



ANGIE MARCELA RENGIFO RIOS

**EFEITOS DA REDUÇÃO DA SUPERFÍCIE DE ÁGUA SOBRE
A DIVERSIDADE TAXONÔMICA, FILOGENÉTICA E
FUNCIONAL DE ANUROS EM TRÊS LOCALIDADES DE
CERRADO**

LAVRAS - MG

2026

ANGIE MARCELA RENGIFO RIOS

**EFEITOS DA REDUÇÃO DA SUPERFÍCIE DE ÁGUA SOBRE A DIVERSIDADE
TAXONÔMICA, FILOGENÉTICA E FUNCIONAL DE ANUROS EM TRÊS
LOCALIDADES DE CERRADO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Prof. Dr. Reuber Albuquerque Brandão

LAVRAS-MG

2026

**Ficha Catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração
de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com
dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Rengifo Rios, Angie Marcela.

Efeitos da redução da superfície de água sobre a diversidade taxonômica,
filogenética e funcional de anuros em três localidades de Cerrado / Angie Marcela
Rengifo Rios. - 2026.

62 p. : il.

Orientador: Reuber Albuquerque Brandão

Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2026.
Bibliografia.

1. Cerrado. 2. Anuros. 3. Perda hídrica. 4. Diversidade. 5. Filtros ambientais. I.
Brandão, Reuber Albuquerque. II. Universidade Federal de Lavras. III. Título.

ANGIE MARCELA RENGIFO RIOS

**EFEITOS DA REDUÇÃO DA SUPERFÍCIE DE ÁGUA SOBRE A DIVERSIDADE
TAXONÔMICA, FILOGENÉTICA E FUNCIONAL DE ANUROS EM TRÊS
LOCALIDADES DE CERRADO**

**EFFECTS OF WATER SURFACE REDUCTION ON THE TAXONOMIC,
PHYLOGENETIC, AND FUNCTIONAL DIVERSITY OF ANURANS IN THREE
CERRADO LOCATIONS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentados e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 27 de fevereiro de 2026.

Dr. Marcelo Passamani UFLA

Dr. Werther Ramalho IF Goiano

Orientador

Prof. Dr. Reuber Albuquerque Brandão

LAVRAS-MG

2026

À minha mãe, Sulma, que sempre é o motor da minha vida. É ela quem impulsiona minhas “doideiras” de viajar, conhecer o mundo e viver intensamente. Mesmo sem perceber, tudo o que faz por nossa família se manifesta em ações, cuidado e amor constantes. Aos meus irmãos, Gabriel e Juan, pelo apoio total e incondicional. Ao meu avô Gerardo, à minha avó Inés e à minha tia Patricia, que são pilares fundamentais da minha vida. Aos meus anjos, Didier, Magola e Herney, que sempre estão ali para guiar o meu caminho.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, pelo acolhimento de uma estrangeira colombiana que, um dia, sonhou em realizar seu mestrado no Brasil.

Ao Programa de Cooperação Internacional de Universidades Brasileiras – Mobilidade Internacional (GCUB-Mob), por tornar esse sonho realidade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), código de financiamento 001, pelo apoio e concessão da bolsa de estudos, fundamental para a realização deste trabalho.

Ao Departamento de Ecologia Aplicada, agradeço pelo apoio concedido por meio das diárias de campo e pelo acolhimento ao longo da minha trajetória. Professores e alunos se destacam por cultivar um ambiente unido e colaborativo, promovendo não apenas eventos acadêmicos de alta qualidade, mas também momentos de confraternização que fortalecem os laços entre todos. Agradeço especialmente a Luane, Gabi, Natasha, Dara, Sérgio, Priscila e Rafaela, pessoas muito especiais que tornaram minha estadia mais leve.

Às Fazendas Trijunção, pelo apoio durante a realização da pesquisa

Ao meu orientador, Reuber Brandão, que foi muito mais do que um orientador: foi colega e amigo. Sempre esteve disposto a ajudar em qualquer situação e, como estrangeira, esse cuidado e atenção fizeram toda a diferença. Agradeço imensamente pelo acolhimento, pela confiança, pelos ensinamentos, pelas conversas aleatórias em português e espanhol, pelas rodadas de kombi e por me tornar parte da família LAFUC.

Ao Laboratório de Fauna e Unidades de Conservação e a todos os seus integrantes, que sempre estiveram dispostos a me ajudar não apenas academicamente, mas também pessoalmente. Agradeço especialmente a Luis Lima, sempre disponível para refletir sobre meu trabalho, cuja ajuda foi essencial; a Fernanda Pasaglia, pelo apoio acadêmico e por ter sempre um sorriso e uma palavra acolhedora; a Pedro Paulo (Pepa), por estar sempre pronto para escutar, ajudar e compartilhar dados e curiosidades; a Isa Parreira, pelo apoio às minhas ideias de fazer as coisas de forma diferente; a Afonso, pelo acolhimento e pela companhia no laboratório; à Muri, que conheci há pouco tempo, mas que se tornou uma amiga para a vida; à Bela, Feijão, Ceci e Giovanna, por serem pessoas amáveis e divertidas, que sempre tinham algo a ensinar; e a todos que, de alguma forma, estiveram presentes; muito obrigada por me ensinarem tanto sobre os

anuros e por me contagiarem com essa paixão pelo trabalho de campo e pela herpetologia no Cerrado — vocês são top demais.

À Tarcillã e à consultoria ambiental JUMA, pela colaboração com a toma de imagens por drone e pela amizade.

Aos colombianos que conheci em Lavras, que foram um suporte essencial durante minha trajetória, em especial ao meu grande amigo Arnol, muito obrigada por chegar e não fugir; a Pablo por me ajudar nos meus primeiros passos do mestrado, a Leidy, Samy, Dani, Jherson, Liliana, Felipe, a família que escolhi — vocês foram um apoio gigantesco.

Às minhas amigas brasileiras, Taynara, Bruna e Leti, que levo no coração; às colombianas em Brasília, Estefa, Natalia, Viviana e Clara; à peruana Ruth; e às minhas argentinas preferidas, Shanny e Flor.

Por fim, agradeço a todos que, em algum momento, fizeram parte do meu processo formativo, tanto acadêmico quanto pessoal. Fiquei apaixonada pelo Brasil — um país maravilhoso, que me presenteou com experiências, aventuras, histórias e amigos para a vida toda.

“A água e a biodiversidade que já perdemos são prejuízos coletivos irreparáveis. Proteger a água e restaurar ecossistemas no Cerrado é essencial para garantir futuro à biodiversidade — e também à sociedade.”

Fonte: Adaptado de Brandão, 2025

RESUMO

A redução da disponibilidade hídrica superficial, intensificada pela expansão agrícola irrigada e pelas mudanças climáticas, representa uma ameaça crescente às comunidades aquáticas e semi-aquáticas do Cerrado, um bioma altamente diverso e vulnerável. Neste estudo, avaliamos os efeitos de longo prazo da perda de ambientes aquáticos sobre a diversidade taxonômica, funcional e filogenética de anuros em três poças de reprodução localizadas na bacia do rio Formoso, oeste da Bahia, integrando dados históricos (1999–2019) e contemporâneos (2025). A composição de espécies foi obtida por meio de buscas ativas padronizadas e gravações acústicas automatizadas, enquanto variáveis ambientais foram quantificadas a partir de séries climáticas, imagens de satélite e aerolevantamentos com drone, permitindo estimar mudanças na precipitação, temperatura, superfície de água e grau de antropização ao longo do tempo. A diversidade funcional foi calculada com base em Rao's Q e FDis, a diversidade filogenética por meio de métricas de PD, SES.PD e distâncias UniFrac, e a estrutura multivariada das comunidades foi analisada por NMDS, PERMANOVA e dbRDA, incorporando modelos lineares mistos para avaliar tendências temporais. Ao longo do período de estudo, foram registradas 26 espécies de anuros, das quais apenas 3 persistiram nos anos mais recentes, evidenciando um declínio temporal significativo da riqueza de espécies. A beta diversidade taxonômica temporal foi elevada e dominada por turnover, indicando substituição de espécies ao longo do tempo, enquanto a beta diversidade filogenética foi majoritariamente explicada por *nestedness*, sugerindo empobrecimento progressivo de linhagens evolutivas. A diversidade funcional (RaoQ e FDis) e a diversidade filogenética apresentaram reduções temporais consistentes e altamente significativas, com valores recentes de SES.PD indicando perdas maiores do que o esperado ao acaso. A composição funcional, embora apresente redução na magnitude da diversidade, mostrou baixa reorganização multivariada, indicando filtragem ambiental sem substituição funcional marcada. As análises de dbRDA revelaram que a composição taxonômica e filogenética das comunidades foi fortemente associada ao aumento da antropização e à redução da superfície de água, enquanto a precipitação perdeu efeito independente quando considerada conjuntamente. Em conjunto, os resultados demonstram que a perda hídrica e a intensificação do uso da terra atuam como filtros ambientais persistentes, promovendo empobrecimento taxonômico, funcional e filogenético das comunidades de anuros, com implicações diretas para a estabilidade ecológica e a conservação da biodiversidade em paisagens agrícolas do Cerrado.

Palavras-chave: Perda hídrica; Cerrado; diversidade; anuros; filtros ambientais.

ABSTRACT

The reduction of surface water availability, intensified by irrigated agricultural expansion and climate change, represents an increasing threat to aquatic and semi-aquatic communities in the Cerrado, a highly diverse and vulnerable biome. In this study, we evaluated the long-term effects of the loss of aquatic habitats on the taxonomic, functional, and phylogenetic diversity of anuran communities across three breeding ponds located in the Formoso River basin, western Bahia, Brazil, integrating historical (1999–2019) and contemporary (2024–2025) data. Species composition was assessed through standardized visual encounter surveys and automated acoustic recordings, while environmental variables were quantified using climate time series, satellite imagery, and drone-based aerial surveys, allowing the estimation of changes in precipitation, temperature, surface water area, and land-use anthropization over time. Functional diversity was calculated using Rao's Q and functional dispersion (FDis), phylogenetic diversity was assessed through PD, SES.PD, and UniFrac-based distances, and multivariate community structure was analyzed using NMDS, PERMANOVA, and distance-based redundancy analysis (dbRDA), combined with linear mixed-effects models to evaluate temporal trends. Over the study period, 26 anuran species were recorded, of which only 3 persisted in recent years, revealing a significant temporal decline in species richness. Temporal taxonomic beta diversity was consistently high and dominated by species turnover, indicating marked compositional reorganization through time, whereas phylogenetic beta diversity was primarily driven by nestedness, suggesting a progressive loss of evolutionary lineages rather than their replacement. Functional diversity (RaoQ and FDis) and phylogenetic diversity exhibited strong and significant temporal declines, with recent years showing SES.PD values lower than expected under null models, indicating non-random phylogenetic loss. In contrast, multivariate functional composition showed limited temporal reorganization, suggesting environmental filtering without pronounced functional replacement. dbRDA results demonstrated that both taxonomic and phylogenetic community composition were strongly associated with increasing land-use anthropization and reductions in surface water availability, while precipitation lost independent explanatory power when considered jointly with other predictors. Collectively, our findings indicate that long-term water loss and agricultural intensification act as persistent environmental filters, driving taxonomic, functional, and phylogenetic impoverishment of anuran communities, with direct implications for ecological stability and biodiversity conservation in agricultural landscapes of the Cerrado.

Keywords: Water loss; Cerrado; diversity; anura; environmental filters.

INDICADORES DE IMPACTO

Os resultados deste estudo geram impactos científicos, sociais, ambientais, tecnológicos e territoriais, com efeitos diretos e potenciais na gestão de recursos hídricos, a conservação da biodiversidade e o planejamento ambiental em paisagens agrícolas do Cerrado brasileiro. O território diretamente impactado corresponde à bacia do rio Formoso, no oeste da Bahia, uma região estratégica para a produção agrícola nacional e simultaneamente reconhecida por sua elevada biodiversidade e vulnerabilidade hídrica. Os grupos populacionais beneficiados incluem gestores ambientais, órgãos licenciadores, produtores rurais, consultorias ambientais, pesquisadores, estudantes e comunidades locais dependentes dos recursos hídricos superficiais.

Do ponto de vista ambiental, o estudo quantifica de forma robusta a perda de diversidade taxonômica, funcional e filogenética de anuros associada à redução da superfície de água e à intensificação da antropização, fornecendo indicadores sensíveis de degradação ecológica aplicáveis ao monitoramento ambiental. Esses resultados têm impacto direto sobre práticas de avaliação de impacto ambiental (AIA), subsidiando diagnósticos mais precisos em processos de licenciamento, especialmente em áreas sob expansão de agricultura irrigada. Em termos tecnológicos, o uso integrado de imagens de satélite, aerolevanteamento com drones e modelos estatísticos avançados (GLMM, PERMANOVA, dbRDA) representa um avanço metodológico replicável em outros territórios do Cerrado e biomas sazonais.

O trabalho apresenta também caráter extensionista, uma vez que envolveu a colaboração com consultorias ambientais e propriedades rurais, além de gerar produtos técnicos (mapas, indicadores e modelos) passíveis de uso por instituições externas à universidade. Houve participação direta de docentes e estudantes de pós-graduação, com impacto formativo na capacitação em ecologia aplicada, estatística ambiental e conservação da biodiversidade.

Os impactos do estudo enquadram-se prioritariamente nas áreas temáticas da Política Nacional de Extensão: Meio Ambiente (5), Tecnologia e Produção (7) e Educação (4), ao integrar produção científica, inovação metodológica e formação acadêmica. Em termos de alinhamento internacional, os resultados contribuem diretamente para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, em especial: ODS 6 (Água potável e saneamento), ODS 13 (Ação contra a mudança global do clima) e ODS 15 (Vida terrestre), ao evidenciar como a gestão inadequada da água e do uso do solo compromete a biodiversidade e a resiliência dos ecossistemas. Assim, o estudo oferece bases científicas sólidas para políticas públicas e

estratégias de manejo que conciliem produção agrícola e conservação ambiental em paisagens do Cerrado.

IMPACT INDICATORS

The results of this study generate scientific, social, environmental, technological, and territorial impacts, with direct and potential effects on water resource management, biodiversity conservation, and environmental planning in agricultural landscapes of the Brazilian Cerrado. The territory directly impacted corresponds to the Formoso River basin, located in western Bahia, a region that is strategic for national agricultural production and simultaneously recognized for its high biodiversity and pronounced hydrological vulnerability. The populations and stakeholder groups potentially benefited include environmental managers, licensing authorities, rural landowners, environmental consulting firms, researchers, students, and local communities that depend on surface water resources.

From an environmental perspective, the study robustly quantifies losses in taxonomic, functional, and phylogenetic diversity of anuran communities associated with the reduction of surface water availability and increasing anthropogenic land use. These results provide sensitive ecological indicators of environmental degradation, which can be directly applied to environmental monitoring and impact assessment. The findings offer concrete support for environmental impact assessments (EIA) and licensing processes, particularly in regions undergoing rapid expansion of irrigated agriculture. From a technological standpoint, the integrated use of satellite imagery, drone-based aerial surveys, and advanced statistical modeling (GLMM, PERMANOVA, dbRDA) represents a methodological advancement that is transferable to other Cerrado regions and seasonally dry biomes.

The study also has a clear extension-oriented component, as it involved collaboration with environmental consulting companies and private landowners, and generated technical outputs (e.g., maps, indicators, and statistical models) that are directly applicable by institutions external to the university. The project included the active participation of faculty members and graduate students, contributing to academic training in applied ecology, environmental statistics, and biodiversity conservation.

The impacts of this research are primarily aligned with the thematic areas of the Brazilian National Extension Policy, particularly Environment (5), Technology and Production (7), and Education (4), by integrating scientific research, methodological innovation, and human resource training. At the international level, the study contributes directly to several United

Nations Sustainable Development Goals (SDGs), especially SDG 6 (Clean Water and Sanitation), SDG 13 (Climate Action), and SDG 15 (Life on Land), by demonstrating how inadequate water and land-use management undermine biodiversity and ecosystem resilience. Overall, this research provides a strong scientific basis for public policies and management strategies aimed at reconciling agricultural production with biodiversity conservation in Cerrado landscapes.

SUMÁRIO

1. PARTE I INTRODUÇÃO GERAL	16
1.1. REFERÊNCIAS	18
2. PARTE II ARTIGO	20
2.1. INTRODUÇÃO.....	23
2.2. MATERIAIS E MÉTODOS	25
2.2.1. Área de estudo.....	25
2.2.2. Dados históricos de anuros	27
2.2.3. Amostragem de anuros	27
2.2.4. Monitoramento acústico	27
2.2.5. Traços funcionais	28
2.2.6. Variáveis ambientais	29
2.2.7. Análises de dados	29
2.3. RESULTADOS	31
2.3.1. Composição de espécies e detecção	31
2.3.2. Declínio multidimensional da biodiversidade ao longo do tempo.....	33
2.3.3. Reestruturação das comunidades ao longo do tempo.....	36
2.3.4. Gradientes ambientais e reorganização das assembleias	42
2.4. DISCUSSÃO.....	47
2.4.1. Reestruturação das assembleias e limitação da reprodução em ambientes hidricamente degradados.....	47
2.4.2. Empobrecimento taxonômico como processo regional e direcional	48
2.4.3. Alta beta diversidade temporal impulsionada por turnover taxonômico	49
2.4.4. Mudança direcional na composição: evidência de filtros ambientais persistentes.....	49
2.4.5. Erosão funcional sem substituição de estratégias ecológicas	50
2.4.6. Perda filogenética não aleatória e colapso de linhagens	51
2.4.7. Antropização e água superficial como eixos estruturadores da diversidade evolutiva	51
2.4.8. Implicações para conservação e síntese integrativa.....	52

2.5.	CONCLUSÕES	53
2.5.1.	Agradecimentos.....	53
2.6.	Referências	53
3.	PARTE 3 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	60
3.1.	DIVULGAÇÃO CIENTÍFICA.....	61

1. PARTE I INTRODUÇÃO GERAL

As mudanças climáticas e a intensificação do uso da terra têm provocado alterações profundas nos regimes hidrológicos em escala global, resultando na redução da disponibilidade de água superficial e na maior frequência de eventos de seca (Salimi; Scholz, 2021). Em ecossistemas sazonais, essas mudanças são particularmente críticas, pois a dinâmica ecológica depende fortemente da previsibilidade do regime hídrico (Hof et al., 2011; Lawler et al., 2010). Consequentemente, a redução do hidroperíodo, definido como a duração e a permanência da água em um habitat ao longo do tempo, e a instabilidade na disponibilidade de água comprometem a viabilidade de habitats aquáticos, afetando diretamente organismos com ciclos de vida dependentes da água, como os anfíbios (Amburgey et al., 2012; Dalpasso et al., 2023).

Regiões tropicais com alta biodiversidade e elevadas taxas de conversão do uso do solo são especialmente vulneráveis a essas transformações (Socolar et al., 2025). O Cerrado brasileiro, reconhecido como um hotspot global de biodiversidade (Myers et al., 2000), apresenta forte sazonalidade climática, com estação chuvosa nos meses de outubro até março e uma estação seca prolongada desde abril até setembro (Alvares et al., 2013), resultando em variações marcantes na disponibilidade de água superficial ao longo do ano, uma característica que influencia diretamente a estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos e terrestres no bioma (Ferreira et al., 2025). Nas últimas décadas, a expansão da agricultura irrigada, muitas vezes apoiada por tecnologia intensiva de irrigação como pivôs centrais, e a intensificação da ocupação territorial têm promovido a fragmentação de habitats aquáticos e a redução da superfície de água, alterando padrões hidrológicos naturais e aumentando a pressão sobre os recursos de água doce em regiões já estressadas por escassez hídrica (Mehta et al., 2024; Sano et al., 2024) .

Entre os grupos mais sensíveis a essas mudanças estão os anuros, anfíbios da ordem Anura, caracterizados por ciclo de vida bifásico, cuja reprodução, desenvolvimento larval e sucesso de recrutamento dependem da disponibilidade de corpos d'água, especialmente em ambientes temporários (Puig-Gironès et al., 2024). Alterações na superfície de água podem limitar oportunidades reprodutivas, aumentar a mortalidade larval e modificar a composição das comunidades, resultando em mudanças estruturais e funcionais nos ecossistemas (Hof et al., 2011; Ribeiro et al., 2017).

Historicamente, estudos sobre os impactos ambientais na biodiversidade têm priorizado a dimensão taxonômica, utilizando principalmente métricas de riqueza e composição de espécies (Costa-Campos; Xavier Freire, 2019; Puig-Gironès et al., 2024). Embora informativas, essas abordagens tratam as espécies como unidades equivalentes, desconsiderando que diferentes linhagens possuem histórias evolutivas distintas e desempenham papéis ecológicos variados (Cadotte et al., 2010; Mouillot et al., 2013).

Nesse contexto, a diversidade taxonômica refere-se ao número de espécies (riqueza) e à sua composição em uma comunidade, fornecendo uma medida básica da variação biológica. Em contraste, a diversidade filogenética (DFi) incorpora a história evolutiva das espécies, sendo quantificada com base no comprimento dos ramos de uma árvore filogenética, o que permite avaliar a representatividade evolutiva das comunidades e reconhecer que a perda de espécies filogeneticamente distintas implica maior perda de informação evolutiva (Faith, 1992; Redding; Mooers, 2006). De forma complementar, a diversidade funcional (DFu) descreve a variação nos atributos ecológicos das espécies — como traços morfológicos, comportamentais e reprodutivos — e sua relação com o funcionamento dos ecossistemas, fornecendo insights sobre como mudanças na composição das comunidades afetam processos ecológicos (Tilman, 2001).

A incorporação de múltiplas dimensões da biodiversidade, taxonômica, filogenética e funcional, permite uma compreensão mais abrangente das respostas das comunidades às mudanças ambientais (Barros et al., 2024; Ribeiro et al., 2017).

Este estudo tem como objetivo geral avaliar os efeitos da redução da superfície de água sobre a diversidade taxonômica, filogenética e funcional de anuros em áreas abertas do Cerrado brasileiro. Especificamente, busca-se: (1) estimar a mudança temporal na quantidade de água superficial, uso do solo e variáveis climáticas em três pontos de amostragem ao longo da bacia do rio Formoso; (2) comparar, ao longo do tempo, as diferenças nas múltiplas dimensões da diversidade das comunidades; e (3) avaliar como a variação temporal na superfície de água, uso do solo e o clima influencia a estrutura taxonômica, filogenética e funcional dos anuros.

Metodologicamente, o estudo integra análises temporais da disponibilidade hídrica, do uso do solo e das variáveis climáticas com métricas multidimensionais de biodiversidade, possibilitando avaliar não apenas a perda de espécies, mas também a erosão da história evolutiva e do espectro de estratégias funcionais que estruturam as comunidades.

A presente dissertação está organizada em três partes inter-relacionadas. A primeira parte apresenta esta Introdução Geral, contextualizando o problema de pesquisa, os fundamentos teóricos e os objetivos do estudo. A segunda parte corresponde ao manuscrito científico, ainda não formatado para uma revista específica, no qual são detalhados os procedimentos metodológicos, as análises realizadas e os principais resultados obtidos. A terceira parte reúne as considerações finais, discutindo as implicações ecológicas e conservacionistas dos achados, bem como uma estratégia de divulgação científica desenvolvida para ampliar o alcance social da pesquisa.

Dessa forma, esta obra articula produção científica, reflexão teórica e comunicação pública do conhecimento, buscando contribuir tanto para o avanço da Ecologia de Comunidades quanto para o debate aplicado sobre conservação de ambientes aquáticos temporários em paisagens agrícolas tropicais.

1.1. REFERÊNCIAS

AMBURGEY, Staci *et al.* Effects of Hydroperiod Duration on Survival, Developmental Rate, and Size at Metamorphosis in Boreal Chorus Frog Tadpoles (*Pseudacris maculata*). **Herpetologica**, v. 68, n. 4, p. 456–467, dez. 2012.

BARROS, Rafael Assis *et al.* Taxonomic, functional, and phylogenetic diversity of anuran assemblages across habitats and seasons in a Neotropical savanna. **Biotropica**, p. 1–14, 19 set. 2024.

CADOTTE, Marc W. *et al.* Phylogenetic diversity metrics for ecological communities: integrating species richness, abundance and evolutionary history. **Ecology Letters**, v. 13, n. 1, p. 96–105, 21 jan. 2010.

COSTA-CAMPOS, Carlos Eduardo; XAVIER FREIRE, Eliza Maria. Richness and composition of anuran assemblages from an Amazonian savanna. **ZooKeys**, v. 843, p. 149–169, 9 maio 2019.

DALPASSO, Andrea *et al.* Effects of temperature and precipitation changes on shifts in breeding phenology of an endangered toad. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 14573, 4 set. 2023.

FERREIRA, Pedro Henrique Santos *et al.* Climatic seasonality of the Cerrado and aquatic insect communities: a systematic review with meta-analysis. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 197, n. 4, p. 358, 6 mar. 2025.

HOF, Christian *et al.* Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. **Nature**, v. 480, n. 7378, p. 516–519, 16 dez. 2011.

LAWLER, Joshua J. *et al.* Projected Climate Impacts for the Amphibians of the Western Hemisphere. **Conservation Biology**, v. 24, n. 1, p. 38–50, 15 fev. 2010.

MEHTA, Piyush *et al.* Half of twenty-first century global irrigation expansion has been in water-stressed regions. **Nature Water**, v. 2, n. 3, p. 254–261, 8 mar. 2024.

MOUILLOT, David *et al.* A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 3, p. 167–177, mar. 2013.

MYERS, Norman *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, fev. 2000.

PUIG-GIRONÈS, Roger *et al.* Water availability and biological interactions shape amphibian abundance and diversity in Mediterranean temporary rivers. **Science of The Total Environment**, v. 953, p. 175917, nov. 2024.

RIBEIRO, Joana *et al.* Landscape and local correlates with anuran taxonomic, functional and phylogenetic diversity in rice crops. **Landscape Ecology**, v. 32, n. 8, p. 1599–1612, 12 ago. 2017.

SALIMI, Shokoufeh; SCHOLZ, Miklas. Impact of future climate scenarios on peatland and constructed wetland water quality: A mesocosm experiment within climate chambers. **Journal of Environmental Management**, v. 289, p. 112459, jul. 2021.

SANO, Edson Eyji *et al.* Spatio-Temporal Dynamics of Center Pivot Irrigation Systems in the Brazilian Tropical Savanna (1985–2020). **Water**, v. 16, n. 13, p. 1897, 2 jul. 2024.

SOCOLAR, Jacob B. *et al.* Tropical biodiversity loss from land-use change is severely underestimated by local-scale assessments. **Nature Ecology & Evolution**, v. 9, n. 9, p. 1643–1655, 22 jul. 2025.



2. PARTE II ARTIGO

INFLUÊNCIA DA PERDA DE ÁGUA SUPERFICIAL NA DIVERSIDADE TAXONOMICA, FILOGENETICA E FUNCIONAL DE ANUROS NO CERRADO BRASILEIRO

INFLUENCE OF SURFACE WATER LOSS ON THE TAXONOMIC, PHYLOGENETIC, AND FUNCTIONAL DIVERSITY OF ANURANS IN THE BRAZILIAN CERRADO¹

Angie Marcela Rengifo Rios

<https://orcid.org/0000-0003-0925-3752>

Reuber Albuquerque Brandão

<https://orcid.org/0000-0003-3940-2544>

Resumo A rápida expansão agrícola e a perda de água superficial estão remodelando a disponibilidade de habitats aquáticos no Cerrado, ameaçando comunidades de anfíbios que dependem de ambientes temporários e permanentes para a reprodução. Avaliamos como reduções de longo prazo na superfície de água, combinadas com o aumento da antropização da paisagem, afetam a diversidade taxonômica, funcional e filogenética de assembleias de anuros em três áreas reprodutivas na bacia do rio Formoso (oeste da Bahia, Brasil). Utilizamos um conjunto de dados únicos que integram levantamentos históricos (1999–2019) e monitoramentos recentes padronizados por censos visuais e gravações acústicas automatizadas (2025), permitindo avaliar mudanças temporais na composição das comunidades sob múltiplas dimensões da biodiversidade. Os fatores ambientais foram caracterizados a partir de séries climáticas, imagens de satélite e mapeamento com drones, estimando tendências de precipitação, temperatura, área de água superficial e expansão agrícola.

Artigo científico apresentado à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e conservação de Recursos Naturais Ecosistemas Fragmentados e Agrossistemas.

A estrutura das comunidades foi analisada por meio de NMDS, PERMANOVA e análises de redundância baseadas em distância, enquanto tendências temporais na riqueza de espécies, diversidade funcional (Rao's Q, FDis) e diversidade filogenética (PD, SES.PD, UniFrac) foram avaliadas com modelos mistos.

A riqueza de espécies apresentou forte declínio ao longo do tempo, com a persistência recente de um conjunto restrito de espécies predominantemente generalistas e escavadoras. A beta diversidade taxonômica foi consistentemente elevada e dominada por substituição de espécies, indicando intensa reorganização temporal das assembleias. Em contraste, a beta diversidade filogenética foi majoritariamente explicada por aninhamento, revelando uma perda não aleatória de linhagens evolutivas. A composição filogenética diminuiu significativamente, enquanto a composição funcional multivariada mostrou-se relativamente estável, sugerindo filtragem ambiental sem reposição funcional. As variações na composição taxonômica e filogenética foram melhor explicadas pelo aumento da antropização e pela redução da área de água superficial, enquanto a precipitação apresentou efeitos independentes limitados quando avaliada em conjunto com variáveis de uso da terra.

Nossos resultados demonstram que a perda contínua de água superficial e a intensificação agrícola atuam como filtros ecológicos persistentes, promovendo o empobrecimento taxonômico, funcional e filogenético de comunidades de anfíbios. Esses achados reforçam a necessidade de manter a disponibilidade de ambientes aquáticos e regular a intensificação do uso da terra como estratégias-chave para a conservação da biodiversidade dependente de água doce em paisagens de savana tropical.

Palavras-chave: Cerrado; anuros; perda hídrica; diversidade; filtros ambientais.

Abstract

Rapid agricultural expansion and the loss of surface water are reshaping the availability of aquatic habitats in the Cerrado, threatening amphibian communities that depend on both temporary and permanent environments for reproduction. We evaluated how long-term reductions in surface water area, combined with increasing landscape anthropization, affect the taxonomic, functional, and phylogenetic diversity of anuran assemblages across three breeding sites in the Formoso River basin (western Bahia, Brazil). We used a unique dataset integrating historical surveys (1999–2019) with recent standardized monitoring based on visual encounter surveys and automated acoustic recordings (2024–2025), allowing the assessment of temporal

changes in community composition across multiple dimensions of biodiversity. Environmental drivers were characterized using climatic time series, satellite imagery, and drone-based mapping to estimate trends in precipitation, temperature, surface water area, and agricultural expansion. Community structure was analyzed using NMDS, PERMANOVA, and distance-based redundancy analyses, while temporal trends in species richness, functional diversity (Rao's Q, FDis), and phylogenetic diversity (PD, SES.PD, UniFrac) were assessed with mixed-effects models.

Species richness showed a pronounced decline over time, with the recent persistence of a restricted set of predominantly generalist and fossorial species. Taxonomic beta diversity remained consistently high and was primarily driven by species turnover, indicating strong temporal reorganization of assemblages. In contrast, phylogenetic beta diversity was largely explained by nestedness, revealing a non-random loss of evolutionary lineages. Phylogenetic composition declined significantly, whereas multivariate functional composition remained relatively stable, suggesting environmental filtering without functional replacement. Variation in taxonomic and phylogenetic composition was best explained by increasing anthropization and reductions in surface water area, while precipitation exhibited limited independent effects when evaluated jointly with land-use variables.

Our findings demonstrate that ongoing surface water loss and agricultural intensification act as persistent ecological filters, promoting taxonomic, functional, and phylogenetic impoverishment of amphibian communities. These results highlight the need to maintain the availability of aquatic habitats and to regulate land-use intensification as key strategies for conserving freshwater-dependent biodiversity in tropical savanna landscapes.

Keywords: Cerrado; anurans; surface water loss; diversity; environmental filters.

2.1. INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas alteram a disponibilidade hídrica global por meio de modificações nos regimes de precipitação e no aumento da evaporação sazonal (Konapala et al., 2020). Os impactos sobre os ecossistemas não decorrem apenas dessas alterações climáticas isoladamente. Mudanças no uso da terra, como expansão agrícola, urbanização e drenagem de áreas úmidas, modificam o balanço hídrico regional, reduzindo o escoamento anual e alterando padrões de evapotranspiração (Sterling; Ducharne; Polcher, 2013).

Em um contexto de estresse hídrico global, regiões tropicais são particularmente vulneráveis devido à combinação entre elevada biodiversidade e rápidas mudanças no uso do solo. Evidências recentes indicam que, nessas regiões, a interação entre variabilidade climática e mudança no uso da terra amplifica a perda de biodiversidade e a instabilidade hidrológica, especialmente em áreas com alta beta-diversidade e endemismo (Schwamback et al., 2025; Socolar et al., 2025).

Nesse cenário regional, a redução da superfície de água tem sido particularmente preocupante no Brasil, o qual perdeu 15,8% da extensão hídrica, com tendência contínua de diminuição desde 2008 até 2021 (Ferreira et al., 2023). Dentro desse contexto nacional, o Cerrado destaca-se como um dos biomas mais vulneráveis às mudanças climáticas (Hofmann et al., 2021). O risco de secas futuras tem se intensificado devido ao aumento da evapotranspiração, redução das precipitações e aumento das temperaturas superficiais, configurando um cenário sem precedentes nos últimos 720 anos (Stríkis et al., 2024). A situação é agravada pela fragmentação de habitats aquáticos decorrente do uso intensivo da terra e da extração excessiva de água subterrânea, alterando a conectividade e os regimes hidrológicos e, consequentemente, reconfigurando a biodiversidade local de água doce (Rolls et al., 2018).

Projeções indicam que, até 2050, a maioria das bacias hidrográficas brasileiras poderá perder até 30% de sua vazão hídrica, com consequências diretas para os ecossistemas aquáticos (Salmona et al., 2023; Spera et al., 2016). Esse quadro é particularmente crítico em regiões como o oeste da Bahia, onde as bacias hidrográficas, apresentam claras tendências de declínio nas vazões dos rios, comprometendo a disponibilidade hídrica superficial, sobretudo durante a estação seca (Silva et al., 2021).

Nesse cenário de crescente instabilidade hidrológica, o Cerrado caracteriza-se por um clima marcadamente sazonal, que torna a disponibilidade de água um fator central na organização

ecológica do bioma. Este abriga elevada diversidade de anuros, incluindo espécies endêmicas que desenvolveram adaptações específicas para persistir sob regimes climáticos sazonais e imprevisíveis (Brandão et al., 2013; Gomes dos Santos et al., 2009; Gomes dos Santos; Rossa-Feres; Casatti, 2007; Pereira et al., 2020; Santoro; Brandão, 2014). Nesse contexto, poças temporárias, permanentes e outros ambientes aquáticos tornam-se fundamentais para a reprodução, deposição de ovos e desenvolvimento larval (Díaz-Paniagua et al., 2024; Silvano; Valdujo; Colli, 2016), funcionando como habitats críticos que estruturam a dinâmica populacional das espécies.

Diante dessa dependência direta da água superficial, os anuros destacam-se como bioindicadores sensíveis às mudanças climáticas e à qualidade ambiental (Beebee; Griffiths, 2005; Simon et al., 2011; Welsh; Ollivier, 1998). Essa vulnerabilidade decorre de características morfológicas e fisiológicas, como a pele altamente permeável, a ectotermia e a dependência simultânea de habitats aquáticos e terrestres ao longo do ciclo de vida (Navas; Gomes; Carvalho, 2008; Ruthsatz et al., 2018). Além de sua sensibilidade ambiental, os anuros desempenham papéis ecológicos essenciais no funcionamento dos ecossistemas, atuando como predadores e presas, contribuindo para a transferência de energia e nutrientes, auxiliando no controle de invertebrados, e culturalmente, são importantes para a educação, pesquisas científicas e apreciação humana (Hocking; Babbitt, 2013; Olson; Pilliod, 2022).

Em cenários futuros de mudanças climáticas, projeta-se a intensificação das pressões sobre ecossistemas aquáticos, com aumento da temperatura e redução do hidroperíodo, alterando regimes hidrológicos e comprometendo a viabilidade de habitats essenciais para os anuros (Dalpasso et al., 2023; Hof et al., 2011; Ribeiro; Colli; Soares, 2020; Salimi; Scholz, 2021; Tasker et al., 2022).

Diante dessas ameaças, estudos voltados à conservação têm historicamente priorizado abordagens taxonômicas (Costa-Campos; Xavier Freire, 2019; Margules; Pressey, 2000). Embora informativas, essas abordagens tratam as espécies como unidades equivalentes e podem não capturar diferenças na contribuição funcional ou evolutiva das espécies aos ecossistemas (Cadotte et al., 2010; Mouillot et al., 2013).

Nesse contexto, abordagens que incorporam múltiplas dimensões da biodiversidade têm sido cada vez mais recomendadas, incluindo componentes taxonômicos, filogenéticos e funcionais (Barbosa Fontana; Both; Hartz, 2023; Barros et al., 2024; Campbell Grant et al., 2023; Ouchi-Melo et al., 2018; Ribeiro et al., 2017). Essas perspectivas permitem avaliar não apenas quantas

espécies estão presentes, mas também quão distintas são evolutivamente e quão diversas são em seus atributos ecológicos.

A diversidade filogenética (DFi) quantifica a representatividade evolutiva das espécies com base na história compartilhada em árvores filogenéticas (Faith, 1992; Redding; Mooers, 2006). De forma complementar, a diversidade funcional (DFu) considera a variação de atributos ecológicos das espécies e sua relação com o funcionamento dos ecossistemas (Tilman, 2001).

Nesse contexto, o presente estudo avalia os efeitos da redução da superfície de água sobre a diversidade de anuros (taxonômica, filogenética e funcional) em três áreas abertas do Cerrado brasileiro, inseridas em uma região fortemente impactada pela expansão agrícola e pela diminuição de habitats aquáticos. Especificamente, buscamos: (1) estimar a mudança temporal na quantidade de água superficial, uso do solo e variáveis climáticas em três pontos de amostragem da bacia do rio Formoso; (2) comparar, ao longo do tempo, as diferenças nas múltiplas dimensões da diversidade das comunidades; e (3) avaliar como a variação temporal na superfície de água, uso do solo e o clima influencia a estrutura taxonômica, filogenética e funcional dos anuros.

Predizemos que comunidades atualmente submetidas à menor disponibilidade hídrica apresentarão redução na diversidade em comparação com amostragens históricas. Espera-se, ainda, que a diminuição da água superficial esteja associada a declínios na riqueza de espécies, favorecendo a persistência de espécies mais tolerantes à dessecação em detrimento de espécies sensíveis. Consequentemente, prevemos uma reestruturação filogenética das comunidades e um empobrecimento funcional caracterizado pelo predomínio de espécies generalistas e oportunistas, resultando em perda de diversidade evolutiva e funcional.

2.2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido em três pontos de amostragem localizados na Fazenda Trijunção, no oeste do estado da Bahia, um ponto na cabeceira do rio Formoso e dois pontos aos 25 km de seu curso (Fig. 1). A região apresenta clima tropical sazonal do tipo Aw (Köppen, 1936), com inverno seco, precipitação média anual entre 1.600 e 1.900 mm e temperatura média anual entre 19–20 °C (Alvares et al., 2013).

Os pontos amostrais incluem: (1) a represa da vereda do córrego Guará, na Fazenda Guará (14°38'49" S; 45°49'18" W; 839 m.a.s.l.) (2) lagoa da Pousada Trijunção (14°48'58" S; 45°58'39" W; 864 m.a.s.l.), e (3) uma grande poça temporária na cabeceira do rio Formoso (14°49'21" S; 45°59'38" W; 866 m.a.s.l.). Os três locais compreendiam tipos distintos de habitats aquáticos inseridos nas formações abertas do Cerrado. O ponto 1 era uma represa artificial permanente (~3 ha) circundado por vegetação de campo úmido com arbustos esparsos. O ponto 2 era uma lagoa natural permanente (~4 ha) que constituía a nascente original do Rio Formoso e era delimitada por veredas, dominadas por *Mauritiella armata*, indicando solos hidromórficos e descarga persistente de água subterrânea. O ponto 3 consistia em uma grande poça temporária (>6 ha) associado a afloramentos sazonais de água subterrânea e estruturalmente conectado às formações de vereda adjacentes durante a estação chuvosa.

Os pontos 1 e 2 mantiveram água superficial permanente até aproximadamente 2010 e 2015, respectivamente, embora reduções graduais na extensão da água fossem detectáveis nos anos anteriores. O ponto 3 funcionou como um sistema sazonalmente inundado até 2012, após disso perdeu sua capacidade de retenção hídrica.

Atualmente, os três locais carecem de água superficial estável, mesmo durante a estação chuvosa. A antiga vegetação de vereda foi amplamente substituída por formações de savana seca dominadas por gramíneas e manchas de solo exposto, sugerindo uma alteração substancial na dinâmica hidrológica local e uma menor influência das águas subterrâneas.

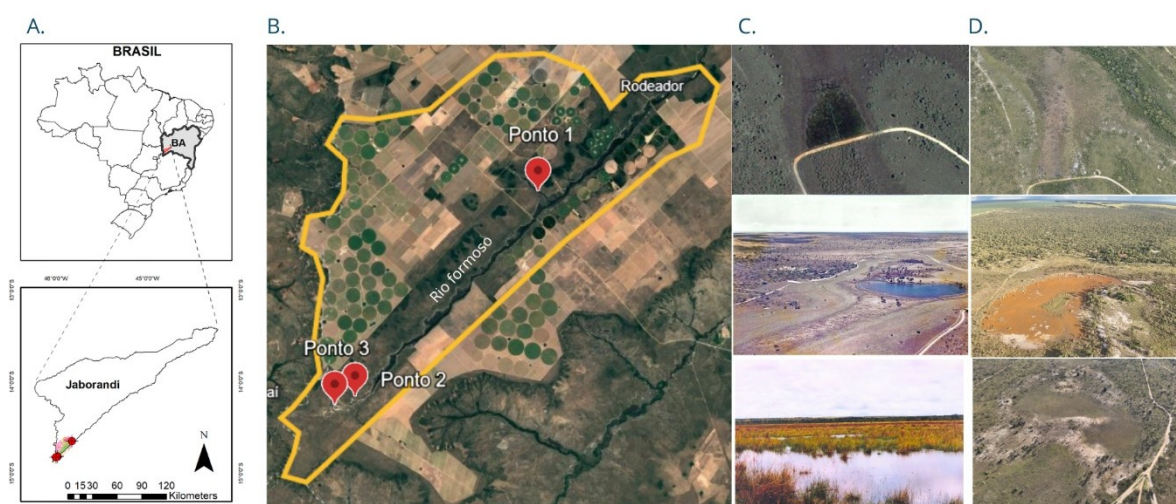


Figura 1. (A) Área de estudo e pontos de amostragem na Fazenda Trijunção, Jaborandi, Bahia - Brasil. (B) Bacia do rio Formoso e localização dos pontos amostrais no meio da expansão de sistemas de irrigação por pivô central (Imagem do ano 2026). (C) Poças naturais em períodos com maior disponibilidade hídrica. (D) Condições recentes, com forte redução da água superficial, evidenciando o avanço da antropização na paisagem. Fonte: elaboração própria.

2.2.2. Dados históricos de anuros

As assembleias de anuros foram compiladas como matrizes de presença–ausência organizadas por ponto amostral e ano, garantindo correspondência taxonômica entre os conjuntos de dados taxonômico, funcional e filogenético. Foram utilizados dados publicados por (Brandão et al., 2020) e registros não publicados coletados desde 1999 por meio de busca ativa (entre os meses de outubro, novembro e janeiro) (Brandão, 2025, comunicação pessoal), permitindo a construção de uma série temporal de longo prazo para cada local.

Ponto 1 – 1999, 2009, 2013, 2018 e 2019*;

Ponto 2 – 1999, 2003, 2004, 2006, 2009, 2014 e 2018;

Ponto 3 – 1999, 2004 e 2005* e 2009.

(*) Anos ajustados para evitar duplicação dentro da mesma estação chuvosa (outubro de 2018 considerado 2019; outubro de 2004 considerado 2005).

2.2.3. Amostragem de anuros

A amostragem de anuros foi realizada durante a estação chuvosa de janeiro, outubro e novembro de 2025, utilizando busca ativa com controle de tempo (ao menos 1 hora por ponto, com mínimo de dois pesquisadores e máximo cinco) combinada com procura auditiva, conforme (Heyer et al., 1994). Cada ponto foi amostrado por cinco noites no total (3 dias em janeiro e 2 dias em novembro), entre 19:00 h e 23:00 h.

Os indivíduos foram capturados, identificados, medidos (comprimento rosto-cloacal), fotografados e liberados no local de captura. A identificação foi realizada com base em literatura especializada (Vaz-Silva et al., 2020) e validação por especialistas. Alguns exemplares foram coletados como material testemunho (licença SISBIO 28190-2) e depositados na Coleção Herpetológica da Universidade de Brasília (CHUNB).

2.2.4. Monitoramento acústico

Como método complementar de amostragem, visando aumentar a probabilidade de detecção de espécies raras ou em declínio (Kelly et al., 2024), foram instalados gravadores acústicos automáticos Song Meter Micro 2 (Wildlife Acoustics, Inc. Massachusetts, Estados Unidos), um em cada ponto amostral. Os dispositivos permaneceram ativos de 21 a 30 de janeiro de 2025 e de 26 de outubro a 9 de novembro de 2025. Foram programados para registrar cinco minutos a cada hora, entre 18:00 e 07:00 h do dia seguinte (Ponto 1: 256 gravações e 1380 minutos, Ponto2: 262 gravações e 1310 minutos, Ponto 3: 98 gravações e 1090 minutos), com taxa de amostragem de 24 kHz.

As gravações foram analisadas no software Raven Lite (Charif; Ponirakis; Krein, 2006) e vocalizações detectadas foram identificadas com base em parâmetros acústicos (estrutura temporal e frequência dominante), sendo posteriormente comparadas com registros da Fonoteca Neotropical Jacques Vielliard para confirmação taxonômica (UNICAMP, s.d.).

Considerando que a vocalização em anuros constitui um indicador direto de atividade reprodutiva (Wells, 2007), as análises estatísticas foram conduzidas apenas com as espécies registradas vocalizando ativamente no interior da área amostral. Vocalizações provenientes de áreas adjacentes foram desconsideradas, a fim de evitar superestimação da presença local (Darras et al., 2016). Registros com baixa frequência de vocalização foram classificados como ocasionais e excluídos das análises.

2.2.5. Traços funcionais

Para cada espécie de anuro foram caracterizados quatro traços funcionais: (1) comprimento rostro-cloacal médio (CRC), (2) tipo de hábitat, (3) modo reprodutivo e (4) padrão reprodutivo.

O CRC foi obtido a partir de medições realizadas com paquímetro digital em indivíduos adultos registrados nas amostragens recentes; para espécies registradas apenas em levantamentos anteriores, os valores foram extraídos de Vaz-Silva et al., (2020). O tipo de hábitat foi classificado em terrestre, fossorial, herbáceo ou subarbustivo. O modo reprodutivo seguiu a classificação proposta por Nunes-de-Almeida; Batista Haddad; Toledo, (2021). O padrão reprodutivo foi categorizado como explosivo ou contínuo.

Esses traços foram selecionados por sua relevância ecológica, especialmente em relação à dependência de ambientes aquáticos, ocupação de diferentes micro-habitats, estratégias

reprodutivas, investimento reprodutivo e tolerância à variação ambiental (Álvarez-Grzybowska et al., 2020; Lescano; Miloch; Leynaud, 2018).

2.2.6. Variáveis ambientais

As variáveis climáticas foram obtidas a partir da plataforma POWER Data Access Viewer (NASA, 2025), que fornece dados meteorológicos derivados de sensoriamento remoto e modelos reanalizados. Para cada um dos três pontos de amostragem, foram extraídos dados anuais de precipitação, temperatura e umidade, correspondentes aos anos dos registros de anuros, ou seja, na época de chuvas (outubro, novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março).

A variação temporal da superfície de água e do uso do solo foi avaliada em escala da bacia do rio Formoso. No entanto, devido à resolução espacial das imagens, não foi possível estimar retrospectivamente a superfície de água em escala de cada poça em dois dos pontos de amostragem.

Inicialmente, foi realizado um recorte espacial da bacia hidrográfica utilizando ferramentas de geoprocessamento, no Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017) e no ArcMap (ESRI, 2019). Dados de uso e cobertura do solo foram obtidos a partir do projeto MapBiomass (coleção 10 1999–2024), com resolução espacial de 30×30 m.

As classes de uso do solo foram reclassificadas de acordo com a legenda oficial do MapBiomass, e a área ocupada por cada classe foi estimada em hectares (área = número de pixels $\times$ 0,09 ha). Para as análises, as classes foram agrupadas em duas categorias principais: uso do solo antropizado e uso do solo natural. A categoria antropizada correspondeu à soma das áreas ocupadas por silvicultura, pastagem, mosaico de usos, outras áreas não vegetadas, cultivo de soja, outras lavouras temporárias, café, outras lavouras perenes e algodão. Por sua vez, a categoria de uso natural incluiu a soma das áreas de formação florestal, formação savânica, campo alagado e formação campestre. E para calcular a superfície de água foram utilizados os dados dos corpos de água, que inclui rio, lago e aquicultura.

2.2.7. Análises de dados

A diversidade taxonômica foi estimada por meio da riqueza de espécies. A diversidade funcional foi quantificada utilizando os índices Rao's quadratic entropy (Rao, 1982) e Functional Dispersion (FDis) (Laliberté; Legendre, 2010), calculados a partir de uma matriz de traços funcionais com distâncias de Gower, adequadas para a integração de variáveis categóricas e contínuas (Pavoine et al., 2009), utilizando o algoritmo dbFD. A diversidade filogenética foi estimada pelo índice Phylogenetic Diversity (PD) (Faith, 1992), com base em uma filogenia global de anuros (Portik; Streicher; Wiens, 2023) podada para incluir apenas as espécies registradas no estudo. Espécies ausentes na filogenia foram representadas por seus parentes filogenéticos mais próximos, com base em informações taxonômicas disponíveis.

O efeito do tempo sobre as três métricas de diversidade foi avaliado por meio de modelos lineares mistos (LMMs) para riqueza taxonômica e modelos lineares mistos generalizados (GLMM) para diversidade funcional e filogenética (Bolker et al., 2009), considerando o ponto amostral como efeito aleatório. Como os anos de amostragem não foram igualmente espaçados e o objetivo foi detectar tendências temporais gerais, a variável Ano foi centralizada em torno da média. Para testar se variações na PD eram independentes da riqueza de espécies, GLMM adicionais incluíram a riqueza taxonômica como covariável.

A persistência das espécies foi estimada como a proporção de anos em que cada espécie foi registrada em relação ao total de anos amostrados por ponto. Espécies registradas em $\geq 70\%$ dos anos foram classificadas como persistentes (ou centrais), enquanto aquelas abaixo desse limiar foram consideradas transientes (modificado de Coyle; Hurlbert; White, 2013). As análises foram realizadas separadamente para cada ponto.

Diferenças temporais na composição das assembleias foram avaliadas por meio de PERMANOVA com 999 permutações (Anderson, 2017), utilizando métricas apropriadas para cada dimensão: índice de Jaccard (taxonômica), distâncias funcionais e UniFrac (Lozupone; Knight, 2005) para a dimensão filogenética. As permutações foram restritas por ponto amostral para controlar efeitos espaciais e esforço amostral desigual.

A homogeneidade das dispersões multivariadas foi testada com betadisper (Anderson; Ellingsen; McArdle, 2006) e os padrões de dissimilaridade foram visualizados por meio de uma ordenação bidimensional baseada em Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) (Legendre & Legendre, 2012).

A beta-diversidade foi calculada tanto para diversidade taxonômica, funcional e filogenética, e decomposta em seus componentes de turnover e nestedness, seguindo o esquema de (Baselga,

2010), implementado no pacote betapart (Baselga; Orme, 2012), permitindo distinguir entre substituição de espécies/linhagens/estratégias funcionais e perda progressiva de diversidade.

A associação entre as três dimensões de diversidade — taxonômica, funcional e filogenética e as variáveis ambientais foi avaliada por meio de análises de redundância baseadas em distância (dbRDA), utilizando a função capscale (Legendre; Anderson, 1999). Previamente, as variáveis ambientais foram avaliadas quanto à colinearidade por meio de correlações e fatores de inflação da variância (VIF), sendo excluídas variáveis com $VIF > 3$ (Dormann et al., 2013), e apenas variáveis não colineares (precipitação, antropizado e água superficial). Foram incluídos sete modelos candidatos. Em todas as dbRDAs, o ponto de amostragem foi incluído como variável condicionante (Condition), isolando os efeitos ambientais das diferenças espaciais. A significância dos modelos globais e dos termos individuais foi testada por 999 permutações. A seleção de modelos considerou o R^2 ajustado (Peres-Neto et al., 2006) e por procedimentos automáticos de seleção (ordistep) (Blanchet; Legendre; Borcard, 2008).

Todas as análises foram realizadas no ambiente R v 4.5.0 (R Development Core Team, 2025), utilizando principalmente os pacotes vegan (Oksanen et al., 2015) e picante (Kembel et al., 2010).

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Composição de espécies e detecção

Ao longo do período de estudo, foram registradas 26 espécies de anuros, atualmente foram registradas 3 espécies, considerando conjuntamente os dados provenientes de busca ativa e gravações acústicas automatizadas (Tabela 1).

Tabela 1. Espécies presentes ao menos em uma das poças desde 1999 até 2025. * Ano 2024 foi a amostragem feito em janeiro de 2025. ** Espécies endêmicas. Fonte: elaboração própria.

	1999	2003	2004	2006	2009	2013	2014	2018	2019	2024*	2025
Bufonidae											
<i>Rhinella cerradensis</i> **	x		x		x	x	x	x			
<i>Rhinella diptycha</i>	x		x	x	x	x		x			

<i>Rhinella mirandaribeiroi</i>	x		x	x	x	x		x	x		
<i>Rhinella rubescens</i>	x		x		x		x	x			
<i>Rhinella veredas</i>	x		x		x		x				
Hylidae											
<i>Boana albopunctata</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Dendropsophus minutus</i>	x			x	x	x	x				
<i>Dendropsophus rubicundulus</i>	x		x		x		x	x			
<i>Scinax aff fuscovarius</i>	x	x	x	x	x		x				
<i>Scinax fuscomarginatus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Scinax similis</i>	x			x	x	x	x	x			
Leptodactylidae											
<i>Leptodactylus fuscus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
<i>Leptodactylus jolyi</i>	x		x	x	x					x	x
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	x			x	x	x	x	x	x		
<i>Leptodactylus macrosternum</i>	x					x					
<i>Leptodactylus troglodytes</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Physalaemus cuvieri</i>	x		x		x	x	x	x			
<i>Physalaemus centralis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Physalaemus marmoratus</i>	x		x	x	x						
<i>Physalaemus nattereri</i>	x	x			x	x					
<i>Pleurodema diplolister</i>	x	x	x	x	x						
<i>Pseudopaludicola ternetzi**</i>			x	x							
Microhylidae											
<i>Chiasmocleis albopunctata</i>	x		x	x	x	x		x			
<i>Dermatonotus muelleri</i>		x			x						
<i>Elachistocleis cesarii</i>								x			
<i>Elachistocleis piauiensis</i>	x	x	x	x	x		x	x			
Total	23	10	19	17	23	15	15	16	5	3	3

Do total de 26 espécies registradas ao longo do estudo, apenas cinco foram classificadas como persistentes nas poças 1 e 2, enquanto na poça 3 apenas uma espécie atingiu esse limiar (Tabela 2). Entre elas, *L. troglodytes* foi a espécie mais persistente nas três poças, seguida por *L. fuscus* nas poças 1 e 2, assim, espécies com comportamento fossorial ou capazes de escavar tocas.

Tabela 2. Espécies de anuros persistentes em cada poça de amostragem, definidas como aquelas registradas em $\geq 70\%$ dos anos amostrados (limiar = 0,7). Para cada poça, são apresentadas as espécies que atenderam ao critério de persistência, o valor do limiar de ocorrência temporal por espécie e o número total de espécies persistentes registradas. Fonte: elaboração própria.

POÇA	ESPECIE	LIMIAR
1	<i>R. mirandaribeiroi</i>	0.714
	<i>B. albopunctata</i>	0.714
	<i>S. fuscomarginatus</i>	0.714
	<i>L. fuscus</i>	0.857
	<i>L. troglodytes</i>	1
2	<i>B. albopunctata</i>	0.777
	<i>S. fuscomarginatus</i>	0.777
	<i>P. centralis</i>	0.777
	<i>L. fuscus</i>	0.888
	<i>L. troglodytes</i>	1
3	<i>L. troglodytes</i>	1

2.3.2. Declínio multidimensional da biodiversidade ao longo do tempo

A riqueza de espécies diminuiu acentuadamente de aproximadamente 20 espécies em 1999 para apenas três espécies em 2025. A riqueza diminuiu significativamente ao longo do tempo (modelo binomial negativo: $z = -5,57$, $p < 0,001$; Fig. 2). A variância desprezível associada ao local ($\sigma^2 < 0,001$) indica que essa diminuição foi espacialmente consistente entre as lagoas, demonstrando um efeito temporal generalizado.

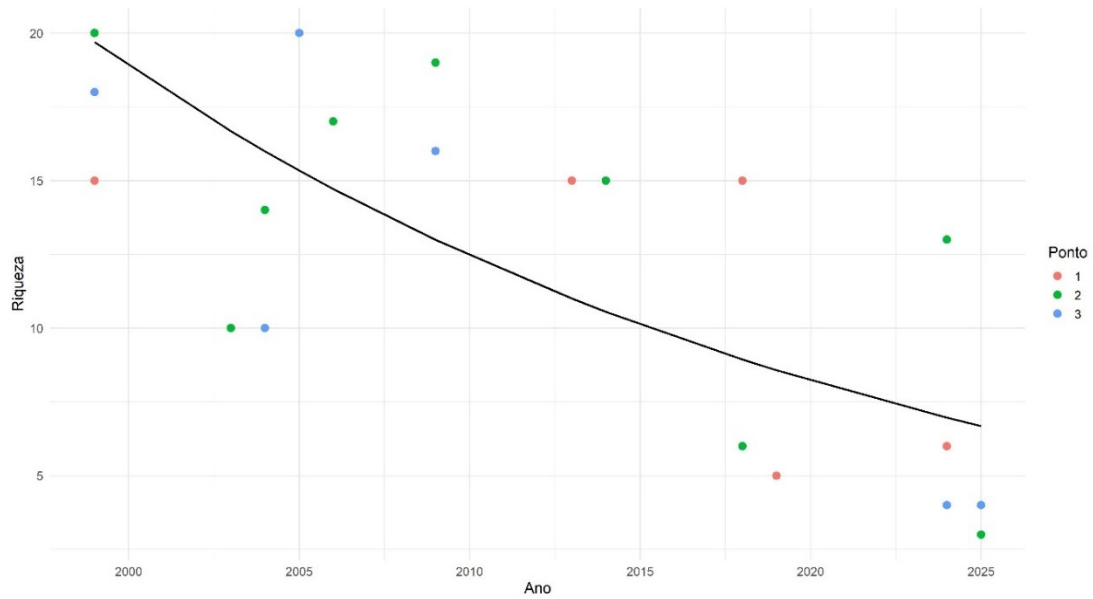


Figura 2. Declínio temporal da riqueza de espécies de anuros em três pontos amostrais no Cerrado ao longo do período de estudo. Os pontos coloridos representam os valores observados de riqueza por ano em cada local amostrado. A linha contínua indica a tendência temporal estimada a partir de um modelo binomial negativo, com o ano (centralizado) como efeito fixo, evidenciando uma redução significativa da riqueza ao longo do tempo ($p < 0.001$), independentemente do ponto amostral. Fonte: elaboração própria.

A diversidade funcional também diminuiu acentuadamente (Fig. 3). Tanto o Rao's Q ($\beta = -0,14 \pm 0,03$, $F = 24,57$; $p < 0,001$) quanto o FDis ($\beta = -0,07 \pm 0,01$, $F = 27,92$; $p < 0,001$) apresentaram fortes tendências temporais negativas, indicando contração do espaço funcional e perda de estratégias ecológicas. A mínima variância aleatória entre os locais sugere uma erosão funcional uniforme em toda a paisagem.

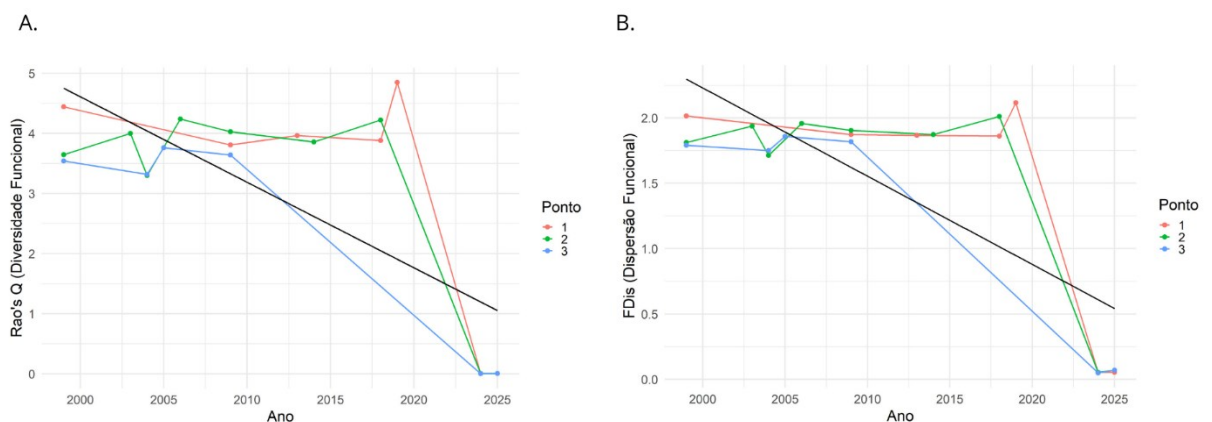


Figura 3. Alterações temporais na diversidade funcional de comunidades de anuros. (A) Q de Rao e (B) dispersão funcional (FDis) ao longo do tempo em diferentes pontos de amostragem. Os pontos e

linhas coloridos representam os valores observados por ponto e ano. As linhas pretas indicam a tendência temporal média estimada usando modelos lineares mistos com o ano (centralizado) como efeito fixo e o ponto de amostragem como efeito aleatório. Ambos os índices apresentaram uma diminuição significativa ao longo do período de estudo ($p < 0,001$). Fonte: elaboração própria

A diversidade filogenética diminuiu significativamente ao longo do tempo (Fig. 4). O modelo de efeitos mistos revelou um forte efeito negativo do ano sobre a PD ($\beta = -0,117 \pm 0,016$, $t = -7,47$, $p < 0,001$), com a variação temporal superando em muito as diferenças espaciais entre as lagoas (variância aleatória ≈ 0). Os tamanhos de efeito padronizados (SES.PD) indicaram ainda uma erosão filogenética crescente nos últimos anos. Enquanto os primeiros anos apresentaram valores próximos aos esperados (valores nulos), as amostras recentes mostraram valores marcadamente negativos, incluindo uma PD significativamente menor do que a esperada em 2024 (SES.PD = $-1,79$, $p = 0,002$), indicando uma perda não aleatória da história evolutiva.

Quando a riqueza de espécies foi incluída como covariável, ela teve um forte efeito positivo sobre a diversidade filogenética ($\beta = 0,163 \pm 0,015$, $p < 0,001$). É importante ressaltar que o efeito temporal permaneceu negativo e significativo, embora com magnitude reduzida ($\beta = -0,023 \pm 0,011$, $p = 0,045$), indicando que o declínio filogenético não foi apenas um subproduto da perda de espécies. O modelo explicou uma grande proporção da variação da diversidade filogenética (R^2 ajustado = 0,95).

Em conjunto, esses resultados demonstram um declínio coordenado nas dimensões taxonômica, funcional e filogenética, impulsionado principalmente pelo tempo, e não por diferenças espaciais, entre as lagoas.

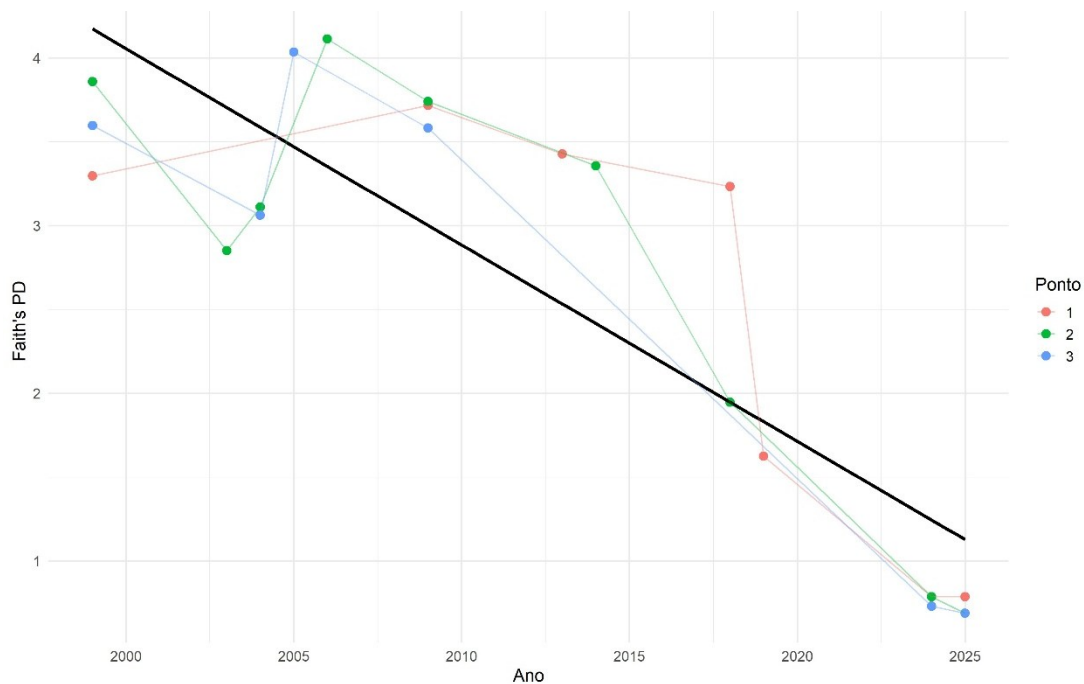


Figura 4.3 Variação temporal da diversidade filogenética ao longo dos anos de amostragem. Os pontos representam os valores observados de PD para cada ponto e ano, enquanto a linha contínua indica a tendência estimada pelo modelo linear misto considerando apenas os efeitos fixos (Ano centralizado). Observa-se uma tendência negativa significativa da PD ao longo do tempo ($p < 0.001$), indicando redução da diversidade filogenética das assembleias amostradas.

2.3.3. Reestruturação das comunidades ao longo do tempo

A composição taxonômica mudou direccionalmente ao longo do tempo. A ordenação NMDS baseada na dissimilaridade de Jaccard mostrou uma clara estruturação temporal, com os primeiros anos agrupando-se separadamente das amostras recentes (Fig. 5). A PERMANOVA confirmou diferenças temporais significativas após o controle da estrutura espacial ($R^2 = 0,344$, $F = 10,49$, $p = 0,001$).

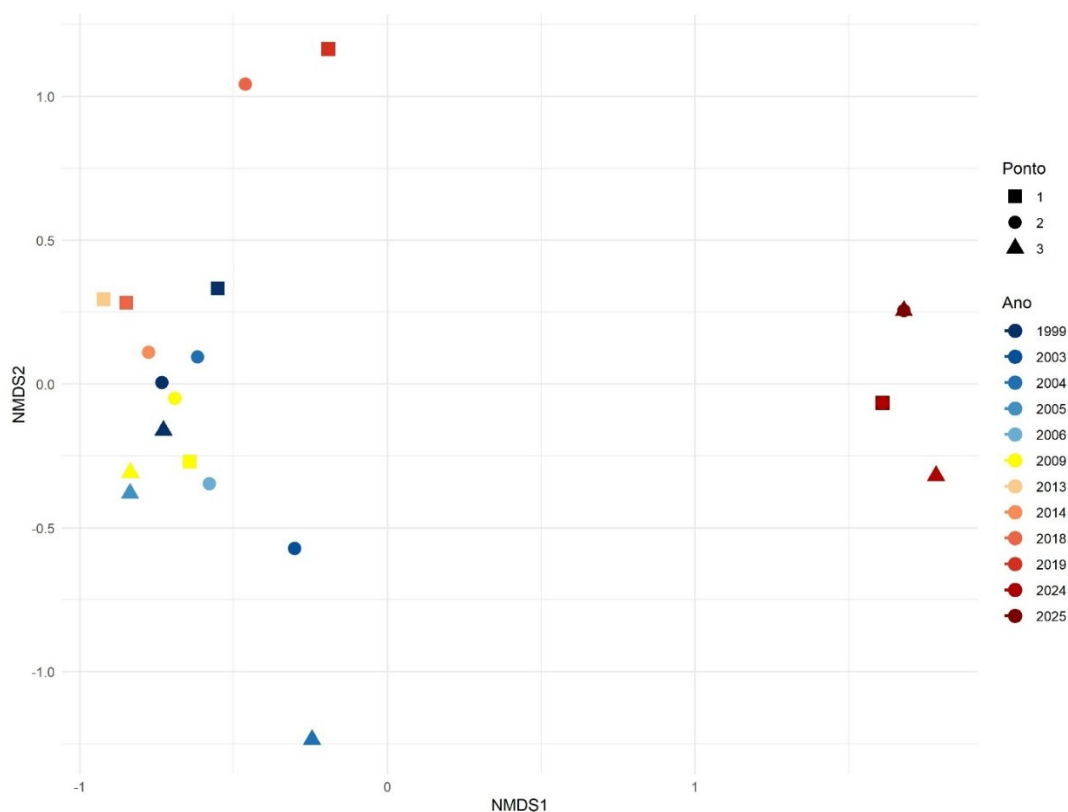


Figura 5. Ordenação NMDS da composição taxonômica de anuros (distância de Jaccard) ao longo do tempo nos três pontos amostrais do Cerrado. Cada ponto representa a comunidade de um ano em um ponto de amostragem (formas), com cores indicando os diferentes anos. O baixo valor de estresse (0,088) indica boa representação da dissimilaridade. Observa-se uma separação temporal clara na composição das comunidades, corroborada pela PERMANOVA, que indica diferenças significativas entre os anos ($R^2 = 0,34$; $p = 0,001$), independentemente do ponto amostral.

A beta-diversidade taxonômica temporal foi alta em todos os lagos (dissimilaridade de Jaccard = 0,80–0,82; Fig. 6), indicando uma mudança substancial na composição. Essa variação foi impulsionada principalmente pela substituição de espécies ($\beta_{JTU} = 0,45$ – $0,54$), que consistentemente excedeu o componente de aninhamento ($\beta_{JNE} = 0,26$ – $0,35$). Esses resultados indicam que a dinâmica temporal foi dominada pela substituição de espécies, em vez de um simples declínio na riqueza, refletindo a reorganização estrutural das comunidades.

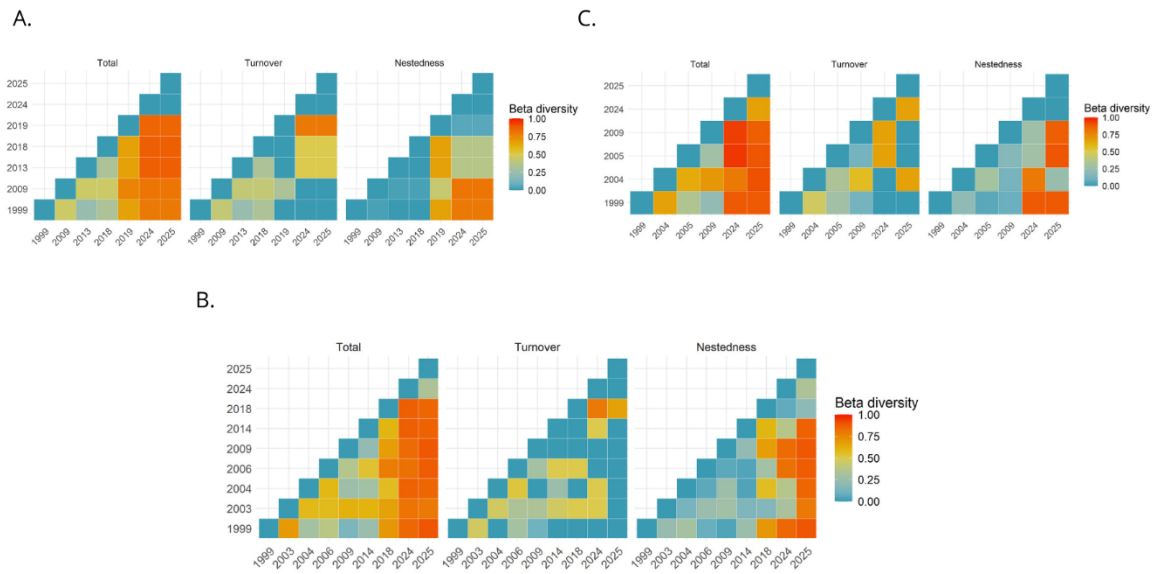


Figura 6. Beta diversidade temporal da comunidade de anuros em três pontos amostrais. Mapas de calor (heatmaps) representam a dissimilaridade par a par entre os anos de amostragem para cada ponto. A. Ponto 1, B. Ponto 2 e C. Ponto 3, com base no índice de Jaccard. Para cada ponto são apresentados três componentes da beta diversidade: beta total, turnover de espécies e nestedness.

Fonte: elaboração própria.

Em contraste, a composição funcional apresentou uma diferenciação temporal mais fraca. A PERMANOVA detectou apenas diferenças marginais entre os anos ($R^2 = 0,12$, $p = 0,054$). A ordenação NMDS mostrou um gradiente temporal sutil (stress = 0,036; Fig. 7), sugerindo mudanças graduais na composição funcional em vez de uma reestruturação abrupta.

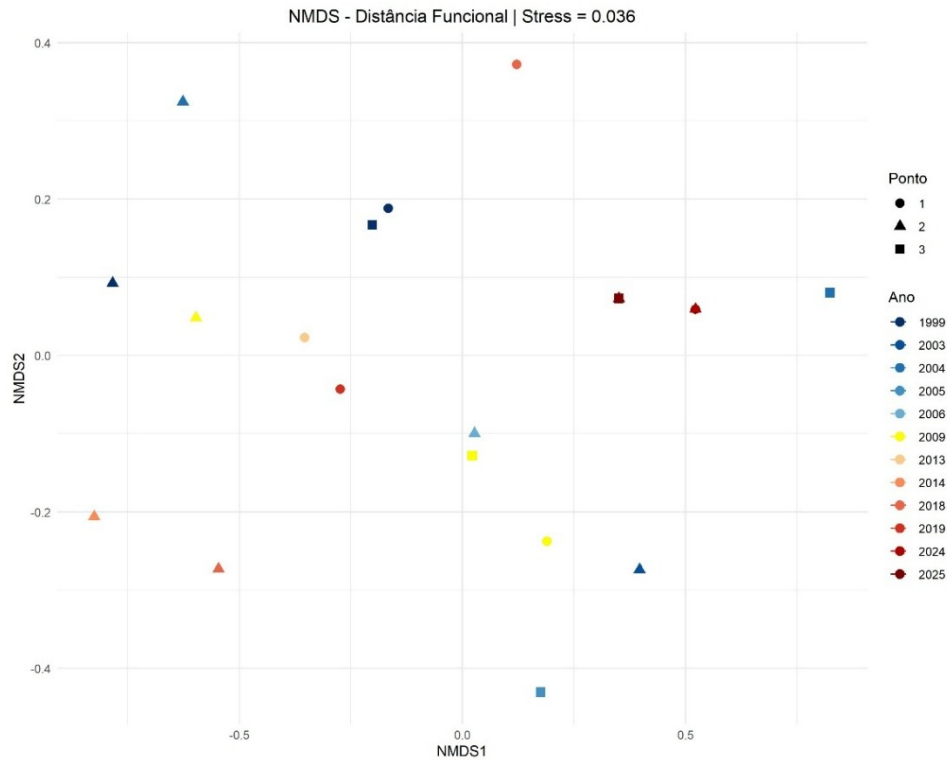


Figura 7. Ordenação da composição funcional das comunidades de anuros por NMDS, baseada em distâncias funcionais ponderadas pela composição de espécies (Gower + PCoA). Cada ponto representa uma amostra (ponto $\times$ ano), e as cores/símbolos indicam os diferentes anos de amostragem. O baixo valor de stress (0,036) indica excelente ajuste da ordenação. Fonte: elaboração própria.

A composição filogenética exibiu uma forte reorganização temporal. A análise PERMANOVA baseada nas distâncias UniFrac indicou que o tempo explicou mais de 50% da variação ($R^2 = 0,523$, $p = 0,001$), enquanto os efeitos espaciais foram negligenciáveis ($R^2 = 0,045$, $p = 0,141$). A ordenação NMDS revelou uma separação progressiva entre os anos iniciais e os mais recentes (Fig. 8), indicando uma reestruturação evolutiva acentuada.

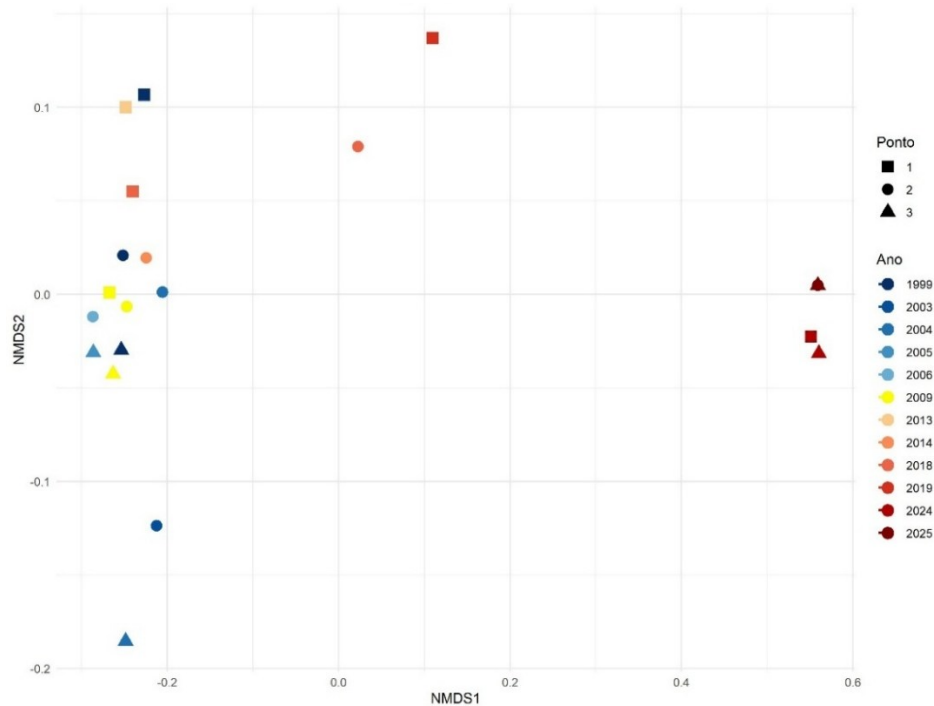


Figura 8. Ordenação NMDS da beta-diversidade filogenética das assembleias de anuros baseada na distância UniFrac. Cada ponto representa uma amostra (ponto $\times$ ano), com as cores indicando o ano de amostragem e as formas representando os pontos amostrais. A proximidade entre os pontos reflete maior similaridade filogenética entre as comunidades. Observa-se uma separação clara das amostras ao longo do gradiente temporal, indicando reorganização filogenética das assembleias ao longo do tempo, enquanto os diferentes pontos apresentam sobreposição dentro de cada ano. O valor de stress 0,044 indica uma representação adequada da estrutura multivariada em duas dimensões. Fonte: elaboração própria.

A beta-diversidade filogenética temporal foi de moderada a alta (0,49–0,55; Fig. 9). Ao contrário do padrão taxonômico, a dissimilaridade foi predominantemente impulsionada pelo aninhamento (72–78%), com uma renovação filogenética limitada (17–25%). Esse padrão indica perda seletiva de linhagens evolutivas em vez de substituição por táxons filogeneticamente distintos, revelando uma erosão filogenética progressiva dentro dos lagos.

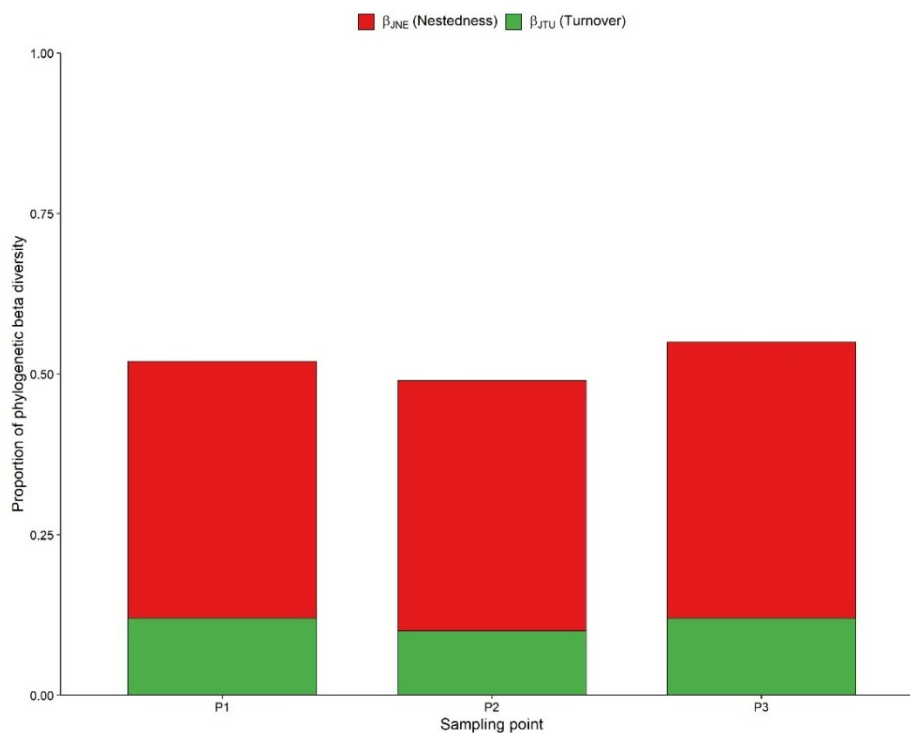


Figura 9.4 Partição da beta diversidade filogenética entre comunidades ao longo do tempo para cada ponto de amostragem, expressa como a contribuição relativa do turnover filogenético (β_{JTU}) e do componente de *nestedness* (β_{JNE}). Em todos os pontos, a beta diversidade foi predominantemente explicada pelo componente β_{JNE} . Fonte: elaboração própria.

A visualização da árvore filogenética (Fig.10) reforça que a redução da diversidade filogenética não decorre apenas da perda de espécies isoladas, mas do desaparecimento de linhagens evolutivamente relacionadas, sugerindo a atuação de filtros ambientais que afetam grupos filogeneticamente semelhantes.

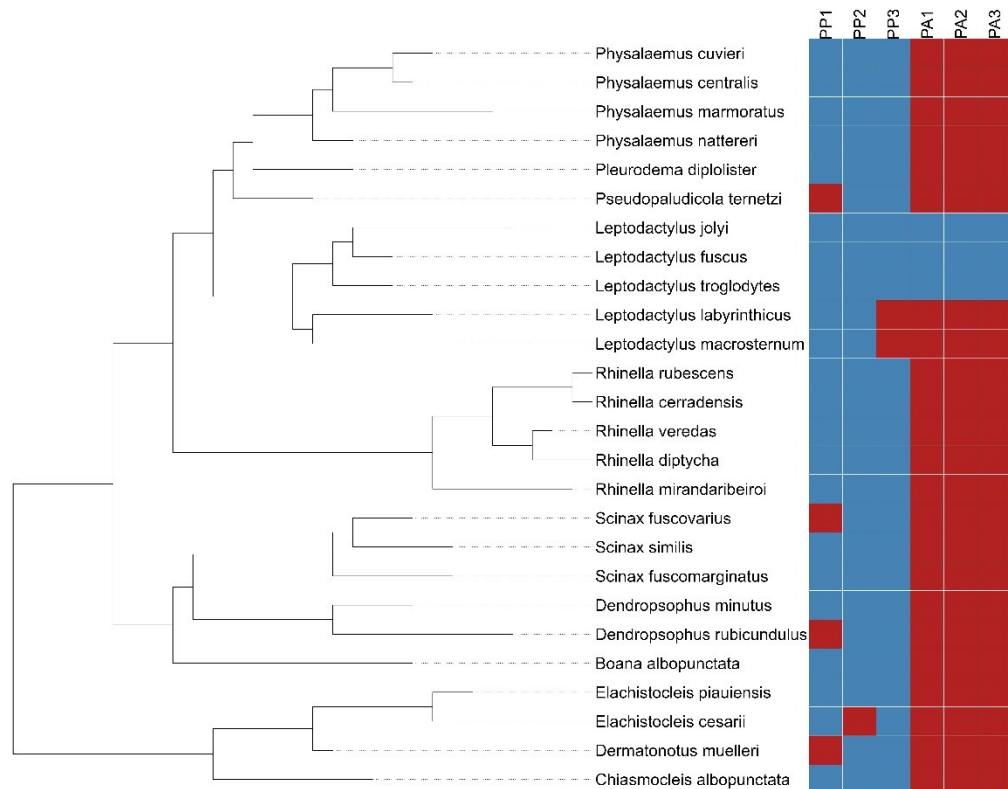


Figura 50. Árvore filogenética das espécies de anuros registradas ao longo do período de estudo, com representação da presença (cor azul) e ausência (cor vermelho) das espécies ao longo do tempo. O dendrograma à esquerda representa as relações filogenéticas entre as espécies, enquanto o painel à direita indica a ocorrência das espécies nos diferentes anos de amostragem. A ausência progressiva de espécies em anos mais recentes evidencia a perda não aleatória de linhagens filogenéticas, com desaparecimento de ramos inteiros da árvore, árvore podado de Portik; Streicher; Wiens, (2023).

Fonte: elaboração própria.

2.3.4. Gradientes ambientais e reorganização das assembleias

A bacia do rio Formoso possui área aproximada de 43.169 ha. Entre 1999 e o período mais recente analisado, a área destinada à agricultura e lavouras aumentou mais de 50% da área total da bacia (Fig. 11). Dentro dessa área agrícola, cerca de 25% da bacia passou a ser ocupada por monocultivo de soja, com predominância de sistemas de irrigação por pivô central.

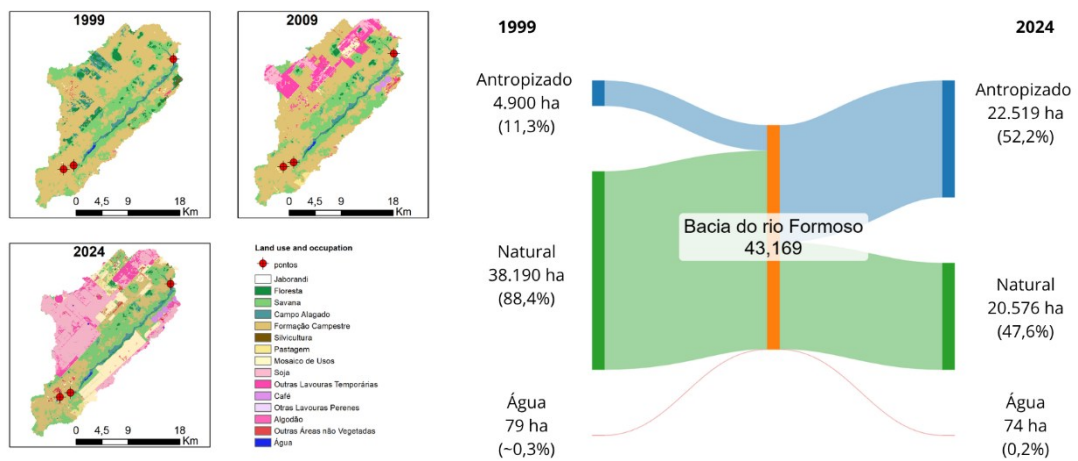


Figura 11. Mudança da cobertura e uso do solo na bacia do rio Formoso, dados de uso do solo de MapBiomias (coleção 10 1999–2024). Fonte: elaboração própria.

No mesmo período, observou-se uma redução da área de água superficial na região, que passou de aproximadamente 79 ha para 74 ha, indicando uma tendência geral de perda hídrica. No entanto, uma análise mais detalhada em escala local revela um cenário ainda mais crítico. Como mostrado na Figura 12, a principal poça de reprodução apresentou uma redução acentuada da área de água superficial, com a perda de quase 4 ha ao longo de cerca de 25 anos, culminando no completo desaparecimento da lâmina d'água nos anos mais recentes. Paralelamente, as variáveis climáticas indicaram um aumento da temperatura média anual, de 23 °C para 25 °C, e uma redução expressiva da precipitação anual média, de 1325 mm para 679 mm, reforçando um contexto de intensificação do estresse hídrico ao longo do tempo.

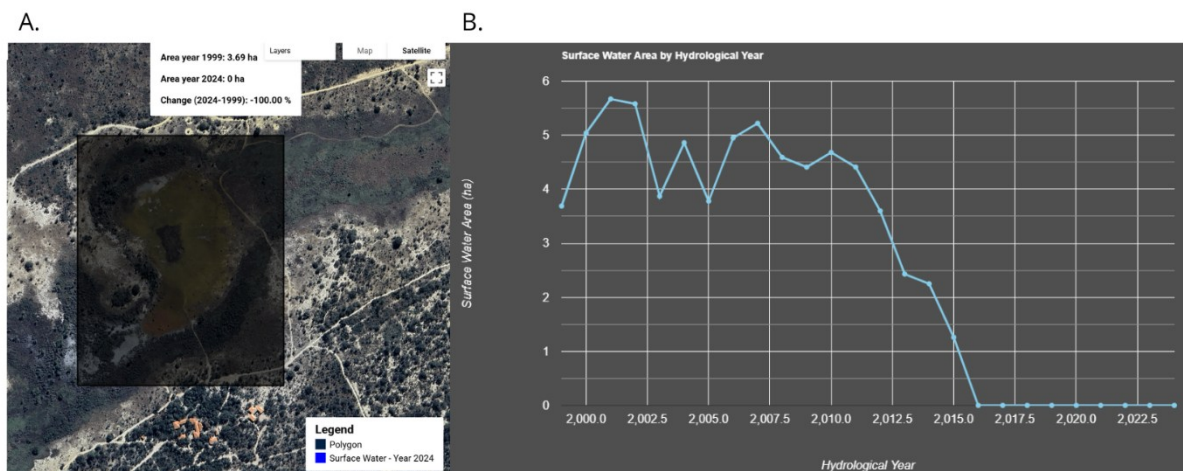


Figura 12. Dinâmica temporal da área de água superficial da poça 2 de reprodução no Cerrado. (A) Delimitação espacial da área inundada em diferentes anos, evidenciando a perda progressiva da lâmina d'água. (B) Variação da área de água superficial (ha) ao longo dos anos hidrológicos,

mostrando declínio contínuo e colapso recente. Os dados foram obtidos por sensoriamento remoto a partir do aplicativo Surface Water Tracker (Salazar, 2025). Fonte: elaboração própria.

Após a remoção de colinearidade entre os preditores ambientais, a composição taxonômica variou significativamente em função das variáveis ambientais, mesmo após controlar o efeito do ponto de amostragem (PERMANOVA da dbRDA: $F = 6,44$; $p = 0,001$). Entre os preditores, antropização e água superficial apresentaram efeitos independentes e significativos, explicando conjuntamente grande parte da variação na composição das comunidades (R^2 ajustado = 0,45). A precipitação, embora significativa quando avaliada isoladamente ou em combinação, perdeu efeito marginal quando considerada juntamente com as demais variáveis (Tabela 3).

Tabela 3. Comparação entre modelos de dbRDA avaliando a associação entre variáveis ambientais (superfície de água, precipitação e grau de antropização) e a composição das comunidades nas dimensões taxonômica (Jaccard), funcional (distância funcional) e filogenética (UniFrac), condicionando o efeito espacial de Ponto. Os modelos estão ordenados conforme a combinação de preditores ambientais. São apresentados os valores de R^2 ajustado e o p-valor do teste global por permutação (999 permutações). Valores em negrito indicam o modelo mais explicativo dentro de cada dimensão.

Modelo	Variáveis ambientais	Taxonômica R^2 ajus.	p	Funcional R^2 ajus.	p	Filogenética R^2 ajus.	p
M1	Água + Prec. + Antro.	0,449	0,001	0,126	n.s	0,646	0,001
M2	Água + Antro.	0,441	0,001	0,157	n.s	0,646	0,001
M3	Prec. + Antro.	0,303	0,001	0,033	0,276	0,489	0,001
M4	Água + Prec.	0,301	0,002	0,112	0,101	0,423	0,001
M5	Antropizado	0,300	0,001	0,065	0,117	0,486	0,001
M6	Precipitação	0,169	0,003	0,023	0,222	0,282	0,001
M7	Água	0,029	0,158	0,002	0,347	0,004	0,315

O gradiente de antropização emergiu como o principal eixo estruturador da comunidade (Fig. 13), separando os anos iniciais — associados a menor influência antrópica e maior disponibilidade de água — dos anos mais recentes (2019-2025), caracterizados por maior cobertura de uso do solo antropizado.

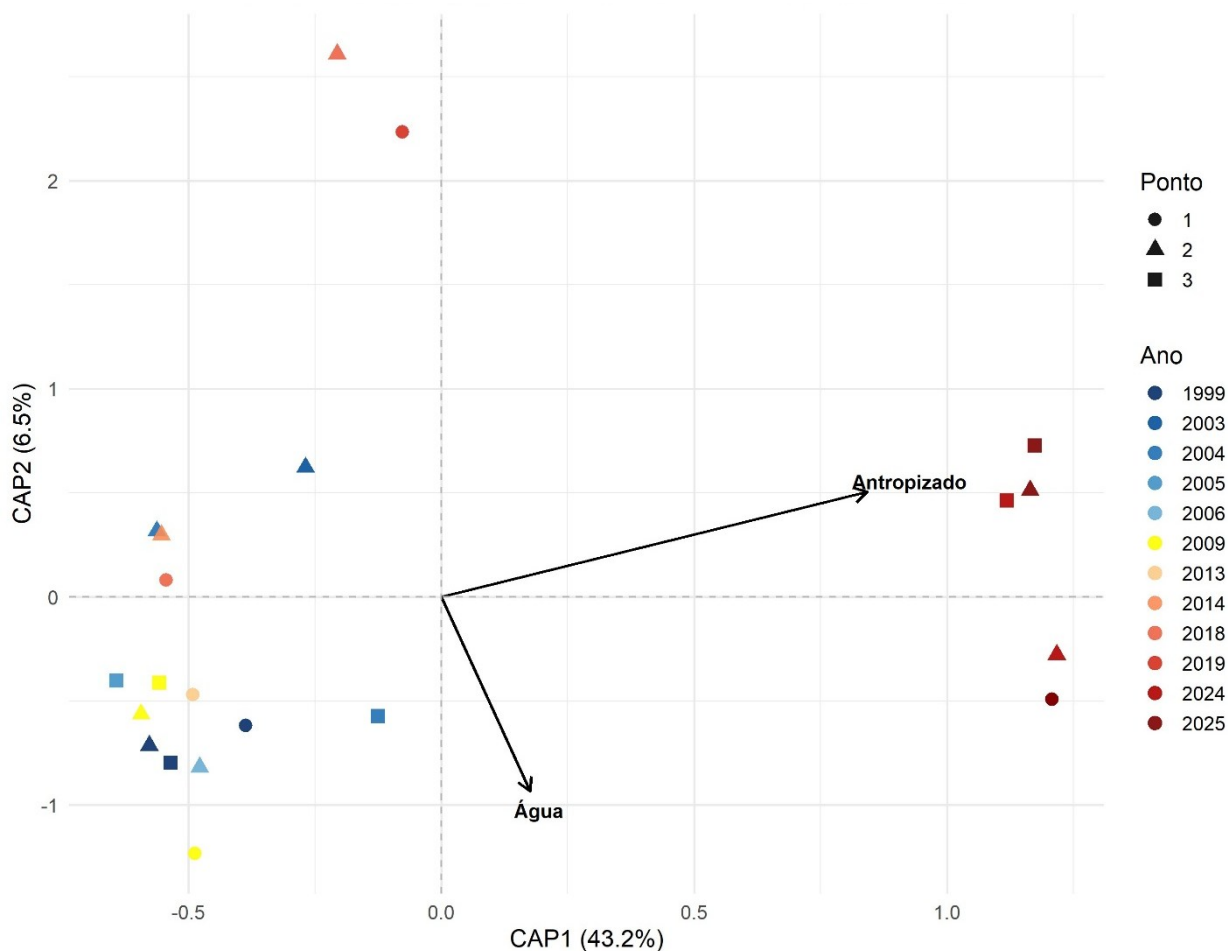


Figura 13 dbRDA da composição taxonômica de anuros (distância de Jaccard) em relação às variáveis ambientais, com condicionamento por ponto amostral. O eixo CAP1 (43,2%) representa o principal gradiente ambiental, separando comunidades associadas à maior antropização daquelas relacionadas à maior disponibilidade de água superficial. O eixo CAP2 (6,5%) captura variação secundária. Setas indicam a direção e força da correlação das variáveis ambientais com a composição das comunidades.

Fonte: elaboração própria.

Para a composição funcional, as variáveis ambientais explicaram cerca de 25% da variação total; entretanto, o modelo global não foi significativo ($p = 0,121$), nenhuma variável apresentou efeito independente robusto, e o modelo reduzido contendo apenas superfície de água e antropização apresentou efeito marginal ($F = 2,80$; $p = 0,05$; R^2 ajustado = $0,157$). A seleção automática manteve o modelo nulo como o mais parcimonioso (Tabela 3), indicando evidência fraca de reorganização funcional ao longo dos gradientes ambientais. Apesar disso, métricas univariadas de diversidade funcional revelaram respostas consistentes: Rao's Q e FDis diminuíram significativamente com a redução da superfície de água e o aumento da

antropização, enquanto a precipitação não apresentou efeito independente quando considerada conjuntamente (Tabela 4). Esses resultados indicam que os fatores ambientais atuam predominantemente reduzindo a diversidade funcional — ou seja, comprimindo o espaço funcional ocupado — sem promover substituição direcional marcante na composição funcional das assembleias.

Tabela 4. Comparação entre modelos lineares avaliando a influência das variáveis ambientais (superfície de água, precipitação e grau de antropização) sobre a diversidade funcional das comunidades, mensurada pelas métricas Rao's Q (RaoQ) e dispersão funcional (FDIs). São apresentados os valores do Critério de Informação de Akaike (AIC) e o p-valor do modelo global. Modelos com menor AIC são considerados mais parcimoniosos e mais bem ajustados aos dados. O modelo nulo (M0) inclui apenas o intercepto.

Modelo	Variáveis fixas	AIC RaoQ	p (modelo)	AIC FD	p (modelo)
M0	Modelo nulo	84,80	–	51,92	–
M1	Água + Precip + Antro	53,04	< 0,001	20,74	< 0,001
M2	Água + Antro	51,11	< 0,001	16,29	< 0,001
M3	Água + Prec	71,88	< 0,001	43,89	< 0,001
M4	Antro + Prec	82,36	0,032	51,17	0,009
M5	Antro	81,20	0,001	63,10	< 0,001
M6	Precip	86,54	0,002	48,52	0,002
M7	Água	93,59	0,158	55,25	0,202

Em contraste, a composição filogenética mostrou forte associação com os gradientes ambientais. A dbRDA baseada na distância UniFrac foi significativa mesmo após controlar o efeito espacial ($F = 12,71$; $p = 0,001$), explicando 66,8% da variação total ($R^2_{aj} = 0,646$). Na análise sequencial, a precipitação apresentou maior contribuição inicial, seguida por antropização, enquanto a superfície de água foi marginal. Contudo, na análise marginal — que estima efeitos independentes — apenas antropização ($p = 0,001$) e superfície de água ($p = 0,003$) permaneceram significativas, enquanto a precipitação perdeu efeito independente (Tabela 3).

No gráfico de ordenação (Fig. 14), o eixo CAP1 representa principalmente um gradiente de intensificação antrópica, enquanto o CAP2 reflete variação na disponibilidade hídrica,

evidenciando que a reorganização filogenética está fortemente associada à expansão agrícola e à redução da superfície de água.

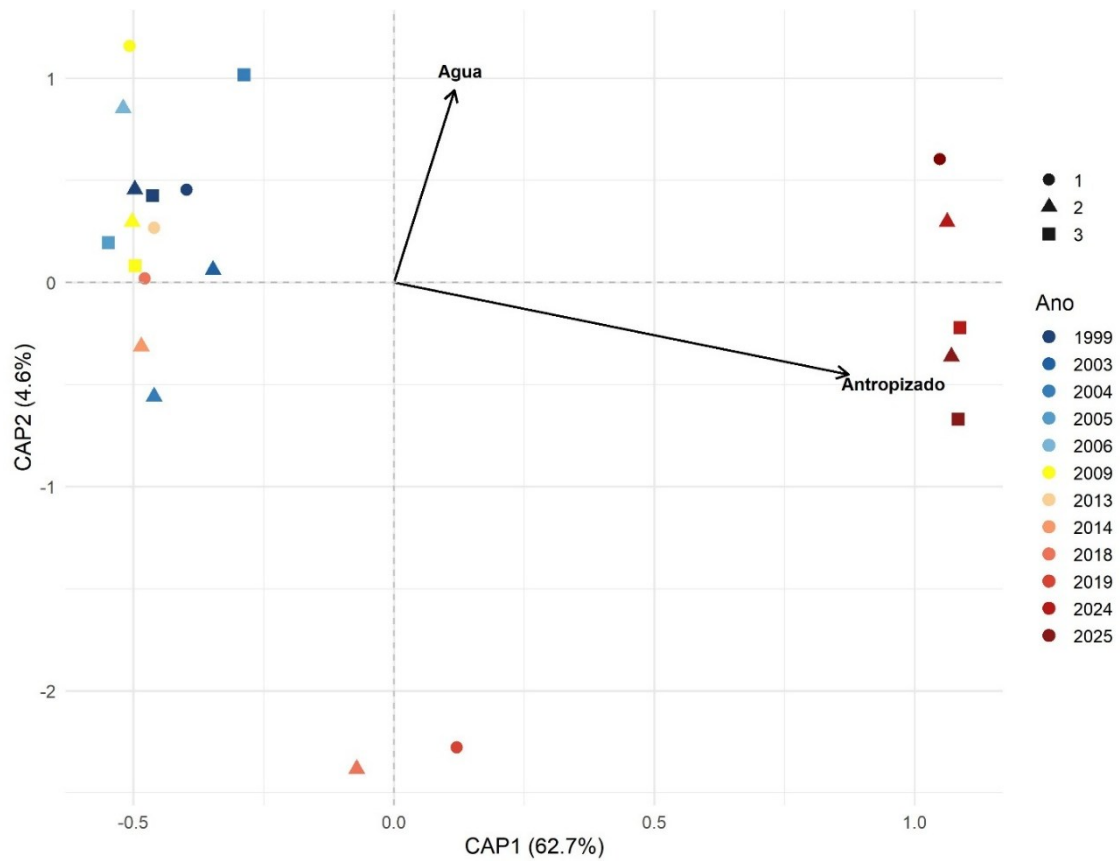


Figura 14. dbRDA filogenética (UniFrac) mostrando a associação entre a composição filogenética das comunidades e as variáveis ambientais, após controle do efeito espacial (Condition(Ponto)). Setas indicam os gradientes ambientais significativos, e os eixos CAP1 e CAP2 representam os principais gradientes de variação filogenética explicada.

2.4. DISCUSSÃO

2.4.1. Reestruturação das assembleias e limitação da reprodução em ambientes hidricamente degradados

Os resultados evidenciam uma profunda reestruturação temporal das assembleias de anuros associada à perda progressiva de ambientes aquáticos superficiais. A discrepância consistente entre espécies detectadas por busca ativa e aquelas registradas exclusivamente por gravações acústicas indica que, nos anos mais recentes, uma parcela significativa da fauna registrada

corresponde a indivíduos em deslocamento ou vocalizações provenientes de áreas adjacentes (Darras et al., 2016), e não a populações reprodutivamente estabelecidas. Esse padrão tem sido amplamente documentado em sistemas sazonais sob estresse hídrico, nos quais a presença acústica não necessariamente reflete ocupação efetiva ou sucesso reprodutivo local (Kaczmariski et al., 2025; Melo et al., 2021)

A detecção acústica de espécies estritamente dependentes de água, como *D. minutus*, *S. fuscomarginatus*, *B. albopunctata*, *P. marmoratus*, sem evidência de reprodução ativa, sugere que a redução prolongada da lâmina d'água tem imposto um forte filtro ambiental, indicando que estes indivíduos são provavelmente transeuntes ou "falsos positivos" de ocupação — indivíduos em dispersão buscando recursos hídricos que já não existem no local. Em contraste, espécies escavadoras e construtoras de tocas como *L. troglodytes*, *L. fuscus* e *L. jolyi* mantiveram atividade vocal persistente ao longo de todo o período amostral, reforçando a ideia de que traços associados à tolerância à dessecação e ao uso de micro-habitats subterrâneos conferem maior resiliência em paisagens hidricamente degradadas (Brito; Costa, 2022; Kokubum et al., 2009).

Esse contraste funcional antecipa os padrões observados nas análises de diversidade funcional e filogenética, indicando que a persistência local não ocorre de forma aleatória, mas é mediada por filtros ambientais que atuam de maneira seletiva sobre atributos ecológicos e linhagens evolutivas.

2.4.2. Empobrecimento taxonômico como processo regional e direcional

O declínio temporal significativo da riqueza de espécies, consistente entre os três pontos amostrais, indica que a perda de diversidade taxonômica não é um fenômeno pontual ou local, mas sim um processo regional (ao longo da bacia) associado a mudanças ambientais de longo prazo. A baixa variabilidade associada ao efeito aleatório do ponto reforça que a trajetória de empobrecimento é predominantemente temporal, refletindo a intensificação gradual do estresse hídrico e da antropização na bacia.

Esse padrão é coerente com evidências recentes de declínios generalizados em comunidades de anfíbios em regiões tropicais e subtropicais, particularmente em áreas onde mudanças no uso do solo amplificam os efeitos das alterações climáticas sobre o regime hidrológico (Agostini; Deutsch; Bilenca, 2021; Medina; Ponssa; Aráoz, 2016).

2.4.3. Alta beta diversidade temporal impulsionada por turnover taxonômico

A elevada beta diversidade taxonômica temporal, com valores de dissimilaridade de Jaccard consistentemente altos, indica uma intensa reorganização das assembleias ao longo do tempo. A dominância do componente de turnover sobre o nestedness demonstra que essa dinâmica não se resume à perda progressiva de espécies, mas envolve substituições frequentes na composição específica.

Entretanto, a identificação de um subconjunto extremamente reduzido de espécies persistentes — especialmente *L. troglodytes* e *L. fuscus* — sugere que esse turnover ocorre em um contexto de empobrecimento estrutural. Nesse cenário, espécies transitórias entram e saem do sistema sem alterar substancialmente o espectro funcional ocupado, resultando em substituição taxonômica desacoplada da manutenção funcional. Dinâmicas desse tipo têm sido associadas à homogeneização funcional e à erosão do espaço ecológico em sistemas sob forte estresse ambiental, nos quais generalistas persistem enquanto especialistas são progressivamente excluídos (Newbold et al., 2018; Socolar et al., 2016).

A substituição de uma assembleia originalmente mais diversa por um subconjunto restrito de espécies com elevada tolerância à dessecação reforça esse cenário de simplificação estrutural (Hoffmann; Cavanough; Mitchell, 2021). O fato de apenas uma espécie (*L. troglodytes*) apresentar alta persistência (limiar $\geq 0,7$) em todas as poças amostradas fornece evidência adicional de homogeneização biótica em escala local (Blowes et al., 2024).

2.4.4. Mudança direcional na composição: evidência de filtros ambientais persistentes

A ordenação NMDS e os resultados da PERMANOVA demonstram uma mudança direcional clara na composição taxonômica ao longo do tempo, com separação consistente entre anos iniciais e recentes. Esse padrão indica que as assembleias não estão variando aleatoriamente em torno de um estado médio, mas seguem uma trajetória direcional de reorganização, compatível com a atuação contínua de filtros ambientais.

A associação significativa entre composição taxonômica, antropização e superfície de água reforça esse diagnóstico. A intensificação do uso da terra na bacia do rio Formoso,

particularmente associada à expansão agrícola e à irrigação, tem reduzido a disponibilidade e a persistência de ambientes aquáticos, impondo um forte filtro ambiental às assembleias de anuros. Dada a dependência desses organismos da hidroperiodicidade para a reprodução, a perda de água superficial favorece espécies mais tolerantes a condições secas e instáveis, tipicamente generalistas, promovendo reorganizações na composição das comunidades (Ficetola et al., 2015).

Embora as variáveis climáticas não tenham apresentado efeito independente significativo neste estudo, a redução da precipitação e o aumento da temperatura tendem a atuar de forma sinérgica com as mudanças no uso da terra, amplificando os impactos da degradação hídrica no longo prazo e contribuindo para declínios populacionais de anfíbios (Luedtke et al., 2023; Vasconcelos; Do Nascimento; Prado, 2018). Adicionalmente, a homogeneização da paisagem decorrente da expansão de monoculturas pode comprometer a conectividade entre habitats aquáticos e terrestres, limitando a dispersão e o fluxo gênico, com consequências para a diversidade funcional e a estabilidade das comunidades em paisagens agrícolas intensivas (Cushman, 2006; Thompson; Nowakowski; Donnelly, 2016).

2.4.5. Erosão funcional sem substituição de estratégias ecológicas

A redução significativa de Rao's Q e FDis ao longo do tempo evidencia uma perda consistente de diversidade funcional, indicando que as assembleias atuais ocupam uma fração cada vez menor do espaço funcional historicamente disponível. A ausência de diferenças significativas na beta diversidade funcional multivariada sugere que essa perda ocorre de forma relativamente homogênea, sem substituição entre estratégias funcionais contrastantes.

Esse padrão é consistente com um cenário de erosão funcional, no qual espécies funcionalmente semelhantes persistem, enquanto estratégias mais especializadas são eliminadas (Carmona et al., 2021). Como resultado, o hipervolume funcional torna-se contraído e dominado por estratégias associadas à resistência à imprevisibilidade hidrológica, potencialmente reduzindo a resiliência ecossistêmica e a provisão de serviços (Galindo-Urbe et al., 2022; Mouillot et al., 2013). As espécies persistentes compartilham traços típicos de anuros tolerantes à dessecação, como hábito terrestre ou fossorial, reprodução explosiva e construção de ninhos de espuma. Em leptodactídeos, por exemplo, girinos de *Leptodactylus fuscus* podem sobreviver temporariamente após o desaparecimento do corpo d'água, aumentando a retenção hídrica

quando agregados ((Downie; Smith, 2003; Venturelli; Klein, 2019). Esses atributos favorecem a persistência sob redução da superfície hídrica (Nowakowski et al., 2017, 2018).

No entanto, essa tolerância não é ilimitada. Mesmo espécies generalistas podem declinar quando alterações antrópicas comprometem a disponibilidade e previsibilidade dos habitats reprodutivos. A intensificação agrícola pode ultrapassar esse limiar, levando ao declínio de espécies anteriormente abundantes (Renoirt et al., 2024).

A forte associação entre métricas funcionais univariadas e variáveis como superfície de água e antropização, contrastando com os resultados não significativos da dbRDA funcional, reforça a ideia de que o impacto ambiental atua comprimindo o espaço funcional, e não reorganizando-o.

2.4.6. Perda filogenética não aleatória e colapso de linhagens

A dimensão filogenética revelou-se particularmente sensível às mudanças ambientais. O declínio temporal acentuado da diversidade filogenética, aliado aos valores negativos de SES.PD nos anos mais recentes, indica uma perda de história evolutiva maior do que o esperado ao acaso. Esse resultado sugere que linhagens inteiras estão sendo eliminadas, e não apenas espécies isoladas.

A dominância do componente de *nestedness* na beta diversidade filogenética temporal reforça essa interpretação, apontando para um processo de empobrecimento filogenético progressivo, no qual comunidades recentes representam subconjuntos empobrecidos das comunidades históricas, sem a colonização de novas linhagens evolutivas. Esse padrão é típico de filtros ambientais severos, que eliminam clados inteiros associados a determinadas condições ecológicas (Alves-Ferreira et al., 2025; Baselga; Gómez-Rodríguez; Lobo, 2012)

A visualização da árvore filogenética corrobora essa interpretação, evidenciando que a perda filogenética está concentrada em grupos evolutivamente relacionados, o que sugere conservadorismo filogenético de traços associados à dependência hídrica.

2.4.7. Antropização e água superficial como eixos estruturadores da diversidade evolutiva

A dbRDA filogenética revelou que antropização e superfície de água são os principais *drivers* estruturadores da composição filogenética das assembleias, mesmo após o controle da estrutura espacial. O fato de a precipitação perder significância quando considerada conjuntamente indica

que os impactos hidrológicos locais — mediados pelo uso do solo e pela retenção de água na paisagem — são mais determinantes do que a variabilidade climática regional per se.

Esse resultado é particularmente relevante no contexto do Cerrado, onde a expansão de 400% da área agrícola e o avanço dos pivôs centrais na bacia do Rio Formoso, tem sido apontada como um dos principais motores de alteração hidrológica em escala de bacia (Salmona et al., 2023; Stríkis et al., 2024). A forte associação entre perda de água superficial e reorganização filogenética sugere que a conservação de corpos d'água temporários é crítica para a manutenção de linhagens evolutivamente distintas e, conseqüentemente, do potencial adaptativo das comunidades (Sánchez-Montes et al., 2024).

O aumento da temperatura média (+2°C) e a redução da precipitação pela metade exacerbam a evapotranspiração; a expansão da irrigação intensifica o rebaixamento do lençol freático, desconectando as poças temporárias do aquífero e encurtando o hidroperíodo abaixo do limiar necessário para o desenvolvimento larval da maioria das espécies (Ramalho et al., 2021; Ribeiro et al., 2017; Titon; Ribeiro Gomes, 2015).

2.4.8. Implicações para conservação e síntese integrativa

Em conjunto, os resultados demonstram que a redução da superfície de água, amplificada pela intensificação da antropização, desencadeia um processo integrado de empobrecimento taxonômico, funcional e filogenético em comunidades de anuros do Cerrado. Embora a beta diversidade taxonômica indique elevada rotatividade, as dimensões funcional e filogenética revelam um colapso estrutural mais profundo, marcado pela perda de estratégias ecológicas e de linhagens evolutivas inteiras.

Esses achados reforçam a necessidade de abordagens multidimensionais para avaliar os impactos ambientais sobre a biodiversidade (Barros et al., 2024; Campos et al., 2017; Ouchi-Melo et al., 2018) e destacam que métricas taxonômicas isoladas podem mascarar perdas ecológicas e evolutivas substanciais. A conservação de ambientes aquáticos temporários, aliada ao controle da expansão agrícola intensiva, emerge como uma prioridade estratégica para mitigar a erosão da biodiversidade no Cerrado em um cenário de mudanças climáticas aceleradas.

2.5. CONCLUSÕES

Nossos resultados evidenciam um processo consistente de erosão multidimensional da biodiversidade de anuros associado à redução da água superficial e à intensificação da agricultura irrigada no Cerrado. Observamos declínios simultâneos na diversidade taxonômica, funcional e filogenética, indicando não apenas perda de espécies, mas também de estratégias ecológicas e de história evolutiva. A substituição taxonômica, combinada com a perda filogenética por *nestedness*, sugere que linhagens inteiras estão sendo progressivamente eliminadas.

Esse processo se manifesta no “silenciamento” das poças, à medida que a redução do hidroperíodo limita a persistência de espécies dependentes de água. Embora os anuros atuem como indicadores sensíveis, os padrões observados refletem uma degradação mais ampla dos sistemas aquáticos na paisagem.

Em conjunto, os resultados indicam que a gestão hídrica atual é insuficiente para manter a integridade ecológica desses ambientes. A manutenção da biodiversidade no Cerrado dependerá de estratégias que conciliem o uso da água com a conservação dos regimes hidrológicos naturais, especialmente em ecossistemas aquáticos temporários.

2.5.1. Agradecimentos

Ao Programa de Cooperação Internacional de Universidades Brasileiras – Mobilidade Internacional (GCUB-Mob). À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos, fundamental para a realização deste trabalho. Às Fazendas Trijunção, pelo apoio durante a realização da pesquisa. Ao Laboratório de Fauna e Unidades de Conservação, a consultoria ambiental JUMA e ao grupo da disciplina biologia dos anfíbios (PPGZoologia) que ajudaram as coletas dos anuros.

2.6. Referências

AGOSTINI, Gabriela; DEUTSCH, Camila; BILENCA, David N. Differential responses of anuran assemblages to land use in agroecosystems of central Argentina. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 311, p. 107323, maio 2021.

ALVARES, Clayton Alcarde *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ÁLVAREZ-GRZYBOWSKA, Eliza *et al.* Amphibian communities in two contrasting ecosystems: functional diversity and environmental filters. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 8, p. 2457–2485, 14 jul. 2020.

ALVES-FERREIRA, Gabriela *et al.* Climate change is projected to shrink phylogenetic endemism of Neotropical frogs. **Nature Communications**, v. 16, n. 1, p. 3713, 19 abr. 2025.

AMBURGEY, Staci *et al.* Effects of Hydroperiod Duration on Survival, Developmental Rate, and Size at Metamorphosis in Boreal Chorus Frog Tadpoles (*Pseudacris maculata*). **Herpetologica**, v. 68, n. 4, p. 456–467, dez. 2012.

ANDERSON, Marti J. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). In: **Wiley StatsRef: Statistics Reference Online**. [S.l.]: Wiley, 2017. p. 1–15.

ANDERSON, Marti J.; ELLINGSEN, Kari E.; MCARDLE, Brian H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 683–693, 25 jun. 2006.

BARBOSA FONTANA, Rodrigo; BOTH, Camila; HARTZ, Sandra Maria. Direct development in Atlantic Forest anurans: What can environmental and biotic influences explain about its evolution and occurrence? **PLOS ONE**, v. 18, n. 11, p. e0291644, 30 nov. 2023.

BARROS, Rafael Assis *et al.* Taxonomic, functional, and phylogenetic diversity of anuran assemblages across habitats and seasons in a Neotropical savanna. **Biotropica**, p. 1–14, 19 set. 2024.

BASELGA, Andrés. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134–143, 8 jan. 2010.

BASELGA, Andrés; GÓMEZ-RODRÍGUEZ, Carola; LOBO, Jorge M. Historical Legacies in World Amphibian Diversity Revealed by the Turnover and Nestedness Components of Beta Diversity. **PLoS ONE**, v. 7, n. 2, p. e32341, 23 fev. 2012.

BASELGA, Andrés; ORME, C. David L. betapart: an R package for the study of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, n. 5, p. 808–812, 18 out. 2012.

BEEBEE, Trevor J. C.; GRIFFITHS, Richard A. The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? **Biological Conservation**, v. 125, n. 3, p. 271–285, out. 2005.

BLANCHET, F. G.; LEGENDRE, P.; BORCARD, D. Forward selection of explanatory variables. **Ecology**, v. 89, p. 2623–2632, 2008.

BLOWES, Shane A. *et al.* Synthesis reveals approximately balanced biotic differentiation and homogenization. **Science Advances**, v. 10, n. 8, 23 fev. 2024.

BOLKER, Benjamin M. *et al.* **Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution**. **Trends in Ecology & Evolution**, 2009.

BRANDÃO, Reuber Albuquerque *et al.* Three new species of Proceratophrys Miranda-Ribeiro 1920 from Brazilian Cerrado (Anura, Odontophrynidae). **Zootaxa**, v. 3750, n. 4, p. 321–347, 20 dez. 2013.

BRANDÃO, Reuber Albuquerque *et al.* **História Natural do Sertão da Trijunção do Nordeste, Centro-oeste e Sudeste do Brasil**. 1 ed. ed. São Paulo: Perse, 2020.

BRITO, Wenner Justino Bezerra de; COSTA, Rafael Dioni Leandro. Partição de nicho entre espécies da família Leptodactylidae: um breve relato sobre irmãos. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 3, p. e37111326826, 26 fev. 2022.

CADOTTE, Marc W. *et al.* Phylogenetic diversity metrics for ecological communities: integrating species richness, abundance and evolutionary history. **Ecology Letters**, v. 13, n. 1, p. 96–105, 21 jan. 2010.

CAMPBELL GRANT, Evan H. *et al.* Priority research needs to inform amphibian conservation in the Anthropocene. **Conservation Science and Practice**, v. 5, n. 9, p. 1–20, 19 set. 2023.

CAMPOS, Felipe S. *et al.* Cost-effective conservation of amphibian ecology and evolution. **Science Advances**, v. 3, n. 6, 2 jun. 2017.

CARMONA, Carlos P. *et al.* Erosion of global functional diversity across the tree of life. **Science Advances**, v. 7, n. 13, 26 mar. 2021.

CHARIF, RA; PONIRAKIS, DW; KREIN, TP. **Raven Lite 1.0 User's Guide**. Ithaca, NY Cornell Laboratory of Ornithology, , 2006.

COSTA-CAMPOS, Carlos Eduardo; XAVIER FREIRE, Eliza Maria. Richness and composition of anuran assemblages from an Amazonian savanna. **ZooKeys**, v. 843, p. 149–169, 9 maio 2019.

COYLE, Jessica R.; HURLBERT, Allen H.; WHITE, Ethan P. Opposing Mechanisms Drive Richness Patterns of Core and Transient Bird Species. **The American Naturalist**, v. 181, n. 4, p. E83–E90, abr. 2013.

CUSHMAN, Samuel A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. **Biological Conservation**, v. 128, n. 2, p. 231–240, mar. 2006.

DALPASSO, Andrea *et al.* Effects of temperature and precipitation changes on shifts in breeding phenology of an endangered toad. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 14573, 4 set. 2023.

DARRAS, Kevin *et al.* Measuring sound detection spaces for acoustic animal sampling and monitoring. **Biological Conservation**, v. 201, p. 29–37, set. 2016.

DÍAZ-PANIAGUA, Carmen *et al.* Groundwater decline has negatively affected the well-preserved amphibian community of Doñana National Park (SW Spain). **Amphibia-Reptilia**, v. 45, n. 2, p. 205–217, 30 abr. 2024.

DORMANN, Carsten F. *et al.* Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, v. 36, n. 1, p. 27–46, 18 jan. 2013.

DOWNIE, J. R.; SMITH, Joanna. Survival of Larval Leptodactylus Fuscus (Anura: Leptodactylidae) out of Water: Developmental Differences and Interspecific Comparisons. **Journal of Herpetology**, v. 37, n. 1, p. 107–115, 2003.

FAITH, Daniel P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biological Conservation**, v. 61, n. 1, p. 1–10, 1992.

FERREIRA, Bruno Gama *et al.* MAPBIOMAS ÁGUA: DINÂMICA E TENDÊNCIA DA SUPERFÍCIE DE ÁGUA NO BRASIL. *In*: 2023.

FICETOLA, Gentile Francesco *et al.* Habitat availability for amphibians and extinction threat: a global analysis. **Diversity and Distributions**, v. 21, n. 3, p. 302–311, 22 mar. 2015.

GALINDO-URIBE, Diana *et al.* Classification and sensitivity of taxonomic and functional diversity indices of anurans in the Andean coffee cultural landscape. **Ecological Indicators**, v. 136, p. 108650, mar. 2022.

GOMES DOS SANTOS, Tiago *et al.* Anurans of a seasonally dry tropical forest: Morro do Diabo State Park, São Paulo state, Brazil. **Journal of Natural History**, v. 43, n. 15–16, p. 973–993, abr. 2009.

GOMES DOS SANTOS, Tiago; ROSSA-FERES, Denise C.; CASATTI, Lilian. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. **Iheringia Série Zoologia**, v. 97, n. 1, p. 37–49, 2007.

GORELICK, Noel *et al.* Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18–27, dez. 2017.

HEYER, W. Ronald *et al.* Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians. **Smithsonian Institution**, v. 44, n. 2, p. 272–273, 1 jun. 1994.

HOCKING, Daniel J.; BABBITT, Kimberly J. Amphibian contributions to ecosystem services. **Herpetological conservation and biology**, v. 9, n. 1, p. 1–17, 2013.

HOF, Christian *et al.* Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. **Nature**, v. 480, n. 7378, p. 516–519, 16 dez. 2011.

HOFFMANN, Emily P.; CAVANOUGH, Karen L.; MITCHELL, Nicola J. Low desiccation and thermal tolerance constrains a terrestrial amphibian to a rare and disappearing microclimate niche. **Conservation Physiology**, v. 9, n. 1, 1 jan. 2021.

HOFMANN, Gabriel S. *et al.* The Brazilian Cerrado is becoming hotter and drier. **Global Change Biology**, v. 27, n. 17, p. 4060–4073, 10 set. 2021.

KACZMARSKI, Mikołaj *et al.* Passive acoustic monitoring reveals seasonal patterns in European green toad calling activity but fails to accurately reflect population abundance. **Scientific Reports**, v. 15, n. 1, p. 26447, 21 jul. 2025.

KELLY, Oliver *et al.* Using acoustic recorders and accounting for imperfect detection to understand spatial and temporal breeding patterns of a cryptic burrowing amphibian. **Research Square**, p. 1–23, 25 out. 2024.

KEMBEL, Steven W. *et al.* Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. **Bioinformatics**, v. 26, n. 11, p. 1463–1464, 1 jun. 2010.

KOKUBUM, M. *et al.* Reproductive biology of the Brazilian sibilator frog *Leptodactylus troglodytes*. **Herpetological Journal**, v. 19, p. 119–126, 2009.

KONAPALA, Goutam *et al.* Climate change will affect global water availability through compounding changes in seasonal precipitation and evaporation. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 3044, 23 jun. 2020.

KÖPPEN, W. Das geographische System der Klimate. In: KÖPPEN, W.; GEIGER, R. (Orgs.). **Handbuch der Klimatologie**. Berlin: Gebrüder Bornträger, 1936. v. 1 p. 1–44.

LALIBERTÉ, Etienne; LEGENDRE, Pierre. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299–305, jan. 2010.

LAWLER, Joshua J. *et al.* Projected Climate Impacts for the Amphibians of the Western Hemisphere. **Conservation Biology**, v. 24, n. 1, p. 38–50, 15 fev. 2010.

LEGENDRE, Pierre; ANDERSON, Marti J. Distance-Based Redundancy Analysis: Testing Multispecies Responses in Multifactorial Ecological Experiments. **Ecological Monographs**, v. 69, n. 1, p. 1, fev. 1999.

LEGENDRE, Pierre; LEGENDRE, Louis. **Numerical Ecology**. 3rd Edition ed. [*S.l.: S.n.*].

LESCANO, Julián N.; MILOCH, Daniela; LEYNAUD, Gerardo C. Functional traits reveal environmental constraints on amphibian community assembly in a subtropical dry forest. **Austral Ecology**, v. 43, n. 6, p. 623–634, 21 set. 2018.

LOZUPONE, Catherine; KNIGHT, Rob. UniFrac: a New Phylogenetic Method for Comparing Microbial Communities. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 71, n. 12, p. 8228–8235, dez. 2005.

LUEDTKE, Jennifer A. *et al.* Ongoing declines for the world's amphibians in the face of emerging threats. **Nature**, v. 622, n. 7982, p. 308–314, 12 out. 2023.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 243–253, maio 2000.

MEDINA, Regina Gabriela; PONSSA, Maria Laura; ARÁOZ, Ezequiel. Environmental, land cover and land use constraints on the distributional patterns of anurans: *Leptodactylus* species (Anura, Leptodactylidae) from Dry Chaco. **PeerJ**, v. 4, p. e2605, 3 nov. 2016.

MELO, Isabella *et al.* Active or passive acoustic monitoring? Assessing methods to track anuran communities in tropical savanna wetlands. **Ecological Indicators**, v. 132, p. 108305, dez. 2021.

MOUILLOT, David *et al.* A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 3, p. 167–177, mar. 2013.

NAVAS, Carlos A.; GOMES, Fernando R.; CARVALHO, José Eduardo. Thermal relationships and exercise physiology in anuran amphibians: Integration and evolutionary implications. **Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology**, v. 151, n. 3, p. 344–362, nov. 2008.

NEWBOLD, Tim *et al.* Widespread winners and narrow-ranged losers: Land use homogenizes biodiversity in local assemblages worldwide. **PLOS Biology**, v. 16, n. 12, p. e2006841, 4 dez. 2018.

NIEMI, Gerald J.; MCDONALD, Michael E. Application of Ecological Indicators. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 1, p. 89–111, 15 dez. 2004.

NOWAKOWSKI, A. Justin *et al.* Tropical amphibians in shifting thermal landscapes under land-use and climate change. **Conservation Biology**, v. 31, n. 1, p. 96–105, 26 fev. 2017.

NOWAKOWSKI, A. Justin *et al.* Thermal biology mediates responses of amphibians and reptiles to habitat modification. **Ecology Letters**, v. 21, n. 3, p. 345–355, 4 mar. 2018.

NUNES-DE-ALMEIDA, Carlos Henrique Luz; BATISTA HADDAD, Célio Fernando; TOLEDO, Luís Felipe. A revised classification of the amphibian reproductive modes. **SALAMANDRA**, v. 57, n. 3, p. 413–427, 15 ago. 2021.

OKSANEN, Jari *et al.* **Vegan: Community Ecology Package.** , 2015.

OLSON, Deanna H.; PILLIOD, David S. Elevating human dimensions of amphibian and reptile conservation, a USA perspective. **Conservation Science and Practice**, v. 4, n. 6, 1 jun. 2022.

OUCHI-MELO, Lilian Sayuri *et al.* Integrating phylogenetic and functional biodiversity facets to guide conservation: a case study using anurans in a global biodiversity hotspot. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, n. 12, p. 3247–3266, 26 out. 2018.

PAVOINE, Sandrine *et al.* On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. **Oikos**, v. 118, n. 3, p. 391–402, 6 mar. 2009.

PEREIRA, Elvis A. *et al.* Seasonal and habitat structure of an anuran assemblage in a semideciduous forest area in Southeast Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciencias**, v. 92, n. 1, p. 1–17, 2020.

PERES-NETO, PR *et al.* Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. **Ecology**, v. 87, n. 10, p. 2614–2625, 2006.

PORTIK, Daniel M.; STREICHER, Jeffrey W.; WIENS, John J. Frog phylogeny: A time-calibrated, species-level tree based on hundreds of loci and 5,242 species. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 188, p. 107907, nov. 2023.

RAMALHO, Werther P. *et al.* Multiple environmental filters and competition affect the spatial co-occurrence of pond-breeding anurans at both local and landscape scales in the Brazilian Cerrado. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 6, p. 1663–1683, 17 jun. 2021.

RAO, C. Radhakrishna. Diversity and dissimilarity coefficients: A unified approach. **Theoretical population biology**, v. 21, p. 24–43, 1982.

RENOIRT, Matthias *et al.* Population declines of a widespread amphibian in agricultural landscapes. **The Science of Nature**, v. 111, n. 2, p. 17, 18 abr. 2024.

RIBEIRO, Joana *et al.* Landscape and local correlates with anuran taxonomic, functional and phylogenetic diversity in rice crops. **Landscape Ecology**, v. 32, n. 8, p. 1599–1612, 12 ago. 2017.

RIBEIRO, Joana; COLLI, Guarino R.; SOARES, Amadeu M. V. M. The anurofauna of a vanishing savanna: the case of the Brazilian Cerrado. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 6, p. 1993–2015, 18 maio 2020.

ROLLS, Robert J. *et al.* Scaling biodiversity responses to hydrological regimes. **Biological Reviews**, v. 93, n. 2, p. 971–995, 8 maio 2018.

RUTHSATZ, Katharina *et al.* Patterns of temperature induced developmental plasticity in anuran larvae. **Journal of Thermal Biology**, v. 74, p. 123–132, maio 2018.

SALAZAR, Andrés. **Surface Water Tracker: Web application for obtaining surface water area data.**

SALIMI, Shokoufeh; SCHOLZ, Miklas. Impact of future climate scenarios on peatland and constructed wetland water quality: A mesocosm experiment within climate chambers. **Journal of Environmental Management**, v. 289, p. 112459, jul. 2021.

SALMONA, Yuri *et al.* A Worrying Future for River Flows in the Brazilian Cerrado Provoked by Land Use and Climate Changes. **Sustainability**, v. 15, n. 4251, 2023.

SÁNCHEZ-MONTES, Gregorio *et al.* Pond area and availability safeguard amphibian genetic diversity across Iberia's largest protected wetland. **Freshwater Biology**, v. 69, n. 7, p. 917–931, 29 jul. 2024.

SANTORO, Guilherme; BRANDÃO, Reuber. Reproductive modes, habitat use, and richness of anurans from Chapada dos Veadeiros, central Brazil. **North-Western Journal of Zoology**, v. 10, n. 2, p. 365–373, 2014.

SCHWAMBACK, Dimaghi *et al.* Assessment of water fluxes under the dual threat of changes in land cover and climate variability in the Brazilian Cerrado biome. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 61, p. 102699, out. 2025.

SILVA, Andréa Leme da *et al.* Water Appropriation on the Agricultural Frontier in Western Bahia and Its Contribution to Streamflow Reduction: Revisiting the Debate in the Brazilian Cerrado. **Water**, v. 13, n. 8, p. 1054, 12 abr. 2021.

SILVANO, Débora Leite; VALDUJO, Paula Hanna; COLLI, Guarino Rinaldi. Priorities for Conservation of the Evolutionary History of Amphibians in the Cerrado. *In: Biodiversity Conservation and Phylogenetic Systematics: Preserving our Evolutionary Heritage in an Extinction Crisis*. [S.l.]: Springer International Publishing, 2016. v. 14 p. 287–304.

SIMON, Edina *et al.* Frogs and toads as biological indicators in environmental assessment. *In: MURRA, J. L. (Org.). Frogs biology, ecology and uses*. [S.l.]: Science publishers, 2011. p. 141–151.

SOCOLAR, Jacob B. *et al.* How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 31, n. 1, p. 67–80, jan. 2016.

SOCOLAR, Jacob B. *et al.* Tropical biodiversity loss from land-use change is severely underestimated by local-scale assessments. **Nature Ecology & Evolution**, v. 9, n. 9, p. 1643–1655, 22 jul. 2025.

SODHI, Navjot; EHRLICH, Paul. **Conservation Biology for All**. [S.l.]: Oxford University Press, 2010.

SPERA, Stephanie A. *et al.* Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. **Global Change Biology**, v. 22, n. 10, p. 3405–3413, 12 out. 2016.

STERLING, Shannon M.; DUCHARNE, Agnès; POLCHER, Jan. The impact of global land-cover change on the terrestrial water cycle. **Nature Climate Change**, v. 3, n. 4, p. 385–390, 14 abr. 2013.

STRÍKIS, Nicolas Misailidis *et al.* Modern anthropogenic drought in Central Brazil unprecedented during last 700 years. **Nature Communications**, v. 15, n. 1, p. 1728, 26 fev. 2024.

TASKER, Bailey R. *et al.* Effects of elevated temperature, reduced hydroperiod, and invasive bullfrog larvae on pacific chorus frog larvae. **PLOS ONE**, v. 17, n. 3, p. e0265345, 15 mar. 2022.

THOMPSON, Michelle E.; NOWAKOWSKI, A. Justin; DONNELLY, Maureen A. The importance of defining focal assemblages when evaluating amphibian and reptile responses to land use. **Conservation Biology**, v. 30, n. 2, p. 249–258, 14 abr. 2016.

TILMAN, D. Functional Diversity. In: LEVIN, S. A. (Org.). **Encyclopedia of biodiversity**. Academic Press ed. San Diego: [S.n.]. p. 109–120.

TITON, Braz; RIBEIRO GOMES, Fernando. Relation between water balance and climatic variables associated with the geographical distribution of anurans. **PLoS ONE**, v. 10, n. 10, p. 1–19, 15 out. 2015.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS (UNICAMP). **Fonoteca Neotropical Jacques Viellard**. Campinas, s.d. Disponível em: <https://www2.ib.unicamp.br/fnjv/>. Acesso em: 1 fev. 2025.

VASCONCELOS, Tiago S.; DO NASCIMENTO, Bruno T. M.; PRADO, Vitor H. M. Expected impacts of climate change threaten the anuran diversity in the Brazilian hotspots. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 16, p. 7894–7906, 13 ago. 2018.

VAZ-SILVA, Wilian *et al.* **Guia de identificação das espécies de anfíbios (Anura e Gymnophiona) do estado de Goiás e do Distrito Federal, Brasil Central**. [S.l.]: Sociedade Brasileira de Zoologia, 2020.

VENTURELLI, Diego Pimentel; KLEIN, Wilfried. Effect of hydric stress on locomotion and morphology of tadpoles from temporary ponds. **Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological and Integrative Physiology**, v. 331, n. 3, p. 175–184, 27 mar. 2019.

WELSH, H. H.; OLLIVIER, L. M. Stream amphibians as indicators of ecosystem stress: A case study from California's redwoods. **Ecological Applications**, v. 8, p. 1118–1132, 1998.

3. PARTE 3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo partiu da necessidade de compreender como a redução da superfície de água, associada à intensificação do uso do solo em paisagens agrícolas do Cerrado, afeta a diversidade taxonômica, funcional e filogenética de assembleias de anuros ao longo do tempo. Os resultados obtidos confirmam a relevância dessa abordagem integrada, demonstrando que alterações hidrológicas locais constituem um fator-chave de erosão da biodiversidade, mesmo na ausência de sinais estatisticamente detectáveis de efeitos climáticos diretos no período analisado.

Os objetivos geral e específicos foram plenamente atendidos. A análise temporal revelou um declínio significativo da diversidade funcional (Rao's Q e FDis), indicando perda de funções ecológicas associadas às assembleias, enquanto a partição da beta diversidade filogenética evidenciou que as mudanças ao longo do tempo foram dominadas por processos de aninhamento, sugerindo perdas direcionais de linhagens em vez de substituição de espécies.

Esses padrões corroboram as hipóteses iniciais de que a redução e instabilidade dos ambientes aquáticos favorecem comunidades funcional e filogeneticamente mais simplificadas.

Do ponto de vista científico, o trabalho contribui ao integrar múltiplas dimensões da biodiversidade em um contexto temporal realista, com séries irregulares de amostragem, ainda pouco explorado na literatura sobre anfíbios em paisagens agrícolas tropicais. Social e ambientalmente, os resultados reforçam a urgência de estratégias de manejo que priorizem a conservação e restauração de ambientes aquáticos, com implicações diretas para a manutenção de serviços ecossistêmicos e da resiliência ecológica.

Entre as limitações do estudo, destacam-se o número restrito de pontos amostrais e a ausência de dados quantitativos detalhados sobre hidroperiodicidade e qualidade da água, o que pode ter limitado a detecção de mecanismos mais finos subjacentes aos padrões observados. Ainda assim, essas restrições não comprometem a robustez das tendências identificadas.

Futuras pesquisas devem incorporar métricas hidrológicas mais detalhadas, ampliar a escala espacial e integrar dados populacionais e genéticos, de modo a aprofundar a compreensão dos efeitos de longo prazo da conversão de habitats aquáticos sobre a biodiversidade de anfíbios. Em síntese, este estudo evidencia que a perda de água superficial em paisagens agrícolas atua como um vetor central de simplificação ecológica, antecipando impactos que tendem a se intensificar sob cenários futuros de mudança ambiental

3.1. DIVULGAÇÃO CIENTÍFICA

Como estratégia de divulgação científica, os principais resultados desta pesquisa foram comunicados por meio de vídeos educativos publicados no YouTube e no Instagram, vinculados ao programa de Ecologia Aplicada. O material audiovisual foi elaborado com linguagem clara e acessível, com o objetivo de tornar compreensíveis, para diferentes públicos, os efeitos da redução da superfície de água sobre a diversidade de anuros no Cerrado brasileiro. A iniciativa buscou sensibilizar a sociedade sobre as transformações ambientais em curso, destacando a importância dos ambientes aquáticos para a manutenção da biodiversidade e os riscos associados à intensificação do uso da terra e à escassez hídrica. Ao traduzir resultados científicos complexos em uma narrativa visual e didática, a divulgação contribuiu para aproximar o conhecimento acadêmico da população em geral, promovendo conscientização ambiental e ampliando o alcance social da pesquisa.



Figura S1. Registro em campo durante atividade de pesquisa e divulgação científica no Cerrado brasileiro. A imagem ilustra a integração entre trabalho científico, conservação da biodiversidade e comunicação ambiental, destacando o uso de registros visuais para aproximar o público dos impactos da redução da superfície de água sobre os anuros e seus habitats. Assista ao vídeo completo e conheça os resultados da pesquisa:

https://youtu.be/kw1YtbuLhWU?si=yNAvfH_AIHtYR6_t

