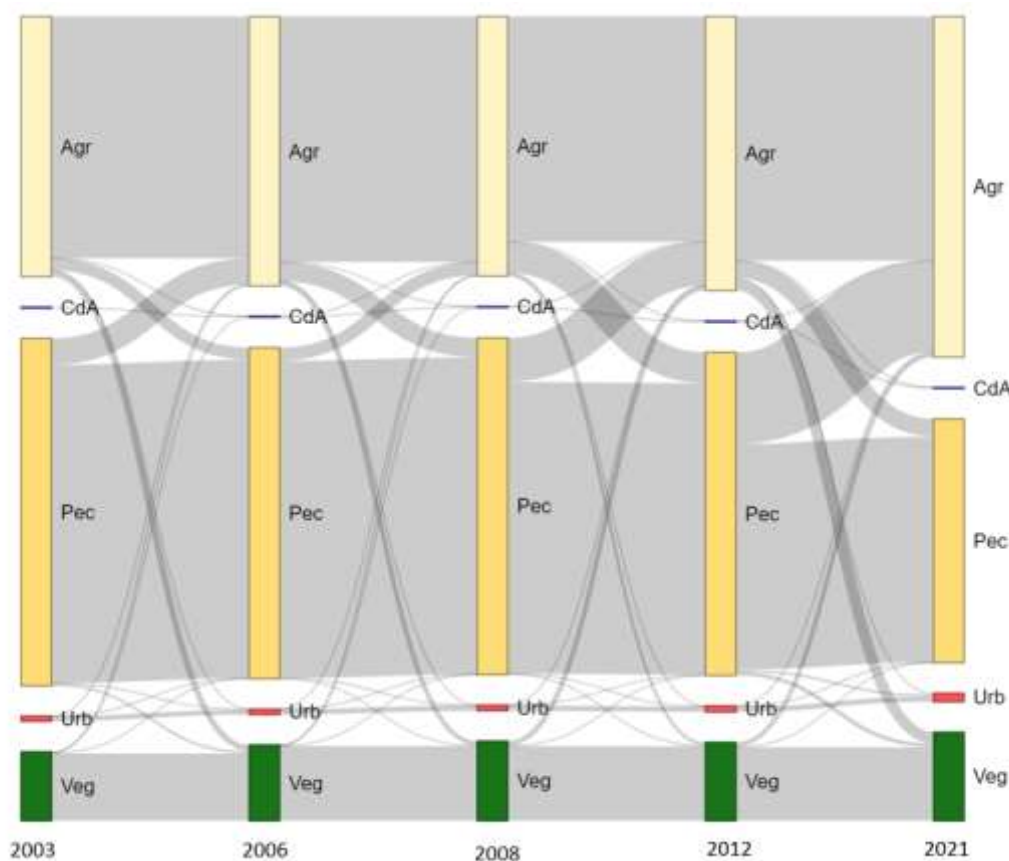


Figura 2 -Transição das classes de uso da terra entre os anos 2003, 2006, 2008, 2012 e 2021. Organizado pelos autores, 2023. As cores em verde representam (Veg= vegetação), amarelo (Agr= agricultura), laranja (Pec=Pecuária), vermelho (Urb = Urbanizada) e em azul (CdA= Corpos d'água).

A classe de agricultura teve uma expansão, passando de 6.03% em 2003 para 10.13% em 2021, em contraste com a classe de pecuária, que diminuiu de 11.99% para 7.79% no mesmo período (Figura 2). Essa mudança pode ser alinhada à migração da produção de carne bovina para o bioma Amazônia, enquanto a agricultura permanece no Cerrado, influenciando nossos resultados devido à predominância desse bioma em nossas paisagens (AZEVEDO et al., 2023).

Outro fator alinhado à expansão da agricultura é o aumento significativo na produção de cana-de-açúcar e soja ao longo do tempo, impulsionada pelo Plano Nacional de Agroenergia que teve seu avanço em 2006 e pela demanda de mercado (LIMA et al., 2020; CHERUBIN et al., 2021; EMBRAPA, 2006; SONG et al., 2021).

Com isso, o desmatamento decorrente dessas atividades agrícolas concentrou-se no bioma Cerrado, substituindo áreas de pastagem consolidadas para agricultura. Essa conversão acarreta danos ao solo, como acidificação, redução de nutrientes, estoques de carbono, compactação, infiltração de água e erosão, amplificados pelo uso de agroquímicos e fertilizantes, contribuindo para a diminuição da biodiversidade (CHERUBIN et al., 2021; SONG et al., 2021).

Para a classe de vegetação, notamos um aumento modesto, passando de 6.59% em 2003 para 6.73% em 2021. Entre 2008 e 2012, essa taxa permaneceu estável em torno de 6.60% (Figura 2). Vale destacar que a relevância da Lei nº 9.985/2000, que estabelece o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), aliada ao Decreto nº 7.747/2012, instituidor da Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas (PNGATI), e à regulamentação do Código Florestal (Lei nº 12.651/2012), emergiram como fundamentais para salvaguardar a vegetação em nossas paisagens, ao orientar a exploração florestal.

Além disso, esse fenômeno pode ser explicado pela influência da escala de observação de 1.500 metros. Num estudo recente, a escala de 1 km foi considerada a melhor para obter respostas mais precisas sobre a qualidade da água e os diferentes contextos de uso do solo, mas as respostas para cada elemento da paisagem variaram dependendo da escala de análise (Zhang et al., 2021). Outro fator que afeta diferentes respostas de uso da terra em uma abordagem multiescalar é a sazonalidade devido a diferentes períodos de plantio para culturas específicas (HUANG et al., 2019).

Outro fator crucial que pode ter contribuído para a preservação da vegetação em nossas paisagens é a efetividade das fiscalizações ambientais. Como resultado, o Brasil apresenta uma dinâmica significativa de florestas secundárias, com 262.791 km² recuperados entre 1986 e 2018, dados estes importantes considerando a necessidade de restaurar 12 milhões de hectares até 2030, a fim de reduzir as emissões de carbono (SILVA JUNIOR et al., 2020). Esses números indicam que os esforços para a restauração florestal estão em andamento.

Em 2008, um período marcado por incertezas relacionadas ao Código Florestal, as atividades agrícolas começaram a declinar, reduzindo de 7.65% em 2006 para 7.49% em 2008 (Figura 2). Quanto às atividades de pecuária, elas diminuíram de 2003 para 2006, mas logo começaram a se recuperar em 2008, chegando a 10.60% em 2012, o que pode estar relacionado à implementação do novo Código Florestal em 2012, que incluiu a adição dos módulos fiscais (BRANCALION et al., 2016).

A diferenciação de módulos fiscais (FM) no Novo Código Florestal (NCF) estabeleceram requisitos que beneficiaram propriedades maiores, as quais têm menos obrigações legais e recebem incentivos governamentais, em contraste com pequenos proprietários sem apoio governamental (BRANCALION et al., 2016; DA SILVA et al., 2023).

Essa abordagem tem sido criticada por cientistas e ambientalistas, pois pode resultar em uma "anistia" para desmatadores, aumentando a perda significativa de cobertura vegetal natural, especialmente em fragmentos pequenos, com a intenção de evitar a detecção pelo monitoramento ambiental, prejudicando as metas de conservação e redução de emissões do país (LAPOLA et al., 2014; DA SILVA et al., 2023).

Em relação às áreas urbanizadas, não houve alterações significativas ao longo dos anos, mantendo-se em 0.10% de área de 2003 a 2021. Já a classe de corpos d'água teve uma leve redução, de 0.28% em 2003 para 0.25% em 2021 (Figura 2). Isso pode ser atribuído à construção de açudes para a criação de gado, e à medida que essa atividade diminuiu ao longo dos anos, os açudes também desapareceram gradualmente das paisagens. Ademais, os fenômenos climáticos de estiagem nesse período também podem ter influenciado na diminuição desses açudes (EMBRAPA, 2018).

Estrutura da paisagem ao longo dos anos

Nossos resultados indicaram que ao longo dos anos não foram observadas mudanças estruturais significativas na vegetação, com base nas métricas de tamanho (AREA_mn), densidade de borda (ED) e forma (SHAPE_mn) ($F(1.58, 23.63) = 1.831$, $p > 0.187$, $\eta^2[g] = 0.002$; $F(2.29, 34.39) = 0.465$, $p > 0.658$, $\eta^2[g] = 0.001$; e $F(2.5, 37.49) = 0.285$, $p > 0.8$, $\eta^2[g] = 0.004$), respectivamente (Figura 3).

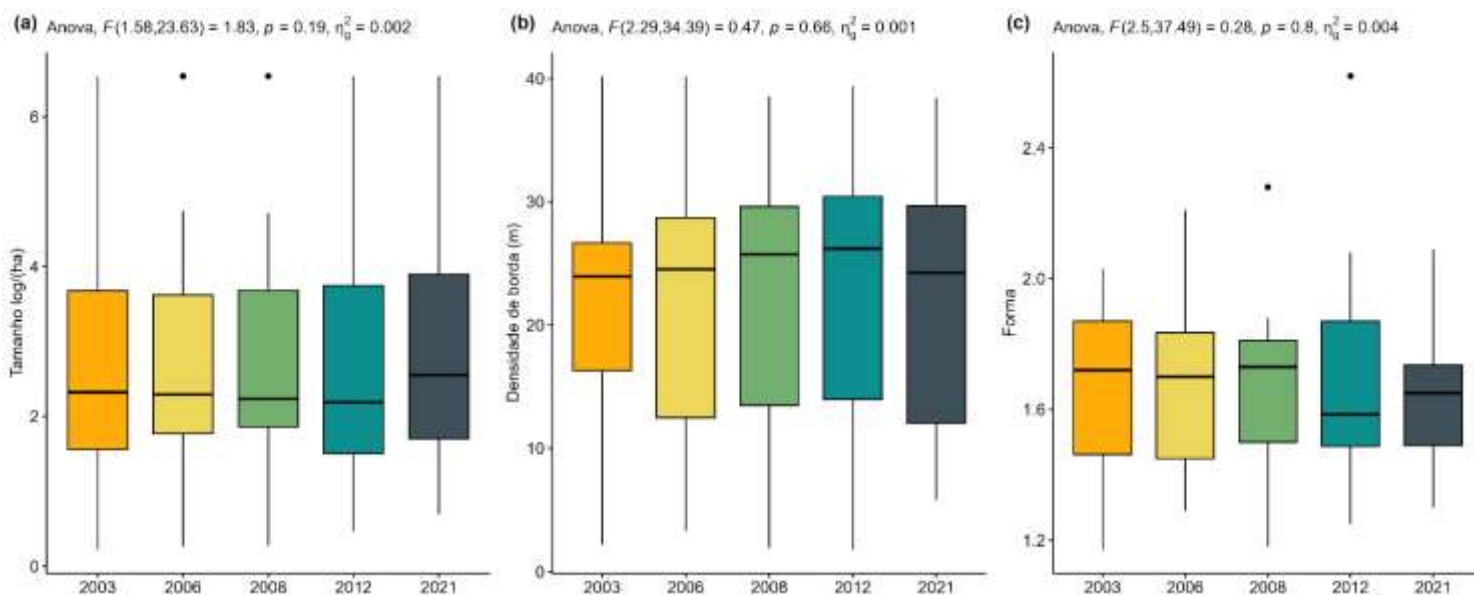


Figura 3 – Resultado da análise de variância de medidas repetidas para as métricas de tamanho (Figura 3.a), densidade de borda (Figura 3.b) e forma (Figura 3.c) ao longo dos anos laranja (2003), amarelo (2006), verde (2008), azul (2012) e cinza (2021). Organizado pelos autores, 2023.

Embora não observarmos diferenças estatisticamente significativas no tamanho dos fragmentos ao longo dos períodos analisados, observamos um aumento médio de vegetação de 2.71 em 2003 para 2.90 em 2021 ao longo dos anos. Desde 1980, ocorreu expansão agrícola no centro-oeste, inicialmente no bioma cerrado, com destaque para a soja, seguido por um aumento no desmatamento no final dos anos 1990 (Barbosa et al., 2023). Somente recentemente, devido a preocupações ambientais e pressões governamentais (IPCC, 2023), como as relacionadas ao Protocolo de Kyoto (1997) Leal (Filho et al., 2020) e ao Código Florestal (2008-2012), houve uma diminuição na perda de vegetação nativa (Azevedo et al., 2023), conforme observado em nossos resultados.

Esse resultado se alinha com o recente relatório do MAPBIOMAS 2023, que indica uma tendência de 2021 para 2022 12% de redução no desmatamento nesse período, sinalizando um declínio gradual no estado (AZEVEDO et al., 2023).

Para a métrica densidade de borda, embora também não tenha tido efeito significativo, esta apresentou a maior média de borda 23.2 em 2012 com redução média de 22.6 em 2021. Isso decorre porque no ano de 2012 foi implementado no código florestal os módulos fiscais, o que levou ao desmatamento de pequenas áreas de vegetação, a fim de evitar detecção do monitoramento ambiental (LAPOLA et al., 2014; DA SILVA et al., 2023).

Assim, é importante notar que os efeitos da degradação podem ser mais evidentes nas bordas dos fragmentos. Isso ocorre porque há mudanças notáveis nas condições ambientais, como aumento da temperatura e redução da umidade e recursos naturais e a presença de pesticidas em paisagens com histórico agrícola, nas áreas de borda, o que por sua vez desencadeia competição entre espécies e pode comprometer a sobrevivência da fauna e flora (PFEIFER et al., 2017; LAURANCE et al., 2018; PÜTTKER et al., 2020; WILLIAMS; HEMBERGER, 2023).

Do mesmo modo, a métrica de forma revelou que em 2012, ocorreu a maior média de 1.70, o que indica que, naquele ano, os fragmentos de nossas paisagens apresentaram formatos mais complexos. Quando esse valor se aproxima de 2, os formatos tendem a ser mais intrincados, enquanto valores mais próximos de 1 indicam formas mais simples, como círculos ou quadrados (MCGARIGAL; TAGIL; CUSHMAN, 2009; HESSELBARTH et al., 2019).

Formas complexas podem resultar em uma maior quantidade de bordas, invadindo mais o espaço do centro do habitat (ROGAN; LACHER, 2018), o que pode ser prejudicial para a sobrevivência das espécies especialistas (RIVAS; GUERRERO-CASADO; NAVARRO-CERRILLO, 2022). No entanto, essa situação também pode aumentar a diversidade de espécies nas bordas dos fragmentos, uma vez que espécies generalistas que têm melhores condições fisiológicas e morfológicas podem melhor se estabelecer na área (ROGAN; LACHER, 2018).

Tanto as métricas de densidade de borda quanto de forma dos fragmentos apresentaram suas médias mais elevadas em 2012. Nesse período, nas paisagens analisadas, ocorreu a conversão de terras agrícolas em pastagens como mostrado no diagrama de Sankey.

As atividades voltadas à pecuária e a expansão de áreas de criação extensiva de animais estão intrinsecamente ligadas ao desenvolvimento socioeconômico e à segurança da posse de terras, fatores que impulsionam o desmatamento e resultam na diminuição das áreas de floresta nativa, perda de espécies endêmicas e agravamento das mudanças climáticas nas zonas de borda. Além disso, a expansão das áreas de borda aumenta o risco de incêndios florestais, resultando em maiores emissões de gases de efeito estufa, facilitando a invasão de espécies não nativas e reduzindo a capacidade da floresta de manter funções críticas de abastecimento de água (MCALPINE et al., 2009).

IV. CONCLUSÕES

No decorrer desse artigo, exploramos as mudanças na estrutura da vegetação durante transições históricas de uso da terra. A transformação da paisagem ocorreu como resultado de incentivos governamentais e exigências do mercado e, nas paisagens que avaliamos, as áreas para pecuária no início foram muito fortes, mas logo convertidas para áreas de agricultura. Ademais, percebemos que no ano de 2012, houve um aumento de densidade de borda e maiores formatos irregulares de fragmentos de vegetação, sendo que nesse período houve a conversão de terras agrícolas para pecuária de 2008 a 2012, mas logo convertida para agricultura em 2021.

Recomendamos que os estudos de restauração ecológica e monitoramento ambiental se concentrem principalmente nas bordas dos fragmentos, pois essas áreas têm impactos diretos nas espécies que ali vivem e nos efeitos da intensidade pecuária nas comunidades vegetais.

V. REFERÊNCIAS

- ALDWAİK, S. Z.; PONTIUS, R. G. Intensity Analysis to Unify Measurements of Size and Stationarity of Land Changes by Interval, Category, and Transition. *Landscape and Urban Planning*, v. 106, n. 1, p. 103–114, maio 2012.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C. Köppen's Climate Classification Map for Brazil. *Meteorol. Z.*, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- AZEVEDO, T. et al. Relatório Anual de Desmatamento 2022. São Paulo, Brasil: *MapBiomias*, 2023. Disponível em: <http://alerta.mapbiomas.org>.
- BARBOSA, F. R. G. M. et al. Land-Use Dynamics for Agricultural and Livestock in Central-West Brazil and Its Reflects on the Agricultural Frontier Expansion. *Cleaner and Circular Bioeconomy*, v. 4, p. 100033, abr. 2023.
- BELLÓN, B. et al. Integrated Landscape Change Analysis of Protected Areas and Their Surrounding Landscapes: Application in the Brazilian Cerrado. *Remote Sensing*, v. 12, n. 9, p. 1413, 30 abr. 2020.
- BERGMANN, J. C. et al. Biodiesel Production in Brazil and Alternative Biomass Feedstocks. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 21, p. 411–420, maio 2013.
- BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Is Bird Incidence in Atlantic Forest Fragments Influenced by Landscape Patterns at Multiple Scales? *Landscape Ecology*, v. 24, n. 7, p. 907–918, ago. 2009.
- BRANCALION, P. H. S. et al. A Critical Analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): Updates and Ongoing Initiatives. *Natureza & Conservação*, v. 14, p. 1–15, abr. 2016.
- BRASIL. Decreto nº 7.747, de 05 de junho de 2012. Institui a Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas - PNGATI. Diário Oficial da União, Brasília, 5 de junho de 2012. Seção 1, p. 1. *Brasília: Imprensa Nacional*, 2012. ISSN 1677-7042.
- BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC. Diário Oficial da União, Brasília, 18 de julho de 2000. Seção 1, p. 1. *Brasília: Imprensa Nacional*, 2000. ISSN 1677-7042.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Histórico de perdas na agricultura brasileira: 2000-2021 / Secretaria de Política Agrícola. 1ª ed. – Brasília: MAPA/AECS, 2022.
- CARVALHO, W. D. et al. Deforestation Control in the Brazilian Amazon: A Conservation Struggle Being Lost as Agreements and Regulations Are Subverted and Bypassed. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 17, n. 3, p. 122–130, jul. 2019.
- CHERUBIN, M. R. et al. Land Use and Management Effects on Sustainable Sugarcane-Derived Bioenergy. *Land*, v. 10, n. 1, p. 72, 15 jan. 2021.
- CUBA, N. Research Note: Sankey Diagrams for Visualizing Land Cover Dynamics. *Landscape and Urban Planning*, v. 139, p. 163–167, jul. 2015.
- DA SILVA, R. F. B. et al. Slow-down of Deforestation Following a Brazilian Forest Policy Was Less Effective on Private Lands than in All Conservation Areas. *Communications Earth & Environment*, v. 4, n. 1, p. 111, 11 abr. 2023.

DALE, MARK RT.; FORTIN. Marie-Josée. Spatial analysis: a guide for ecologists. *Cambridge University Press*. 2014.

DANTAS, M. et al. Caracterização da Chuva de Sementes em Áreas de Preservação Permanente no Município de Sidrolândia, MS. v. 13, n. 2, 2018.

DE ALMEIDA PEREIRA, G. H. et al. Multitemporal Analysis of Sar Images for Detection of Flooded Areas in Pantanal. *Raega - O Espaço Geográfico em Análise*, v. 46, n. 3, p. 88, 28 ago. 2019.

DE SOUZA, S. S. G. et al. Análise da dinâmica do uso e cobertura da terra do Município de Moju-PA, utilizando Google Earth Engine. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 13, n. 5, p. 2332–2339, 12 out. 2020.

DIAS-FILHO, M. B. Uso de Pastagens para a Produção de Bovinos de Corte no Brasil: Passado, Presente e Futuro. [S. l.], 2016. Disponível em: <https://www.embrapa.br/amazonia-oriental/publicacoes>.

EMBRAPA. Plano Nacional de Agroenergia: 2006-2011. 2. ed. rev ed. Brasília: *Embrapa Informação Tecnológica*, 2006.

EMBRAPA. Visão 2030: o futuro da agricultura brasileira. – Brasília, DF: *Embrapa*, p. 2012. 2018.

EXAVIER, R.; ZEILHOFER, P. OpenLand: Software for Quantitative Analysis and Visualization of Land Use and Cover Change. *The R Journal*, v. 12, n. 2, p. 359, 2020.

FAHRIG, L. Rethinking Patch Size and Isolation Effects: The Habitat Amount Hypothesis. *Journal of Biogeography*, v. 40, n. 9, p. 1649–1663, set. 2013.

FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 48, n. 1, p. 1–23, 2 nov. 2017.

FAHRIG, L. et al. Is Habitat Fragmentation Bad for Biodiversity? *Biological Conservation*, v. 230, p. 179–186, fev. 2019.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape Modification and Habitat Fragmentation: A Synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, v. 16, n. 3, p. 265–280, maio 2007.

FORMAN, R. T. T. Some General Principles of Landscape and Regional Ecology. *Landscape Ecology*, v. 10, n. 3, p. 133–142, jun. 1995.

FRÓES, C. Q. et al. Chuva de sementes como indicador ambiental de áreas em processo de restauração ecológica do Mato Grosso do Sul. *Ciência Florestal*, v. 30, n. 4, p. 1032–1047, 1 dez. 2020.

FURTADO, L. G. et al. Transformações do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Murucupi, Barcarena, Pará. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 13, n. 5, p. 2340–2354, 13 out. 2020.

HESSELBARTH, M. H. K. et al. Landscapemetrics: An Open-source R Tool to Calculate Landscape Metrics. *Ecography*, v. 42, n. 10, p. 1648–1657, out. 2019.

HUANG, W. et al. Impacts of Land Use and Land Cover on Water Quality at Multiple Buffer-Zone Scales in a Lakeside City. *Water*, v. 12, n. 1, p. 47, 20 dez. 2019.

IBGE (ed.). Biomas e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250 000. Rio de Janeiro: IBGE, 2019.

IMASUL. Relatório anual de gestão de recursos hídricos. Campo Grande – MS, IMASUL, 2022. Disponível em: <<https://www.imasul.ms.gov.br/recursos-hidricos/>>.

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.)]. Geneva, Switzerland: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 25 jul. 2023. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>>. Acesso em: 14 mar. 2024.

^aKASSAMBARA, A. rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests. *R package version 0.7.2*, 2023. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=rstatix>.

^bKASSAMBARA, A. _ggpubr: 'ggplot2' Based Publication Ready Plots. *R package version 0.6.0*, 2023. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=ggpubr>.

KRAESKI, A. et al. Land Use Changes in the Teles Pires River Basin's Amazon and Cerrado Biomes, Brazil, 1986–2020. *Sustainability*, v. 15, n. 5, p. 4611, 4 mar. 2023.

LAPOLA, D. M. et al. Pervasive Transition of the Brazilian Land-Use System. *Nature Climate Change*, v. 4, n. 1, p. 27–35, jan. 2014.

LAURANCE, W. F. et al. An Amazonian Rainforest and Its Fragments as a Laboratory of Global Change. *Biological Reviews*, v. 93, n. 1, p. 223–247, fev. 2018.

LEAL FILHO, W. et al. (ed.). Climate Action. Cham: Springer International Publishing, 2020.

LIMA, M. et al. Sugarcane: Brazilian Public Policies Threaten the Amazon and Pantanal Biomes. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 18, n. 3, p. 210–212, jul. 2020.

MAPBIOMAS. Visão Geral Da Metodologia. Disponível em: <https://mapbiomas.org/visao-geral-da-metodologia>. Acesso em: 31 jul. 2023.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. The gradient concept of landscape structure. Em: WIENS, J. A.; MOSS, M. R. (Ed.). *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. 1. ed. [s.l.] Cambridge University Press, 2005. p. 112–119.

MCGARIGAL, K.; MCCOMB, W. C. Relationships Between Landscape Structure and Breeding Birds in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs*, v. 65, n. 3, p. 235–260, ago. 1995.

MCGARIGAL, K.; TAGIL, S.; CUSHMAN, S. A. Surface Metrics: An Alternative to Patch Metrics for the Quantification of Landscape Structure. *Landscape Ecology*, v. 24, n. 3, p. 433–450, mar. 2009.

MICALPINE, C. A. et al. Increasing World Consumption of Beef as a Driver of Regional and Global Change: A Call for Policy Action Based on Evidence from Queensland (Australia), Colombia and Brazil. *Global Environmental Change*, v. 19, n. 1, p. 21–33, fev. 2009.

MONTIBELLER, B. et al. Increasing Fragmentation of Forest Cover in Brazil's Legal Amazon from 2001 to 2017. *Scientific Reports*, v. 10, n. 1, p. 5803, 2 abr. 2020.

- NETO, A. T.; DE COSTA TRINDADE AMORIM, M. C. Spatiotemporal Evaluation of Social Vulnerability in Urban Spaces in Brazil: A Proposal Considering the City of Cuiabá, MT, Brazil. *Raega - O Espaço Geográfico em Análise*, v. 53, p. 139, 6 dez. 2021.
- OLIVEIRA, H. S. et al. Fragment Size and the Disassembling of Local Bird Communities in the Atlantic Forest: A Taxonomic and Functional Approach. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 18, n. 4, p. 304–312, out. 2020.
- PFEIFER, M. et al. Creation of Forest Edges Has a Global Impact on Forest Vertebrates. *Nature*, v. 551, n. 7679, p. 187–191, nov. 2017.
- PEREIRA, B. A. Da. S.; VENTUROLI, F.; CARVALHO, F. A. Seasonal forests in the Brazilian savannah: an overview. *Pesquisa Agropecu. Trop.*, Minas Gerais, v. 43, n. 3, p. 1- 10, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.5216/pat.v41i3.12666>.
- PEREIRA DA SILVA, L. A. et al. Drivers of Degradation of Pastures in the Cerrado North of Minas Gerais - BR. *RAEGA - O Espaço Geográfico em Análise*, v. 57, p. 66, 12 set. 2023.
- PÜTTKER, T. et al. Indirect Effects of Habitat Loss via Habitat Fragmentation: A Cross-Taxa Analysis of Forest-Dependent Species. *Biological Conservation*, v. 241, p. 108368, jan. 2020.
- R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.2023.
- RIVAS, C. A.; GUERRERO-CASADO, J.; NAVARRO-CERRILLO, R. M. A New Combined Index to Assess the Fragmentation Status of a Forest Patch Based on Its Size, Shape Complexity, and Isolation. *Diversity*, v. 14, n. 11, p. 896, 22 out. 2022.
- ROGAN, J. E.; LACHER, T. E. Impacts of Habitat Loss and Fragmentation on Terrestrial Biodiversity. Em: *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. [s.l.] Elsevier, 2018. p. B9780124095489110000.
- SANTOS, H. G. dos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 5ª edição revista e ampliada. Brasília, DF: *Embrapa*, 2018.
- SILVA JUNIOR, C. H. L. et al. Benchmark Maps of 33 Years of Secondary Forest Age for Brazil. *Scientific Data*, v. 7, n. 1, p. 269, 14 ago. 2020.
- SONG, X.-P. et al. Massive Soybean Expansion in South America since 2000 and Implications for Conservation. *Nature Sustainability*, v. 4, n. 9, p. 784–792, 7 jun. 2021.
- TAVARES SILVA, M. et al. Time Series Analysis of Land Use and Occupation in Permanent Preservation Areas of the Paraíba River Basin. *RAEGA - O Espaço Geográfico em Análise*, v. 58, p. 20, 23 dez. 2023.
- ZHANG, Z. et al. Impacts of Land Use at Multiple Buffer Scales on Seasonal Water Quality in a Reticular River Network Area. *PLOS ONE*, v. 16, n. 1, p. e0244606, 6 jan. 2021.
- ZUCKERBERG, B. et al. A Review of Overlapping Landscapes: Pseudoreplication or a Red Herring in Landscape Ecology? *Current Landscape Ecology Reports*, v. 5, n. 4, p. 140–148, dez. 2020.

WILLIAMS, N. M.; HEMBERGER, J. Climate, Pesticides, and Landcover Drive Declines of the Western Bumble Bee. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 120, n. 7, p. e2221692120, 14 fev. 2023.

Normas da revista:

Normas da revista RA'E GA - O Espaço Geográfico em Análise:
<https://github.com/revistaraega/templates/blob/main/template.docx>