

Carolina Freitas Schlosser

Efeitos da cobertura vegetal sobre a estrutura da taxocenose de anuros em uma área de Cerrado: prevendo os efeitos do adensamento de plantas lenhosas

Effects of vegetation cover on the structure of anuran assemblages in a Cerrado area: predicting the effects of woody encroachment

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, para a obtenção de Título de Mestra em Ciências, na Área de Ecologia.

Orientador: Marcio Roberto Costa Martins
Coorientador: Leandro Reverberi Tambosi

São Paulo

2022

Carolina Freitas Schlosser

Efeitos da cobertura vegetal sobre a estrutura da taxocenose de anuros em uma área de Cerrado: prevendo os efeitos do adensamento de plantas lenhosas

Effects of vegetation cover on the structure of anuran assemblage in a Cerrado area: predicting the effects of woody encroachment

São Paulo

2022

Ficha Catalográfica

Schlosser, Carolina Freitas

Efeitos da cobertura vegetal sobre a estrutura da taxocenose de anuros em uma área de Cerrado: prevendo os efeitos do adensamento de plantas lenhosas/

Carolina Freitas Schlosser; orientador Marcio R. C. Martins; coorientador Leandro R. Tambosi - São Paulo, 2022

78 p.

Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia.

1. Cerrado 2. Anuros 3. Ecologia.

I. Universidade de São Paulo.

Instituto de Biociências.

Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof. Dr. Marcio Roberto Costa Martins
Universidade de São Paulo
Orientador

*Dedico esse trabalho aos meus sobrinhos,
Lorena e Lucca.
Que o profundo respeito e admiração por todas as formas de vida
sejam pilares em seu crescimento.
Contem comigo para tudo.*

*Quando a última árvore tiver caído,
quando o último rio tiver sido poluído,
quando o último peixe for pescado,
eles vão entender que poder e dinheiro não se come.*

Proverbio popular

Agradecimentos

Nada se faz sozinha, e com o mestrado não foi diferente. Recebi apoio de muita gente, e não é possível citar todos os nomes. Cito então pessoas que estiveram direta e ativamente envolvidas no processo.

Agradeço ao meu orientador Marcio Martins, pela oportunidade de realizar mestrado no LabVert. Obrigada, Marcio, é uma grande honra tê-lo como orientador! Ao meu segundo orientador, Leandro Tambosi, pelo trato sempre muito gentil, pela atenção, pela ajuda com as análises. Muito obrigada, Leandro!

Agradeço à CAPES, pela bolsa de mestrado, sem a qual esse trabalho não seria possível. Agradeço às mulheres inspiradoras que formaram meu comitê de acompanhamento, à professora Paula Valdujo, minha referência de “sapologia” (apelido carinhoso para o estudo dos sapos), e à professora Vânia Pivello, minha referência de conservação do Cerrado, por quem sempre tive muita admiração, desde a graduação, e tive a honra de ter em meu comitê de acompanhamento.

Agradeço à Vera Lucia, chefe da secretaria, pela generosidade, sempre me ajudando com muita paciência a trilhar as questões administrativas e burocráticas da pós graduação. Muito obrigada, Vera!

Agradeço ao Instituto de Biociências e ao Departamento de Ecologia, a todos (as) professores (as) e funcionários (as).

Agradeço a todos (as) que lutam pela preservação ambiental, pela conservação da biodiversidade, pela pesquisa e ciência no Brasil. Sabemos que não é fácil, mas sigamos fortes, com a certeza de que estamos do lado certo da história.

Agradeço a todos meus colegas e minhas colegas do LabVert (e agregados/as), pelo apoio. Jamais deixo de reconhecer o apoio que todos me deram. Agradeço a Gabi e Rosana, que ajudaram muito no início, com o delineamento do projeto e os estudos em diversidade funcional, além da experiência incrível de campo em Monte Verde, João Paulo, que me ajudou com o projeto e a evoluir mais rápido no R, Filipe, Bruna e Ricardo, que dispuseram de seu precioso tempo para revisar e aparar as pontas do texto final, além de terem sido fonte de muito apoio moral e emocional, muito obrigada, amigos! Juan, por me ensinar a inspecionar *pitfalls* e manipular lagartos em Águas de Santa Barbara, pelas conversas longas e pela amizade, Luciana, pela ajuda com as análises de EVI e experiência de campo em Águas de

Santa Barbara. Isabela, que me ajudou dando apoio moral e com dicas preciosas sobre o QGIS.

Pela colaboração acadêmica e pela amizade de todos (as), sou grata!! Agradeço ao Bruno, pela ajuda com as análises, fundamental para que a coisa começasse a andar.

Amigos do apelidado “LeLab” (Grupo de estudos de alunos do Leandro), pela oportunidade de compartilhar com vocês um espaço semanal de trocas científicas, que nos enriquecem tanto, por darem sugestões valiosas para meu trabalho, compartilhar esse espaço é simplesmente incrível.

Agradeço a toda minha família, pelo apoio e por não soltarem minha mão. Minha irmã Camila, mãe Antoneide, avó materna Maria Audézia, meu pai Stanley. Obrigada por tudo, por se fazerem presentes e amorosos, me ajudando em todos os sentidos, por me lembrarem de que a vida é pra ser vivida com garra e leveza (Obrigada por lembrar sempre disso, vó!). Tive o privilégio de nascer em uma família muito amorosa, que me apresentou desde cedo o mundo dos bichos, o que foi essencial para minha formação como bióloga e agora mestra em ecologia. Obrigada, mãe, por isso, e obrigada pai, pelo exemplo que sempre me deu, se um dia eu souber metade do que você sabe sobre peixes, irei me considerar especialista em “peixologia”.

Agradeço aos meus sobrinhos, Lorena e Lucca, por me inspirarem a me tornar cada dia mais forte: com vocês entendi o que é amor incondicional. Estarei sempre com e por vocês. Meus avós paternos, vô Stanley e vó Francisca, pelo amor e exemplo de caráter. Elisandra (Li), Caio e Catarina, vocês são parte dessa trajetória, agradeço pelo apoio, amor e carinho de sempre.

Aos amigos com quem compartilho minhas aspirações científicas, e que tanto me apoiam nessa empreitada! Stephani Somekawa, Yuri Polvilho, Alê Rdash, Ketí Angelova, Karina Mitsuoika, Luana Ferrari, que são pessoas com quem sempre pude contar. Obrigada pela amizade e apoio! Agradeço ao João Uchoa, pelo apoio, amizade, e pelo apoio em um momento que fiquei muito ansiosa no ano passado. Agradeço a todos que não citei, mas que de alguma forma, contribuíram para que esse trabalho fosse possível. Muito Obrigada!

Índice

Introdução Geral	10
Referências	15
Capítulo 1.	
Resumo	19
Abstract	20
1.1. Introdução	21
1.2. Materiais e Métodos	25
1.3. Resultados	38
1.4 Discussão	51
1.5 Referências	57
Conclusões Gerais	65
Apêndice 1	66
Referências	71
Apêndice 2	73
Referências	76

INTRODUÇÃO GERAL

Cerrado e sua diversidade

Com área original estimada em 198 milhões de hectares, o Cerrado é o segundo domínio fitogeográfico mais extenso do Brasil, se estendendo desde as margens da floresta Amazônica até áreas periféricas nos estados de São Paulo e Paraná, além de áreas na Bolívia e no Paraguai (COLLI et al., 2002; MACHADO et al., 2008; RATTER et al., 1997).

Marcado pela acentuada sazonalidade, com estações secas e chuvosas bem definidas, o Cerrado é caracterizado por interflúvios bem drenados, com matas de galeria seguindo os cursos d'água e heterogeneidade horizontal formada pelo mosaico de diferentes fitofisionomias, que vão de formações campestres (campo limpo, campo sujo e campo cerrado) a formações savânicas (cerrado *sensu strictu* e cerrado ralo) e florestais (cerradão e mata seca) (COLLI et al., 2002; DA SILVA & BATES, 2002; MACHADO et al., 2008; RATTER et al., 1997). As formações savânicas, predominantes no bioma, são caracterizadas pela dominância de gramíneas e por um dossel descontínuo, formado por arbustos e árvores esparsas, sendo tal configuração atribuída a evolução da paisagem sob regimes de incêndios naturais, que favorecem a dominância de gramíneas e o controle da vegetação lenhosa. (BOND & KEELEY, 2005; SIMON et al., 2009).

Outrora considerado pobre em espécies, o avanço das pesquisas possibilitou a crescente descrição de espécies no Cerrado (COLLI et al., 2002), que atualmente é reconhecido pela alta biodiversidade e grande número de endemismos, com mais de 4.800 espécies de plantas e vertebrados endêmicos conhecidos (MACHADO et al., 2008; STRASSBURG et al., 2017). A grande biodiversidade do Cerrado é relacionada à sua história evolutiva, marcada pela relação dinâmica entre florestas e savanas durante o Pleistoceno, com expansão de savanas e contração de florestas durante períodos glaciais e expansão de florestas e retração de savanas nos períodos interglaciais, processos que devem ter favorecido a especiação, como resultado da fragmentação e isolamento da biota (RATTER et al., 1997). Além disso, a relativa estabilidade climática de áreas-refúgio de Cerrado neste período teria permitido a persistência e acúmulo de linhagens, favorecendo a

diversidade (WERNECK et al., 2012).

Anuros do Cerrado

No caso dos anuros, são reconhecidas 209 espécies no Cerrado, sendo 150 primariamente associadas ao Cerrado, das quais 108 são consideradas endêmicas. Do número total, 59 são típicas de um dos quatro domínios vizinhos (Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga e Chaco) e que também ocorrem no Cerrado (VALDUJO et al., 2012). A heterogeneidade horizontal da paisagem típica do Cerrado cria uma gama de diferentes recursos que podem ser explorados por diferentes espécies, favorecendo a diversidade (COLLI et al., 2002). Na escala do bioma, verifica-se que diferentes regiões do Cerrado apresentam diferentes composições de espécies de anuros, padrão que é favorecido pelo contato com quatro domínios fitogeográficos vizinhos (VALDUJO et al., 2012). As matas de galeria têm papel importante no aumento da diversidade regional, pois funcionam como enclaves de vegetação florestal, servindo como um ambiente méxico, procurado por várias espécies durante o período seco e como corredor, conectando populações típicas de florestas de domínios vizinhos (BRANDÃO & DE ARAUJO, 2001).

Estudos conduzidos em escala local convergem na identificação de forte estruturação espacial das taxocenoses de anuros em função da cobertura vegetal, encontrando, em geral, maior abundância e riqueza de espécies nas formações mais abertas (ARAUJO et al., 2009; ARAUJO et al., 2013; ARAUJO & DE ALMEIDA-SANTOS, 2011; BRANDÃO & DE ARAUJO, 2001; BRASILEIRO et al., 2005; THOMÉ et al., 2021) . Esse padrão provavelmente está associado à forte dependência do habitat para esse grupo e à importância de processos histórico-evolutivos (processos regionais) na determinação dos padrões atuais de diversidade. A predominância de fisionomias abertas e sua relativa estabilidade, em tempo geológico, em relação às fisionomias fechadas no Cerrado, estariam relacionadas ao acúmulo de linhagens e, portanto, maior riqueza de espécies nessas áreas (THOMÉ et al., 2021). Segundo essa hipótese, a vegetação savânica do Cerrado seria mais antiga que as florestas e a diversificação da biota teria acompanhado a evolução da paisagem, de modo que espécies mais antigas do Cerrado estariam associadas a ambientes savânicos. A maior diversidade de diversos grupos de fauna associada às fisionomias mais abertas no Cerrado apoia essa hipótese (COLLI et al., 2002; DA

SILVA & BATES, 2002; FIORILLO, 2020; MACHADO et al., 2008).

Cerrado: Ameaças e estratégias de conservação

Apesar da grande biodiversidade, o Cerrado é um bioma em crise, ameaçado principalmente pela ocupação de terras para produção agrícola e pastagem exótica, restando apenas 54.4% de seu território ainda coberto por vegetação nativa (MAPBIOMAS, 2021). Em razão do alto grau de endemismo e altas taxas de perda de habitat, o Cerrado é reconhecido como um dos 34 hotspots de diversidade do mundo (MITTERMEIER et al., 2004). No estado de São Paulo, a proximidade dos centros consumidores torna essas áreas mais atrativas para o agronegócio, aumentando a pressão antrópica e a transformação da paisagem (DURIGAN & RATTER, 2006; PIVELLO & KORMAN, 2005).

Além da grande perda de vegetação nativa, uma importante ameaça ao Cerrado e sua biodiversidade é o progressivo adensamento de plantas lenhosas sobre formações savânicas e campestres (ABREU et al., 2017; ROSAN et al., 2019). O adensamento lenhoso é, atualmente, um problema em savanas tropicais em todo o mundo (ROSAN et al., 2019; STEVENS et al., 2017), que pode estar globalmente relacionado ao aumento da concentração de CO₂ atmosférico e localmente relacionado a drivers específicos, como características da flora, ausência de herbívoros pastadores, diferentes usos da terra e alteração nos regimes de ocorrência de fogo (STEVENS et al., 2017). No Cerrado brasileiro, estima-se que em 15 anos, 19% da cobertura de vegetação nativa tenha apresentado adensamento lenhoso e 7% sofrido degradação (ROSAN et al., 2019). Em remanescentes de Cerrado no Estado de São Paulo, em consequência do processo de adensamento lenhoso, fisionomias mais abertas têm sido progressivamente substituídas por formas florestais, como Cerradão e vegetação ecotonal de Cerrado e Mata Atlântica, (DURIGAN & RATTER, 2006). A paisagem e biota do Cerrado, assim como de todas as savanas do mundo, na realidade, evoluíram sob regimes de fogo natural, causados principalmente pela queda de raios entre o final da estação seca e início da estação chuvosa, que propiciam o controle natural do adensamento lenhoso e a manutenção da vegetação típica de savanas (FIDELIS, 2020; MASSOCHINI FRIZZO et al., 2011; RAMOS-NETO & PIVELLO, 2000), sendo muitas plantas típicas dessas fisionomias dependentes do fogo para reprodução e incapazes de

persistir em sua ausência (ABREU et al., 2017). Assim, os processos de expansão de formas florestais sobre savanas devem estar diretamente relacionados ao abandono de terras e supressão dos regimes naturais de fogo (ROSAN et al., 2019; STEVENS et al., 2017). Apesar do papel evolutivo e ecológico do fogo em savanas, as vigentes políticas de conservação do Cerrado ainda são predominantemente baseadas na supressão completa do fogo, pautadas no princípio da precaução e equivocada percepção do fogo como prejudicial para a biodiversidade. Tais estratégias têm se mostrado, entretanto, inadequadas, na medida em que favorecem a perda de savanas pelo adensamento lenhoso, potencialmente prejudicando a biota associada e promovem o acúmulo de biomassa vegetal, o que favorece a propagação de incêndios de grande magnitude e difícil controle (ABREU et al., 2017; FIDELIS, 2020; PIVELLO et al., 2021; RAMOS-NETO & PIVELLO, 2000). Novos estudos, em contrapartida, têm recomendado estratégias de manejo de savanas baseadas no aproveitamento (não-supressão) de queimadas naturais e aplicação de queimadas periódicas (ABREU et al., 2017, RAMOS-NETO & PIVELLO, 2000).

Justificativa e objetivos do presente estudo

A intensa transformação de habitats naturais e a ameaça à conservação das espécies tornam ainda mais urgente a necessidade de estudos que possam contribuir para a compreensão dos condicionantes de diversidade e a definição de áreas prioritárias e estratégias de manejo em Unidades de Conservação.

Neste estudo, conduzido em escala local, na Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB), a estrutura da taxocenose de anuros é avaliada sob a perspectiva da diversidade taxonômica (riqueza de espécies), funcional e filogenética, bem como da estrutura filogenética e abundância de anuros.

Dado que: (1) estudos conduzidos em escala local indicam, em geral, maior riqueza de anuros em áreas abertas; (2) o pool regional de espécies para taxocenoses de anuros no Cerrado é composto por espécies típicas de Cerrado, sendo essas predominantemente associadas a áreas abertas, e espécies de ampla distribuição (VALDUJO, 2011), e (3) comunidades biológicas são estruturadas por processos regionais, como especiação e dispersão geográfica, e processos ecológicos locais que podem gerar extinções locais (RICKLEFS, 1987); esse estudo tem como objetivos centrais: (a) Identificar padrões de estruturação da diversidade

de anuros em escala local, levando em conta a abundância de indivíduos, a riqueza de espécies e as dimensões funcional e filogenética da diversidade; (b) avaliar possíveis efeitos da variação da cobertura vegetal sobre variações na abundância de indivíduos, na riqueza de espécies, na diversidade funcional e filogenética, bem como na estrutura filogenética da taxocenose.

A identificação de padrões de estruturação da taxocenose em escala local, incluindo informação filogenética e funcional (**Apêndice 1**) deverá propiciar a inferência de processos estruturantes da taxocenose de anuros nesta área de estudo e fornecer informações relevantes para a conservação da anurofauna do Cerrado e manejo de Unidades de Conservação.

REFERÊNCIAS

- ABREU, Rodolfo C. R.; HOFFMANN, William A.; VASCONCELOS, Heraldo L.; PILON, Natashi A.; ROSSATTO, Davi R.; DURIGAN, Giselda. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. **Science Advances**, [S. l.], v. 3, n. 8, p. 1–8, 2017. DOI: 10.1126/sciadv.1701284.
- ARAUJO, Cybele de Oliveira; CONDEZ, Thais Helena; SAWAYA, Ricardo Jannini. Anfíbios Anuros do Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus, sudeste do Brasil, e suas relações com outras taxocenoses no Brasil. **Biota Neotropica**, [S. l.], v. 9, n. 2, p. 77–98, 2009. DOI: 10.1590/s1676-06032009000200007.
- ARAUJO, Cybele de Oliveira; CORRÊA, Décio Tadeu; SANTOS, Selma Maria de Almeida. Anuros da Estação Ecológica de Santa Bárbara, um remanescente de formações abertas de Cerrado no estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, [S. l.], v. 13, n. 3, p. 230–240, 2013. DOI: 10.1590/S1676-06032013000300026.
- ARAUJO, Cybele de Oliveira; DE ALMEIDA-SANTOS, Selma Maria. Herpetofauna de um remanescente de cerrado no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, [S. l.], v. 11, n. 3, p. 47–62, 2011. DOI: 10.1590/S1676-06032011000300003.
- BOND, William J.; KEELEY, Jon E. Fire as a global “herbivore”: The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, [S. l.], v. 20, n. 7, p. 387–394, 2005. DOI: 10.1016/j.tree.2005.04.025.
- BRANDÃO, Reuber Albuquerque; DE ARAUJO, Alexandre Fernandes Bamberg. A Herpetofauna associada às Matas de Galeria no Distrito Federal. [S. l.], 2001.
- BRASILEIRO, Cínthia Aguirre; SAWAYA, Ricardo J.; KIEFER, Mara C.; MARTINS, Marcio. Amphibians of an open cerrado fragment in southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, [S. l.], v. 5, n. 2, p. 93–109, 2005. DOI: 10.1590/s1676-06032005000300006.
- COLLI, Guarino R.; BASTOS, Rogério P.; ARAUJO, Alexandre F. B. The Character and Dynamics of the Cerrado Herpetofauna. [S. l.], n. 1, p. 223–241, 2002.
Disponível em:
<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:The+Character+and+Dynamics+of+the+Cerrado+Herpetofauna#0>.
- DA SILVA, José Maria Cardoso; BATES, John M. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: A tropical savanna hotspot. **BioScience**, [S. l.], v. 52, n. 3, p. 225–233, 2002. DOI: 10.1641/0006-3568(2002)052[0225:bpacit]2.0.co;2.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962-2000. **Edinburgh Journal of Botany**, [S. l.], v. 63, n. 1, p. 119–130, 2006. DOI: 10.1017/S0960428606000357.

FIDELIS, Alessandra. Is fire always the “bad guy”? **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, [S. l.], v. 268, n. October 2019, p. 151611, 2020. DOI: 10.1016/j.flora.2020.151611. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151611>.

FIORILLO, Bruno Ferreto. Diversidade e efeitos da estrutura da vegetação sobre répteis Squamata em uma área de cerrado do Sudeste do Brasil: subsídios para o manejo de unidades de conservação. **Tese (doutorado) -- USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Centro de Energia Nuclear na Agricultura**, [S. l.], 2020.

MACHADO, R. B.; AGUIAR, L. D. S.; CASTRO, A. A. J. F.; NOGUEIRA, C. D. C.; RAMOS-NETO, M. B. Caracterização da fauna e flora do Cerrado. **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**, [S. l.], 2008.

MAPBIOMAS, Projeto. Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra no Cerrado - Coleção 6, acessado em 10/02/2022 através do link: <https://mapbiomas.org/estatisticas>. [S. l.], p. 60, 2021.

MASSOCHINI FRIZZO, Tiago L.; BONIZÁRIO, Camila; BORGES, Mariana Prado; VASCONCELOS, Heraldo L. Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. **Oecologia Australis**, [S. l.], v. 15, n. 2, p. 365–379, 2011. DOI: 10.4257/oeco.2011.1502.13.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G. A. B. Hotspots revisited: Earth’s biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. [S. l.], v. 54, n. 1, p. 392, 2004. DOI: 10.1016/0306-4492(76)90025-3.

PIVELLO, Vânia R. et al. Understanding Brazil’s catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [S. l.], v. 19, n. 3, p. 233–255, 2021. DOI: 10.1016/j.pecon.2021.06.005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>.

PIVELLO, Vânia Regina; KORMAN, Vânia. Conservação e Manejo da Biodiversidade. **O Desafio da Conservação dos Recursos Naturais na Região.**, [S. l.], n. January 2005, p. 298–309, 2005.

RAMOS-NETO, Mário Barroso; PIVELLO, Vânia Regina. Lightning fires in a Brazilian Savanna National Park: Rethinking management strategies. **Environmental Management**, [S. l.], v. 26, n. 6, p. 675–684, 2000. DOI: 10.1007/s002670010124.

RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity. [S. l.], p. 223–230, 1997. 4

RICKLEFS, R. E. Community Diversity : relative roles of local and regional processes. **Science**, [S. l.], v. 235, p. 167–171, 1987.

ROSAN, Thais M.; ARAGÃO, Luiz E. O. C.; OLIVERAS, Imma; PHILLIPS, Oliver L.; MALHI, Yadvinder; GLOOR, Emanuel; WAGNER, Fabien H. Extensive 21st-Century Woody Encroachment in South America’s Savanna. **Geophysical Research Letters**, [S. l.], v. 46, n. 12, p. 6594–6603, 2019. DOI: 10.1029/2019GL082327.

SIMON, Marcelo F.; GREYER, Rosaura; DE QUEIROZ, Luciano P.; SKEMAE, Cynthia; PENNINGTON, R. Toby; HUGHES, Colin E. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [S. l.], v. 106, n. 48, p. 20359–20364, 2009. DOI: 10.1073/pnas.0903410106.

STEVENS, Nicola; LEHMANN, Caroline E. R.; MURPHY, Brett P.; DURIGAN, Giselda. Savanna woody encroachment is widespread across three continents. **Global Change Biology**, [S. l.], v. 23, n. 1, p. 235–244, 2017. DOI: 10.1111/gcb.13409.

STRASSBURG, Bernardo B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology and Evolution**, [S. l.], v. 1, n. 4, p. 1–3, 2017. DOI: 10.1038/s41559-017-0099. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41559-017-0099>.

THOMÉ, Maria Tereza C.; MARTINS, Marcio; BRASILEIRO, Cinthia A. Higher Diversity in Open Cerrado Supports the Role of Regional Processes in Shaping an Anuran Assemblage in Southeastern Brazil. **South American Journal of Herpetology**, [S. l.], v. 19, n. 1, p. 1–7, 2021. DOI: 10.2994/SAJH-D-18-00039.1.

VALDUJO, Paula Hanna. Diversidade e distribuição de anfíbios no Cerrado: o papel dos fatores históricos e dos gradientes ambientais. **Tese (Doutorado) - Instituto de**

Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia, [S. l.], p. 136, 2011. Disponível em: www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-13052011-153438/publico/Tese_Paula_Hanna_Valdujo.pdf.

VALDUJO, Paula Hanna; SILVANO, Débora Leite; COLLI, Guarino; MARTINS, Marcio. Anuran Species Composition and Distribution Patterns in Brazilian Cerrado, a Neotropical Hotspot. **South American Journal of Herpetology**, [S. l.], v. 7, n. 2, p. 63–78, 2012. DOI: 10.2994/057.007.0209

WERNECK, Fernanda P.; NOGUEIRA, Cristiano; COLLI, Guarino R.; SITES, Jack W.; COSTA, Gabriel C. Climatic stability in the Brazilian Cerrado: Implications for biogeographical connections of South American savannas, species richness and conservation in a biodiversity hotspot. **Journal of Biogeography**, [S. l.], v. 39, n. 9, p. 1695–1706, 2012. DOI: 10.1111/j.1365-2699.2012.02715.x.

CAPÍTULO 1

Efeitos da cobertura vegetal sobre a estrutura da taxocenose de anuros em uma área de Cerrado: prevendo os efeitos do adensamento de plantas lenhosas

RESUMO

Diversos estudos sobre a anurofauna do Cerrado indicam que, no mosaico de diferentes fitofisionomias do Cerrado, as formações abertas, em geral, abrigam maior riqueza e abundância de anuros que as formações fechadas. Esse mesmo padrão é identificado para outros grupos de animais, e provavelmente resulta de processos histórico-evolutivos do Cerrado e da biota associada. O presente estudo teve como objetivo avaliar, em escala local, como a taxocenose de anuros é estruturada em função da variação na cobertura vegetal (de campo sujo a cerradão) em uma área de Cerrado (Estação Ecológica de Santa Bárbara), levando em conta as diferentes perspectivas da diversidade (riqueza, abundância, diversidade funcional, diversidade filogenética e estrutura filogenética). A amostragem de anuros foi realizada mensalmente, por meio de armadilhas de interceptação e queda distribuídas em 12 pontos amostrais (três pontos em cada fisionomia amostrada), entre agosto de 2016 e julho de 2018, e a cobertura vegetal foi mensurada através do EVI (Enhanced Vegetation Index) em cada ponto amostral. A relação entre as diferentes métricas de diversidade e o grau de cobertura vegetal foi avaliada através de modelos lineares. Foram registradas 16 espécies, pertencentes a quatro famílias de anuros. A diversidade de anuros se apresentou estruturada em função da variação na cobertura vegetal, indicando que fisionomias fechadas podem atuar como filtros para espécies de anuros de Cerrado, tipicamente associadas a fisionomias abertas. Os resultados deste estudo reforçam a importância de fisionomias abertas para a conservação da anurofauna do Cerrado, e indicam que o controle do adensamento lenhoso sobre essas formações, através do manejo do fogo, pode ajudar a manter a alta biodiversidade encontrada no mosaico de vegetação.

Palavras-chave: Cerrado, Anuros, Ecologia, Adensamento Lenhoso, Biodiversidade, Conservação.

Effects of vegetation cover on the structure of anuran assemblages in a Cerrado area: predicting the effects of woody encroachment

ABSTRACT

Several studies on the Cerrado anurofauna indicate that, in the mosaic of different Cerrado vegetation types, the open formations generally harbor higher richness and abundance of anurans compared to forest formations. This same pattern is exhibited by other groups of animals, and probably results from historical-evolutionary processes of the Cerrado and its associated biota. The present study aimed to evaluate, at a local scale, how the anuran assemblages are structured as a function of the variation in vegetation cover (from campo sujo to cerradão) in a Cerrado area (Estação Ecológica de Santa Bárbara), considering different perspectives of diversity (richness, abundance, functional diversity, phylogenetic diversity and phylogenetic structure). Anuran sampling was carried out monthly, using pitfall traps distributed in 12 sampling points (three points in each sampled vegetation type), between August 2016 and July 2018, and the vegetation cover of each sampling point was measured using EVI (Enhanced Vegetation Index). The relationship between the different diversity metrics and the degree of vegetation cover was evaluated using linear models. Sixteen species belonging to four anuran families were recorded. Anuran diversity was structured as a function of the variation in vegetation cover, indicating that forest formations can act as filters for Cerrado anuran species, typically associated with open formations. The results of this study reinforce the importance of open formations for the conservation of Cerrado anurofauna, and indicate that control of woody encroachment on these open formations, through fire management, can help to maintain the high biodiversity found in the vegetation mosaic.

Keywords: Cerrado, Anurans, Ecology, Woody encroachment, Biodiversity, Conservation.

1.1 INTRODUÇÃO

A estrutura de comunidades biológicas é resultado de diversos processos, que atuam em diferentes escalas, e podem ser classificados como: (1) Processos regionais, determinados por fatores históricos relacionados a processos biogeográficos e macroevolutivos de especiação e dispersão geográfica, que adicionam espécies ao pool regional, e (2) Processos locais de predação, adaptação, exclusão competitiva, filtragem ambiental e variação estocástica, que podem gerar extinções locais e determinam a persistência das espécies nas comunidades (PILLAR & DUARTE, 2010; RICKLEFS, 1987; WEBB et al., 2002). No Cerrado, a heterogeneidade horizontal formada pelo mosaico de diferentes fitofisionomias possibilita explorar, em escala local, o efeito da estrutura do habitat sobre as comunidades (ARAUJO et al., 2014; VITT et al., 2007), e a avaliação da diversidade, associada à história evolutiva das linhagens e informações da biogeografia, tem potencial de revelar a força relativa dos processos que determinam a estrutura das comunidades (RICKLEFS, 1987; WEBB et al., 2002).

Outrora considerado pobre em espécies, o avanço das pesquisas possibilitou a crescente descrição de espécies no Cerrado (COLLI et al., 2002), que atualmente é reconhecido pela alta biodiversidade e grande número de endemismos, sendo reconhecidas mais de 4.800 espécies de plantas e vertebrados endêmicos (MACHADO et al., 2008; STRASSBURG et al., 2017). No caso dos anuros, são reconhecidas 209 espécies no Cerrado, sendo 150 primariamente associadas ao Cerrado, das quais 108 são consideradas endêmicas. Do número total, 59 são típicas de um dos quatro domínios vizinhos e também ocorrem no Cerrado (VALDUJO et al., 2012). Na escala do bioma, verifica-se que diferentes regiões do Cerrado apresentam diferentes composições de espécies de anuros, padrão que é favorecido devido a heterogeneidade de ambientes e pelo contato com quatro domínios fitogeográficos vizinhos (Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga e Chaco) (VALDUJO et al., 2012).

Estudos conduzidos em escala local convergem na identificação de forte estruturação espacial das taxocenoses de anuros em função da cobertura vegetal, encontrando, em geral, maior abundância e riqueza de espécies nas formações mais abertas (ARAUJO et al., 2009; ARAUJO et al., 2013; ARAUJO & DE ALMEIDA-SANTOS, 2011; BRANDÃO & DE ARAUJO, 2001; BRASILEIRO et al., 2005;

THOMÉ et al., 2021) . Esse padrão provavelmente está associado à forte dependência do habitat para esse grupo e à importância de processos histórico-evolutivos (processos regionais) na determinação dos padrões atuais de diversidade. A predominância de fisionomias abertas e sua relativa estabilidade, em tempo geológico, em relação às fisionomias fechadas no Cerrado, estariam relacionadas ao acúmulo de linhagens e, portanto, maior riqueza de espécies nessas áreas (THOMÉ et al., 2021). Segundo essa hipótese, a vegetação savânica do Cerrado seria mais antiga que as florestas e a diversificação da biota teria acompanhado a evolução da paisagem, de modo que espécies mais antigas do Cerrado estariam associadas a ambientes savânicos. A maior diversidade de diversos grupos de fauna associada às fisionomias mais abertas no Cerrado apoia essa hipótese (COLLI et al., 2002; DA SILVA & BATES, 2002; FIORILLO, 2020; MACHADO et al., 2008).

Apesar da grande biodiversidade, o Cerrado é um bioma em crise, sendo seu território ameaçado principalmente pela ocupação de terras para produção agrícola e pecuária, restando apenas 54.4% da área original ainda coberta por vegetação nativa (MAPBIOMAS, 2021). Em razão do alto grau de endemismo e altas taxas de perda de habitat, o Cerrado é reconhecido como um dos 34 hotspots de diversidade do mundo (MITTERMEIER et al., 2004). No estado de São Paulo, a proximidade dos centros consumidores torna essas áreas mais atrativas para o agronegócio, aumentando a pressão antrópica e a transformação da paisagem (DURIGAN & RATTER, 2006; PIVELLO & KORMAN, 2005).

Além da grande perda de vegetação nativa, uma importante ameaça ao Cerrado e sua biodiversidade é o progressivo adensamento de plantas lenhosas sobre formações savânicas e campestres (ABREU et al., 2017; ROSAN et al., 2019), processo relacionado ao abandono de terras e supressão dos regimes naturais de fogo (ROSAN et al., 2019; STEVENS et al., 2017). Estima-se que em 15 anos, 19% da cobertura de vegetação nativa do Cerrado tenha apresentado enriquecimento lenhoso e 7% sofrido degradação (ROSAN et al., 2019).

A paisagem e biota do Cerrado, assim como de todas as savanas do mundo, evoluíram sob regimes de fogo natural, causados principalmente pela queda de raios entre o final da estação seca e início da estação chuvosa, que propiciam o controle natural do adensamento lenhoso e a manutenção da vegetação típica dessas fisionomias (FIDELIS, 2020; MASSOCHINI FRIZZO et al., 2011; RAMOS-NETO & PIVELLO, 2000). Apesar do papel evolutivo e ecológico do fogo em savanas

(ABREU et al., 2017), as políticas vigentes de conservação do Cerrado ainda são predominantemente pautadas no princípio da precaução, e equivocada percepção do fogo como prejudicial para a biodiversidade, e que têm se mostrado, entretanto, inadequadas, dado que a biota do Cerrado é adaptada e frequentemente dependente do fogo (ABREU et al., 2017; DURIGAN et al., 2020; FIDELIS, 2020; PIVELLO et al., 2021; RAMOS-NETO & PIVELLO, 2000). Muitas espécies de plantas dependem da ocorrência de fogo para manutenção de suas populações (PILON et al., 2021), e pequenos animais, como anuros, são capazes de se abrigar em refúgios subterrâneos durante a passagem do fogo (COUTINHO, 1990; MASSOCHINI FRIZZO et al., 2011) e podem recolonizar áreas queimadas por indivíduos recém-metamorfoseados (MORAIS et al., 2011). Assim, estratégias de manejo baseadas no aproveitamento (não-supressão) de queimadas naturais e aplicação de queimadas periódicas podem ser recomendadas para conservação de savanas e a biodiversidade associada a essas formações (DURIGAN et al., 2020; RAMOS-NETO & PIVELLO, 2000).

Neste estudo, conduzido em escala local, na Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB), a estrutura da taxocenose de anuros é avaliada sob a perspectiva da diversidade taxonômica (riqueza de espécies), funcional e filogenética, bem como da estrutura filogenética e abundância de anuros. Dado que (1) Estudos conduzidos em escala local indicam, em geral, maior riqueza de anuros em áreas abertas; (2) o pool regional de espécies para taxocenoses de anuros no Cerrado é composto por espécies típicas de Cerrado, sendo essas predominantemente associadas a áreas abertas, e espécies de ampla distribuição (VALDUJO, 2011), e (3) comunidades biológicas são estruturadas por processos regionais, como especiação e dispersão geográfica, e processos ecológicos locais que podem gerar extinções locais (RICKLEFS, 1987), esse estudo tem como objetivos centrais: (a) descrever padrões de estruturação da diversidade de anuros em escala local, levando em conta a abundância de indivíduos, a riqueza de espécies e as dimensões funcional e filogenética da diversidade; (b) avaliar possíveis efeitos da variação da cobertura vegetal sobre variações na abundância de indivíduos, na riqueza de espécies, na diversidade funcional e filogenética, bem como na estrutura filogenética da taxocenose. Processos de montagem de comunidades atuam sobre os traços ecológicos, portanto é esperado que a resposta de espécies à variação ambiental deve ser traduzida por uma medida de atributos funcionais (RIBEIRO et al., 2017).

Considerando a importância das áreas abertas para a anurofauna de Cerrado e os prováveis efeitos negativos do adensamento lenhoso para a diversidade desse grupo, a identificação de padrões de estruturação da taxocenose em escala local, incluindo informação filogenética e funcional, deverá propiciar a inferência de processos estruturantes da taxocenose de anuros e fornecer informações relevantes para a conservação da anurofauna do Cerrado e manejo de Unidades de Conservação, potencialmente justificando o manejo baseado na prescrição de fogo a fim de garantir a manutenção de formações campestres e savânicas, e da diversidade a elas associada.

1.2 MATERIAIS E MÉTODOS

1.2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado na Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB; 22°46' a 22°41' S e 49°16' a 49°10'), localizada no município de Águas de Santa Bárbara, SP, com área total mapeada de 2.712 ha., administrada pelo Instituto Florestal e criada em 1984 (MELO; DURIGAN, 2011) (**Figura 1**). A EEcSB é caracterizada pelo tipo climático Cwa - clima quente e úmido (classificação climática de Köppen), com marcadas estações seca (de abril a setembro) e chuvosa (chuva concentrada entre outubro e março), está inserida na bacia hidrográfica do Médio Paranapanema e abriga, em seu território, muitas nascentes, riachos pequenos e pouco profundos. O relevo suave, constituído por colinas amplas de baixa declividade (altitudes entre 600 e 680 m) propicia a formação de áreas alagadas próximas a corpos d'água durante o período chuvoso, e alguns pequenos córregos secam durante o período de estiagem (MELO & DURIGAN, 2011). Seu território é predominantemente ocupado por fisionomias de Cerrado, que vão de formações campestres a florestais, com predominância das fisionomias abertas, e uma área menor é ocupada por outros tipos de vegetação florestal, como floresta estacional semi-decidual, matas de galeria e plantações de pinheiros e eucaliptos (MELO & DURIGAN, 2011).

A EEcSB cumpre, portanto, um papel na preservação de vegetação nativa, tanto de Floresta Estacional Semidecidual quanto de vegetação de Cerrado, especialmente de fisionomias campestres e savânicas, que são raras no estado de São Paulo (MELO & DURIGAN, 2011). Além disso, por estar inserida em uma zona ecotonal entre Cerrado e Mata Atlântica, apresenta grande biodiversidade e potencial valor para o estudo de respostas da biota frente às mudanças climáticas e ambientais (DURIGAN & RATTER, 2006, MELO & DURIGAN, 2011).

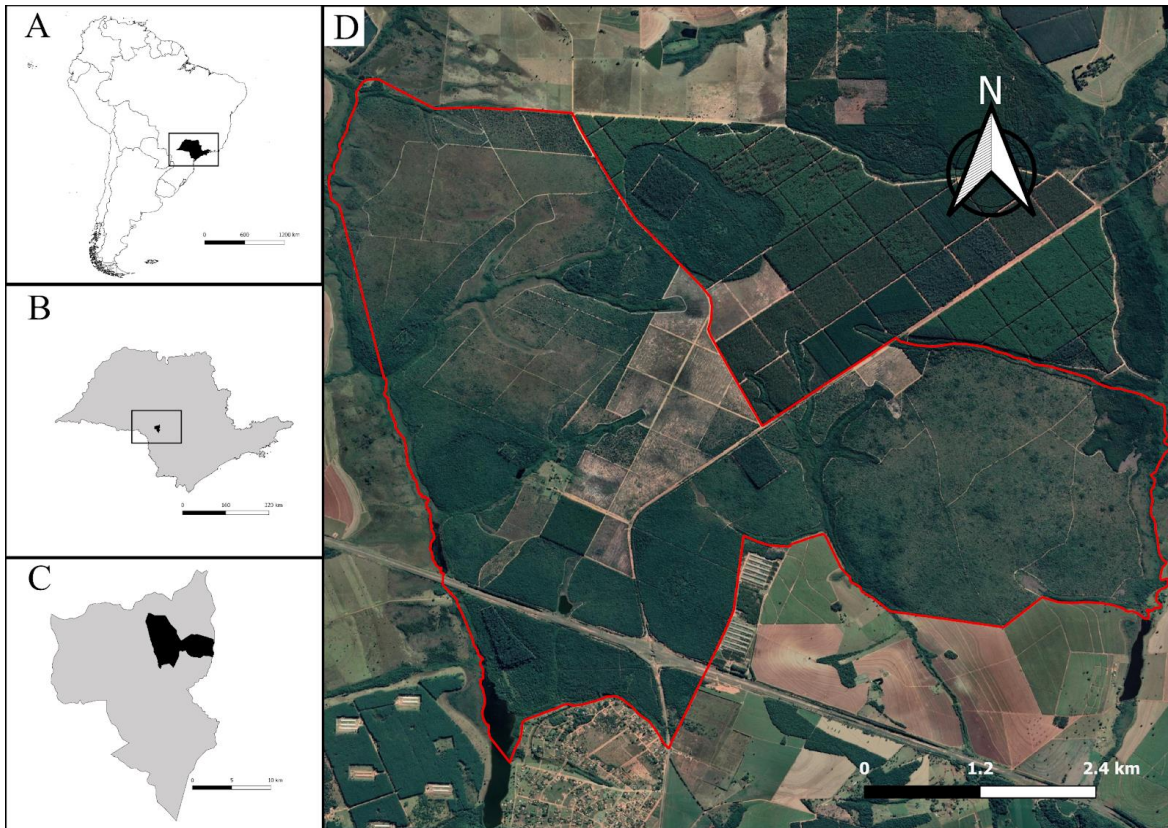


Figura 1: Localização da área de estudo. A: Recorte América do Sul, com destaque para Estado de São Paulo, B: Estado de São Paulo, com destaque para Município de Águas de Santa Bárbara, C: Município de Águas de Santa Bárbara, com destaque para Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB), D: Estação Ecológica de Santa Bárbara, imagem de Satélite (Google Earth).

1.2.2 Delineamento amostral

Coleta de dados

A coleta de dados sobre a riqueza e abundância de anuros foi realizada através da instalação de 12 unidades amostrais, distribuídas em locais classificados em quatro fitofisionomias de cerrado: três pontos em áreas de campo sujo (CS1, CS2, CS3), três em campo cerrado (CC1, CC2, CC3), três em cerrado *sensu stricto* (SS1, SS2, SS3) e três em cerradão (CD1, CD2, CD3) (**Figura 2**).

Cada ponto amostral corresponde a um par de linhas de armadilha de interceptação e queda (AIQ). Cada linha é composta por 4 baldes de 100 L enterrados no solo (*pitfalls*) e conectados por uma lona plástica de 60 cm de altura, enterrada 10 cm abaixo da superfície do solo e mantida na vertical por estacas (**Figura 3**). Para evitar acúmulo de água nos baldes, eles foram perfurados na parte inferior e, em cada balde, foi colocado um prato plástico de 20 cm de diâmetro cheio

de água, para fornecer umidade, e pedaço de isopor (20 x 20 cm), para servir de abrigo para animais capturados. O uso de armadilhas de interceptação e queda consiste em um método eficiente para amostragem padronizada de anuros terrestres (CECHIN & MARTINS, 2000).

A amostragem de anuros foi realizada mensalmente, por 10 noites, ao longo de 24 meses (de agosto de 2016 a julho de 2018), totalizando um esforço de amostragem de 23.040 noites-balde.

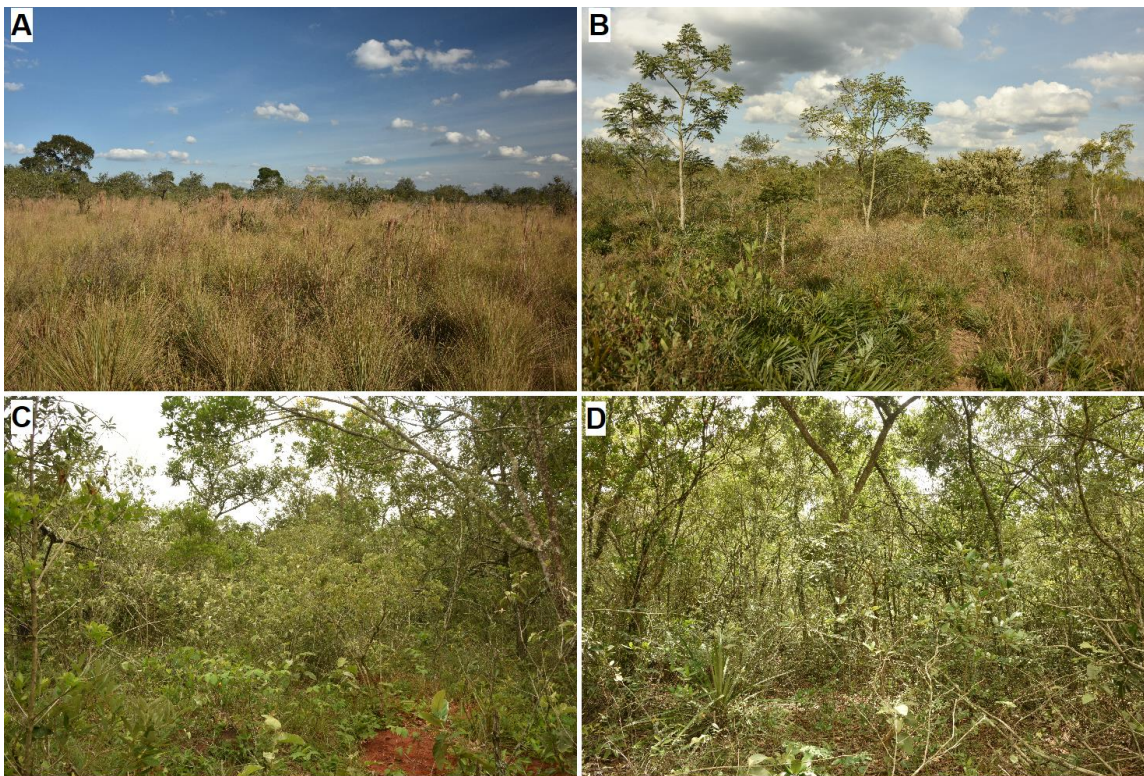


Figura 2: Fitofisionomias de cerrado da área de Estudo. A: Campo Sujo, B: Campo Cerrado, C: Cerrado Sensu Stricto, D: Cerradão. Fotos: Marcio Martins.



Figura 3: Linha de armadilha de interceptação e queda em cerradão. Foto: Marcio Martins.

Caracterização da variação na cobertura vegetal

A variação na cobertura vegetal dos diferentes tipos de vegetação amostrados foi inferida pelo EVI (*Enhanced Vegetation Index*) de cada ponto amostral. Por ser afetado pela estrutura do dossel e área basal das árvores, esse índice é um ótimo indicador para diferenciação de fisionomias (ABREU et al., 2017; CHAVES et al., 2013).

Os valores de EVI foram obtidos a partir de imagens do satélite Landsat 8, derivadas da Coleção 2, Nível 2, tratadas para correções atmosféricas e obtidas na plataforma USGS – United States Geological Survey (<https://espa.cr.usgs.gov/>) como imagens *raster* de EVI prontas para uso. A resolução espacial dos produtos Landsat 8 utilizados nessa análise é de 30m.

Ao redor de cada par de armadilhas, foi delimitado um buffer de 150 metros, e calculado o valor médio do EVI para cada buffer, correspondendo, portanto, ao valor de EVI relacionado a um ponto de amostragem (**Figura 4**). Essa análise foi realizada no Programa QGIS Versão 3.4.14 (QGIS Development Team, 2021). Através desse protocolo, foi obtido, para cada ponto amostral, um valor de EVI correspondente à estação chuvosa (obtido com imagens capturadas pelo satélite em 14/02/2017) e um valor de EVI correspondente à estação seca (obtido com imagens capturadas em 09/08/2017). As imagens escolhidas foram aquelas com menor cobertura de nuvens possível.

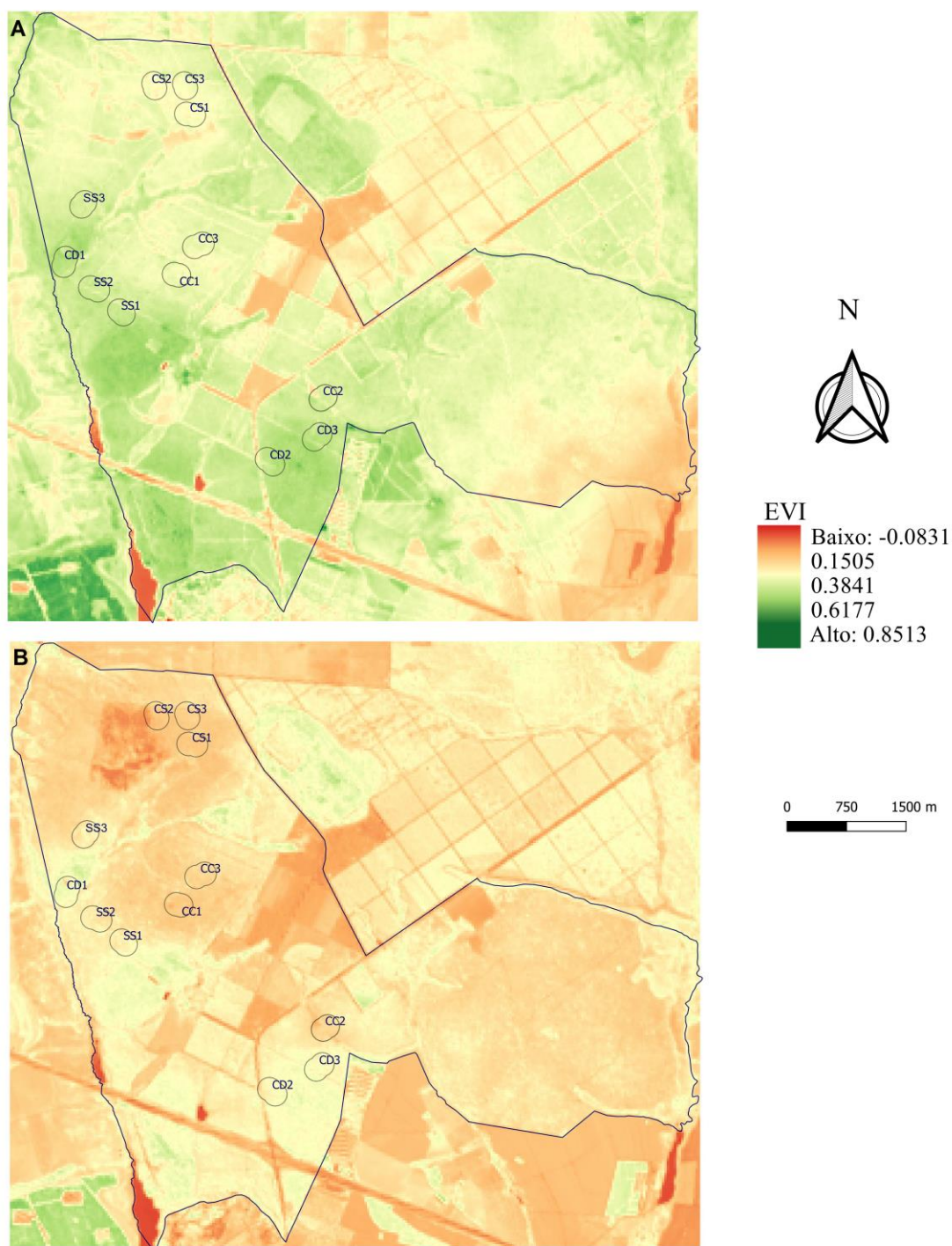


Figura 4: Representação do EVI da estação chuvosa (A) e da estação seca (B) ao longo da EECSB e localização dos pontos amostrais. Pontos amostrais em campo sujo (CS1, CS2, CS3), em campo cerrado (CC1, CC2, CC3), em cerrado sensu strictu (SS1, SS2, SS3) e em cerradão (CD1, CD2, CD).

1.2.3 Classificação das espécies de anfíbios quanto a seus padrões de distribuição e associação ao Cerrado

As espécies de anfíbios registradas foram classificadas quanto ao seu padrão de ocorrência no Cerrado e domínios vizinhos, nas seguintes categorias, de acordo com Valdujo et al. (2012): 1) Endêmicas de Cerrado: restritas ao Cerrado; 2) Espécies de ampla distribuição: generalistas em habitat que ocorrem consistentemente em mais de dois domínios, incluindo domínios abertos e florestais; 3) Mata Atlântica – Cerrado: ocorrem nos domínios da Mata Atlântica e Cerrado. 4) Sul do Brasil – Cerrado: ocorrem tanto no sul da Mata Atlântica (incluindo floresta de Araucária) quanto no domínio Cerrado.

As espécies também foram classificadas quanto ao seu grau de associação ao domínio do Cerrado conforme Valdujo et al. (2012): 1) Típicas: ocorrem consistentemente no Cerrado (ao menos 30% de sua distribuição no Cerrado ou ocorrem em ao menos 30% do Cerrado); 2) Marginais: principalmente associadas a outros domínios e conhecidas apenas em zonas ecotonais do Cerrado.

1.2.4 Análises

1.2.4.1 Padrões de Riqueza, Abundância, Dominância e Composição de espécies de anfíbios

Curvas de rarefação de espécies

Para avaliar visualmente a eficiência do esforço amostral, foi construída, para cada conjunto de três pontos amostrais de uma mesma fitofisionomia, uma curva de rarefação de espécies, que possibilita a inspeção visual do acúmulo de espécies em função do número acumulado de indivíduos e, portanto, avaliar se o esforço amostral, dado em número de indivíduos capturados, foi suficiente para amostrar toda a riqueza (GOTELLI & COLWELL, 2001).

Devido às dificuldades na identificação entre jovens de *Physalaemus cuvieri* e *P. centralis*, em todas as análises ambas espécies são consideradas conjuntamente.

Estimativa de riqueza

A riqueza de espécies em cada ponto amostral foi estimada através do estimador *Chao 1*, que se baseia na riqueza observada e no número de espécies

raras, representadas por apenas um indivíduo (*singletons*) e representadas por dois indivíduos (*doubletons*). Em alguns casos, quando recomendado, a estimativa foi realizada pelo estimador ACE (*Abundance-based Coverage Estimator*). Os estimadores de diversidade foram calculados no programa EstimateS versão 9.0 (COLWELL & ELSENHOHN, 2014), utilizando 1.000 randomizações.

Eficiência de amostragem

A Eficiência de amostragem, que leva em conta a riqueza observada e a riqueza estimada, é expressa em porcentagem e foi calculada, para cada ponto amostral, pela seguinte fórmula:

$$\text{Efic. de amostragem} = (S \text{ mean}/\text{Chao1 Mean}) * 100. 3$$

Distribuição das abundâncias

Para avaliar visualmente a distribuição das abundâncias das espécies nas fisionomias, foi construído um diagrama de abundâncias, que expressa, para cada espécie, a proporção de indivíduos capturados em cada conjunto de três pontos amostrais de uma mesma fitofisionomia

Dominância

A dominância em cada ponto amostral foi obtida pelo índice de Berger-Parker, que expressa a abundância proporcional da espécie mais abundante (MAGURRAN, 2003). A fórmula para seu cálculo é:

$$d = N_{max} / N.$$

Escalonamento Multidimensional não-Métrico (nMDS)

Para avaliar visualmente as similaridades entre os pontos amostrais em relação à abundância e composição de espécies, foi realizada uma Análise de Escalonamento Multidimensional Não-métrico (NMDS). O objetivo dessa análise é expressar visualmente os padrões de composição e abundância apresentados pelos 12 pontos amostrais em um gráfico de duas dimensões, nos quais os pontos representantes dos pontos amostrais são plotados de maneira que sua posição reflita suas similaridades em termos de composição e abundância de espécies. Como medida de associação entre os pontos amostrais, utilizamos a matriz de

distância de Bray-Curtis, geralmente utilizada como métrica para análises de ordenação envolvendo contagens, e que informa a dissimilaridade entre os pontos amostrais considerando conjuntamente a composição e abundância de espécies. Essa análise foi realizada utilizando a função *metaMDS* do pacote *vegan* no programa R (OKSANEN et al., 2020; R CORE TEAM, 2008).

1.2.4.2 Construção da árvore filogenética das espécies amostradas

Para as análises de diversidade filogenética, dada pelo índice de Faith, e da Estrutura Filogenética da Taxocenose, construímos uma árvore filogenética das espécies de anuros registradas na EEcSB. Essa filogenia foi construída a partir da filogenia mais recente de anuros (JETZ & PYRON, 2018), a qual foi “podada”, resultando na árvore filogenética das espécies registradas na EEcSB (**Figura 6**). Para tal, foi utilizada a função *prune.sample* do pacote *picante* no programa R (KEMBEL et. al., 2010, R CORE TEAM, 2018). Espécies não representadas nesta filogenia foram substituídas por espécies relacionadas, para as quais se assumiu mesma idade. Foram feitas, portanto, as seguintes substituições: *Leptodactylus sertanejo* relacionada a *Leptodactylus gracilis* (SÁ et al., 2014), *Leptodactylus furnarius* relacionada *Leptodactylus plaumanni* (SÁ et al., 2014), *Physalaemus marmoratus* relacionada a *Physalaemus biligonigerus* (LOURENÇO et al., 2015). Nas análises filogenéticas, todos indivíduos de *Physalaemus centralis* e *P.cuvieri*, foram considerados conjuntamente e computados como *Physalaemus centralis*.

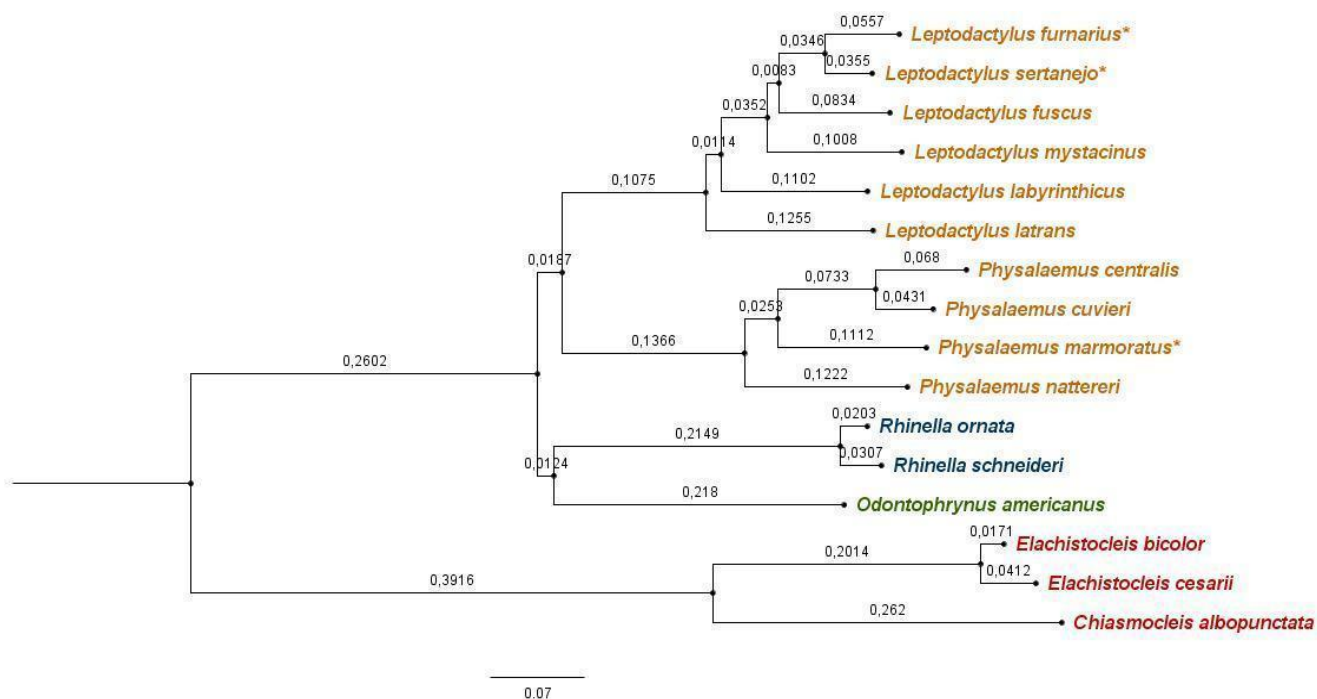


Figura 6: Filogenia dos anuros da Estação Ecológica de Santa Bárbara baseada na filogenia de Jetz & Pyron (2018). Cores representam diferentes famílias. Vermelho: Microhylidae. Verde: Odontophrynidae. Azul: Bufonidae. Laranja: Leptodactylidae. Asteriscos indicam espécies inseridas na árvore a partir da posição de espécies próximas. As espécies *P. centralis* e *P. cuvieri* não puderam ser separadas no campo e, por isso, foram analisadas em conjunto. Os comprimentos dos ramos representam quantidade de mudança evolutiva, estimada a partir da árvore original.

1.2.4.3 Cálculo da Diversidade filogenética

A Diversidade filogenética de anuros nos pontos amostrais foi mensurada através do índice de diversidade filogenética de Faith, que é obtido através da soma dos comprimentos dos ramos da árvore filogenética de uma comunidade, de modo que maiores valores estão associados a maior distinção filogenética das espécies. O índice de Faith é, portanto, uma função da riqueza e da divergência filogenética de espécies presentes em uma comunidade (FAITH, 1992). Para essa análise, foi utilizada a função *pd* do pacote *picante* no programa R (KEMBEL et al., 2010; R CORE TEAM, 2018)

1.2.4.4 Estrutura Filogenética da taxocenose

A estrutura filogenética (composição de espécies ponderada filogeneticamente) de anuros foi descrita através do método de ponderação difusa

proposto por Pillar & Duarte (2010), metodologia baseada em autovetores para descrever a estrutura filogenética de metacomunidades (PROVETE, 2016) e que mostra as similaridades filogenéticas entre os diferentes pontos amostrais. Através desse método é produzida uma matriz da composição de espécies ponderada pelas distâncias filogenéticas entre as espécies nos pontos amostrais. A partir dessa matriz, a informação filogenética é decomposta em autovetores ortogonais, chamados de Coordenadas Principais da Estrutura Filogenética (principais eixos da PCPS), que descrevem gradientes filogenéticos ortogonais e podem ser usados posteriormente como variáveis representativas da estrutura filogenética da comunidade (DEBASTIANI & DUARTE, 2014; PILLAR & DUARTE, 2010; PROVETE, 2016). Essas análises foram conduzidas com o pacote PCPS (DEBASTIANI & DUARTE, 2014) e o pacote SYNCOSA (DEBASTIANI & PILLAR, 2012) do programa R (R CORE TEAM, 2018).

1.2.4.5 Diversidade Funcional

No presente estudo, os atributos funcionais avaliados são relacionados ao período de atividade, habitat e modos reprodutivos. Em anuros, tais atributos são fortemente relacionados ao ambiente, e por isso têm grande probabilidade de serem afetados pela variação na cobertura vegetal.

Para o cálculo da diversidade funcional em cada ponto amostral, foram realizadas as seguintes etapas: (i) Construção de uma matriz de atributos das espécies. Foram considerados seis atributos funcionais, distribuídos em 15 categorias: Hábito preferencial dos adultos (Terrestre, Fossorial), Estratégia reprodutiva (Explosiva, Prolongada), Tipo de corpo d'água para reprodução (Temporário-Permanente, Permanente), Sítio de deposição dos ovos (Corpo d'água lântico, Espuma em toca, Espuma em bacia construída ao lado de corpo d'água, Espuma flutuante em corpo d'água, Cordão gelatinoso), Local de desenvolvimento dos girinos (Corpo d'água lântico, Corpo d'água lótico) e Cuidado parental (Presença, Ausência) (**Tabela S2**); (ii) Transformação da matriz de atributos em uma matriz binária, de presença/ausência de cada atributo por espécie; (iii) Cálculo da diversidade funcional de cada ponto amostral através do Índice de Entropia Quadrática de Rao, que é uma medida das diferenças funcionais entre os pares de espécies e tem seu valor influenciado pela riqueza e ponderado pelas abundâncias relativas (BOTTA-DUKÁT, 2005; MOUCHET et al., 2010; RAO, 1982). Uma

característica interessante deste índice é que ele pode apresentar uma relação inversa com a riqueza, caso haja aumento da riqueza por acréscimo de espécies funcionalmente semelhantes e, por consequência, haja diminuição das dissimilaridades entre as espécies. (BOTTA-DUKÁT, 2005). Por ter seu valor mais influenciado pela divergência funcional entre as espécies do que pela riqueza de traços funcionais em uma comunidade, o índice de diversidade funcional de Rao (RaoQ) informa a uniformidade da distribuição de características funcionais em uma comunidade, e é um índice útil para detecção de regras de montagem de comunidades e processos de filtragem de nicho. (MOUCHET et al., 2010)

1.2.4.6 Efeito da cobertura vegetal sobre a diversidade (taxonômica, filogenética e funcional)

Para testar a hipótese de que o adensamento vegetal modula a diversidade de anuros em suas diferentes dimensões (taxonômica, filogenética e funcional), bem como a abundância de indivíduos, utilizamos Modelos Lineares Generalizados.

A cobertura vegetal foi operacionalizada pelas variáveis preditoras “EVI da estação seca” (correspondente à data 09/08/2017), e “EVI da estação chuvosa” (correspondente à data 14/02/2017), e a diversidade de anuros foi operacionalizada pelas variáveis resposta: Riqueza estimada, Abundância observada, Índice de Faith (Para Diversidade Filogenética), Eixo 1 da PCPS (Estrutura Filogenética) e Índice de Rao (Diversidade Funcional).

Para riqueza e abundância utilizamos modelos lineares com distribuição de resíduos Poisson, por se tratarem de dados de contagem. Para Diversidade Filogenética, Estrutura Filogenética e Diversidade Funcional foram utilizados modelos lineares com distribuição de resíduos gaussianas.

Para testar quais valores de EVI melhor predizem a diversidade de anuros, foram construídos, para cada dimensão da diversidade e abundância de anuros, três modelos: Modelo 1) variável resposta em função do EVI da estação seca (09/08/2017); Modelo 2) variável resposta em função do EVI da estação chuvosa (14/02/2017); e Modelo 3) modelo nulo. Os três modelos foram comparados, e o modelo mais parcimonioso foi selecionado através do critério de informação de Akaike (AIC). Modelos com $\Delta AIC \leq 2$ foram considerados igualmente plausíveis.

Os resíduos dos modelos selecionados foram diagnosticados quanto a: (1) Distribuição de probabilidade (teste de homocedasticidade Shapiro-Wilk). Esse teste

foi realizado com a função `shapiro.test` e `residuals` do pacote `stats` no programa R (R CORE TEAM, 2018); e (2) Autocorrelação espacial, utilizando o teste de Moran I sobre a simulação de resíduos gerados através do ajuste ao modelo. Esse teste foi realizado com as funções `simulateResiduals` e `testSpatialAutocorrelation` do pacote `DHARma` no programa R (HARTIG, 2020; R CORE TEAM, 2018)

1.3 RESULTADOS

1.3.1 Espécies registradas e grau de associação ao Cerrado

Em 240 dias de amostragem, totalizando 23.040 dias-balde, distribuídos igualmente entre as 12 pontos amostrais, foram registrados 4.585 indivíduos, correspondendo a 16 espécies (seis gêneros e quatro famílias). **(Figuras 7, 8 e 9) e (Tabela 1)**. Devido às dificuldades na identificação entre jovens de *Physalaemus cuvieri* e *P. centralis*, em todas as análises ambas as espécies são consideradas conjuntamente, como “*Physalaemus centralis/cuvieri*”.

Quanto ao grau de associação ao Cerrado, apenas duas espécies (*Rhinella ornata* e *Odontophrynus americanus*) são “Marginais”, e todas as demais (14 espécies) são “Típicas de Cerrado” (sensu VALDUJO et al., 2012), sendo seis espécies endêmicas e seis de ampla distribuição **(Tabela 1)**.

Physalaemus centrali e/ou *P. cuvieri*, (aqui consideradas conjuntamente) representou(aram) a(s) espécie(s) dominante(s) (65.3%) na EEcSB, seguida(s) por *Physalaemus nattereri* (10.21%) **(Tabela 2)**.



Figura 7: (A) *Rhinella schneideri*; (B) *R. ornata*; (C) *Leptodactylus furnarius*; (D) *L. fuscus* (padrão sem faixa dorsal); (E) *L. fuscus* (padrão com faixa dorsal); (F) *L. labyrinthicus* (macho).
Fotos: Bruno Fiorillo e Marcio Martins



Figura 8: (A) *L. labyrinthicus* (femea); (B) *L. latrans*; (C) *L. mystacinus*; (D) *L. sertanejo*; (E) *Physalaemus centralis*; (F) *P. cuvieri*. Fotos: Bruno Fiorillo e Marcio Martins



Figura 9: (A) *P. marmoratus*; (B) *P. nattereri*; (C) *Chiasmocleis albopunctata*; (D) *Elachistocleis bicolor*; (E) *E. cesarii*; (F) *Odontophrynus americanus*. Fotos: Bruno Fiorillo e Marcio Martins.

Tabela 1: Espécies registradas na Estação Ecológica de Santa Bárbara durante este estudo. Assoc: Grau de associação com Cerrado, M: Marginal, T: Típica. Distri.: Distribuição da espécie, AT: Ocorrem na Mata Atlântica e Cerrado, E: endêmica de Cerrado, W: ampla distribuição. AR: abundância relativa da espécie, AC: abundância em cada ponto amostral, Total: abundância total.

Família/ Espécie	Assoc.	Distr.	AR (%)	Abundância em cada ponto amostral												Abund. EEcSB
				CS1	CS2	CS3	CC1	CC2	CC3	SS1	SS2	SS3	CD1	CD2	CD3	
BUFONIDAE																
<i>Rhinella ornata</i>	M	AT	3.69	0	0	1	2	1	0	3	9	3	139	5	6	169
<i>Rhinella schneideri</i>	T	W	1.59	3	13	19	0	1	1	3	7	2	17	5	2	73
LEPTODACTYLIDAE																
<i>Leptodactylus furnarius</i>	T	E	0.13	0	1	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	6
<i>Leptodactylus fuscus</i>	T	W	3.08	9	29	13	17	3	15	11	16	14	11	0	3	141
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	T	W	0.26	1	0	1	0	0	1	0	1	6	2	0	0	12
<i>Leptodactylus latrans</i>	T	W	0.15	0	1	0	2	1	0	1	0	0	1	1	0	7
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	T	AT	5.82	18	36	21	9	28	4	11	24	46	28	14	28	267
<i>Leptodactylus sertanejo</i>	T	E	0.79	4	8	2	3	2	3	5	4	2	3	0	0	36
<i>Physalaemus centrals/cuvieri</i>	T/T	E/W	65.3	451	580	703	181	53	189	302	276	53	163	20	23	2994
<i>Physalaemus marmoratus</i>	T	E	1.42	5	47	11	1	0	0	1	0	0	0	0	0	65
<i>Physalaemus nattereri</i>	T	E	10.21	38	49	40	13	100	21	24	12	14	15	40	102	468
MICROHYLIDAE																
<i>Chiasmocleis albopunctata</i>	T	E	4.38	18	40	28	14	15	17	7	23	30	6	1	2	201
<i>Elachistocleis bicolor</i>	T	S	0.07	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	3
<i>Elachistocleis cesarii</i>	T	W	3.1	36	29	32	6	2	12	1	12	7	5	0	0	142
ODONTOPHRYNIDAE																
<i>Odontophrynus americanus</i>	M	S	0.02	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
TOTAL DE INDIVÍDUOS				583	833	872	250	206	263	370	385	178	393	86	166	4585

1.3.2 Eficiência de amostragem

As diferenças entre os números estimados e observados de espécies indicam que a riqueza registrada neste estudo provavelmente não reflete a riqueza real em alguns pontos amostrais (**Tabela 2**). A eficiência de amostragem se mostrou diferente entre os pontos amostrais, sendo as mais baixas eficiências em CS3 e SS1 (66.66% e 66.74%, respectivamente) e 100% de eficiência em CS1, SS3 e CD3. Os demais pontos amostrais apresentaram eficiências de amostragem intermediárias (**Tabela 2**). Quando consideradas as fitofisionomias, a eficiência da amostragem pôde ser visualizada pelas curvas de rarefação, as quais parecem ter se aproximado de uma assíntota para Campo sujo, Cerrado *Sensu Stricto* e Cerradão, o que não é observado para Campo Cerrado (**Figura 10**).

Tabela 2: Resumo da diversidade taxonômica, Eficiência de amostragem e Dominância para cada ponto amostral. Fórmulas para estimativa de riqueza: *Chao1 bias-corrected, **Chao1 classic-form, ***ACE. Em CD1, *Rhinella ornata* como segunda espécie mais abundante, com 139 indivíduos (dominância de 35.36%).

	CS1	CS2	CS3	CC1	CC2	CC3	SS1	SS2	SS3	CD1	CD2	CD3	Total
Número de Indivíduos	583	833	872	250	206	263	370	385	178	393	86	166	4585
Riqueza Observada	10	11	12	12	10	9	12	11	11	13	7	7	15
Riqueza Estimada	10 ±0.55 *	15.08 ±0 ***	18 ±0 ***	15.47 ±0 ***	11 ±1.81 *	10 ±2.26 *	17.98 ±7.15 **	12 ±2.27 *	11 ±0.17 *	13.33 ±0.92 *	7.99 ±2.21 *	7 ±0.53 *	15 ±0.53 *
Eficiência de amostragem (%)	100	72.94	66.66	77.56	90.9	90	66.74	91.66	100	97.52	87.6	100	100
Espécie Dominante	<i>P. cent/cuv</i>	<i>P. cent/cuv</i>	<i>P. cent/cuv</i>	<i>P. cent/cuv</i>	<i>P. nattereri</i>	<i>P. cent/cuv</i>	<i>P. cent/cuv</i>	<i>P. cent/cuv</i>	<i>P. cent/cuv</i>	<i>P. cent/cuv</i>	<i>P. nattereri</i>	<i>P. nattereri</i>	<i>P. cent/cuv</i>
Dominância (%)	77.35	69.62	80.61	72.4	48.54	71.86	81.62	71.68	29.77	41.47	46.51	61.44	65.29

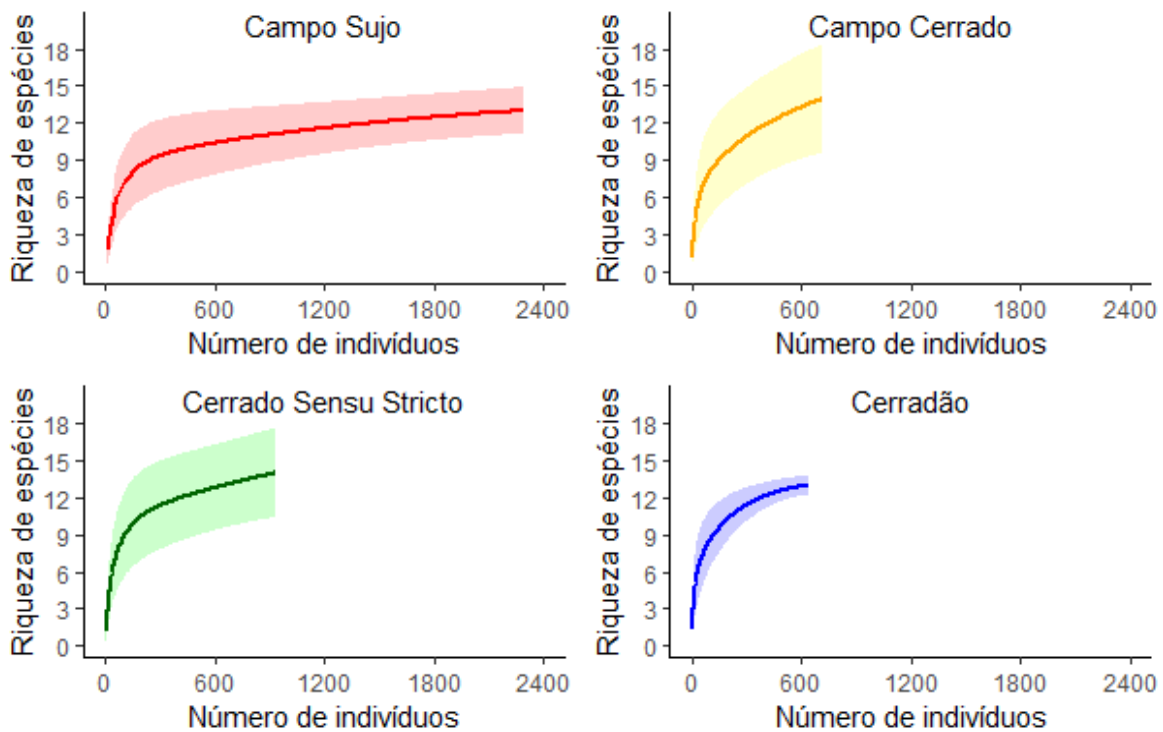


Figura 10: Curvas de rarefação de espécies por indivíduo capturado, considerando as quatro fitofisionomias.

1.3.3 Distribuição das abundâncias entre fitofisionomias

A inspeção visual da distribuição das abundâncias por espécie nas quatro fisionomias indica associação das espécies às mesmas. Os casos mais notáveis são os de *Rhinella ornata*, cuja distribuição é predominantemente em cerradão, e *Physalaemus marmoratus*, aqui distribuída predominantemente em fisionomias de Campo Sujo (Figura 11).

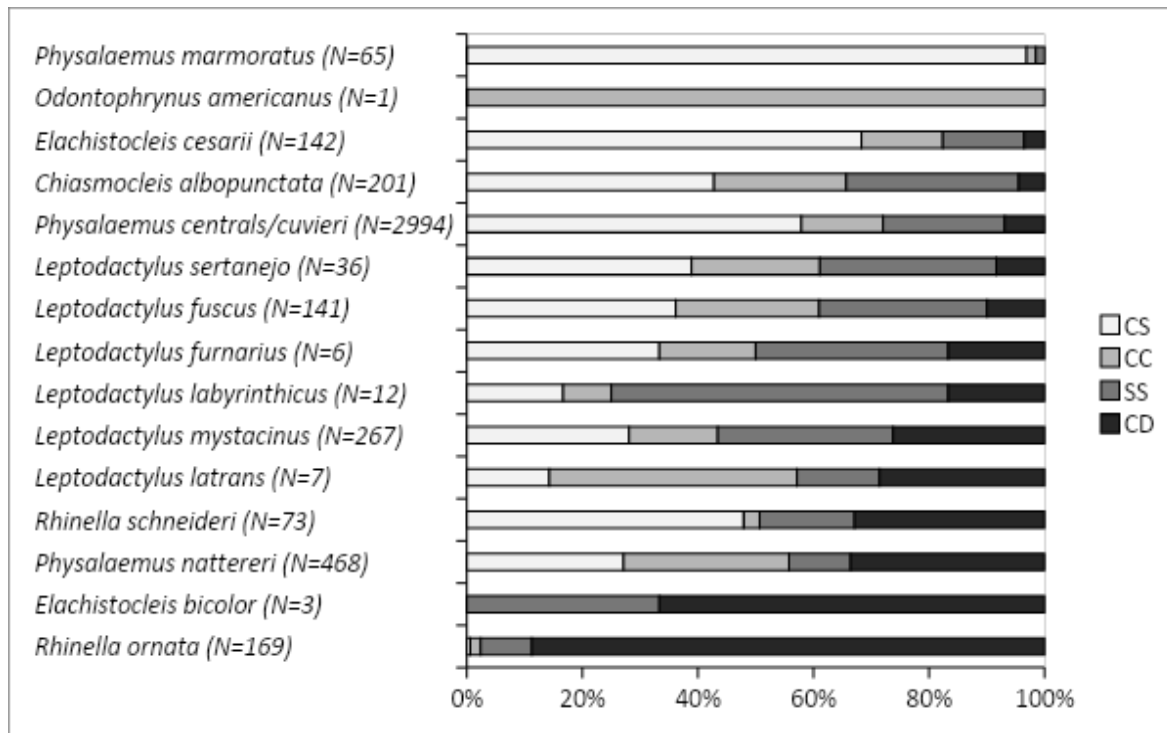


Figura 11: Para cada espécie, número de indivíduos capturados e distribuição relativa em cada fitofisionomia da EEcSB.

1.3.4 Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico

A Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico mostrou uma considerável sobreposição de pontos amostrais que são classificadas como de uma mesma fitofisionomia, indicando que a classificação categórica em fitofisionomias reflete também a similaridade dos pontos amostrais em termos de composição e abundância de espécies de anfíbios (**Figura 12**). O *STRESS* (*Standard Residuals Sum of Squares*) reportado para essa análise foi de 0.11, indicando que as posições dos pontos amostrais no gráfico são razoavelmente bem ajustadas em relação às suas dissimilaridades (matriz de distâncias de Bray-Curtis).

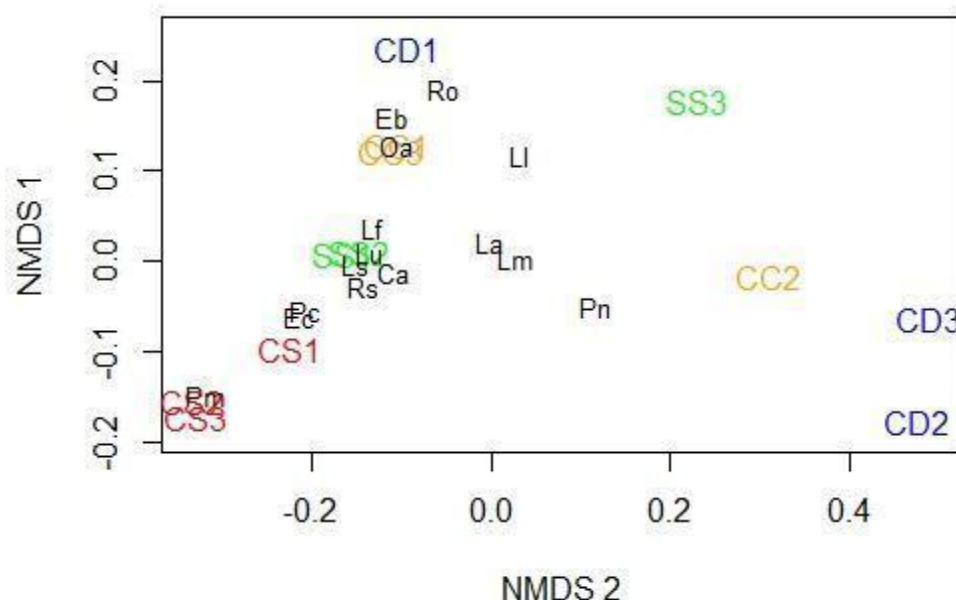


Figura 12: Representação gráfica da análise de escalonamento multidimensional não-métrico da composição das comunidades nos pontos amostrais da Estação Ecológica de Santa Bárbara. Siglas representam os pontos amostrais em Campo Sujo (CS1, CS2 e CS3), Campo Cerrado (CC1, CC2 e CC3), Cerrado *Sensu Stricto* (SS1, SS2 e SS3) e Cerradão (CD1, CD2 e CD3). Ro = *Rhinella ornata*, Rs = *Rhinella schneideri*, Lf = *Leptodactylus furnarius*, Lu = *Leptodactylus fuscus*, LI = *Leptodactylus labyrinthicus*, La = *Leptodactylus latrans*, Lm = *Leptodactylus mystacinus*, Ls = *Leptodactylus sertanejo*, Pc = *Physalaemus centrals/cuvieri*, Pm = *Physalaemus marmoratus*, Pn = *Physalaemus nattereri*, Ca = *Chiasmocleis albopunctata*, Eb = *Elachistocleis bicolor*, Ec = *Elachistocleis cesarii*, Oa = *Odontophrynus americanus*.

1.3.5 Modelos de diversidade em função da cobertura vegetal

O critério de informação de Akaike indicou, tanto para variável riqueza quanto para Diversidade Filogenética (Índice de Faith), o modelo nulo como o mais parcimonioso, e essas variáveis não foram significativamente afetadas pelo EVI (**Tabela 3**). Para abundância, foi selecionado o modelo gerado em função do EVI da estação chuvosa, e essa variável apresentou uma relação negativa e significativa com o EVI (**Figura 13 A**, **Tabela 3**). Para Diversidade Funcional (Índice de Rao) e Estrutura Filogenética (Eixo 1 da PCPS) os modelos de diversidade em função do EVI da estação seca e diversidade em função do EVI da estação chuvosa foram igualmente parcimoniosos. Assim, o EVI da estação chuvosa parece ser um melhor preditor para a variação da diversidade em função da cobertura vegetal, e seguimos as análises utilizando o EVI da estação chuvosa

como variável preditora (**Tabela 3: Resultados dos Modelos**). A diversidade funcional (Índice de Rao) apresentou uma relação positiva significativa com o EVI (**Figura 13 B , Tabela 3**), e a estrutura filogenética (Eixo 1 da PCPS) apresentou uma relação significativa e positiva com o EVI (**Figura 13 C , Tabela 3**).

Os resíduos dos modelos gerados a partir dos índices de diversidade filogenética, diversidade funcional e estrutura filogenética foram diagnosticados pelo teste de Shapiro-Wilk como tendo distribuição normal. O teste de Moran I indicou ausência de autocorrelação espacial nos modelos.

Tabela 3: Resultados dos Modelos Lineares Generalizados para seleção de modelos, avaliação de normalidade dos resíduos (Shapiro-Wilk test, p-valor) e autocorrelação espacial (Teste de Moran I, p-valor). Dist. resíduos = Distribuição de probabilidade dos resíduos, AICcWt = Peso da evidência a favor dos respectivos modelos, Coef. Inclinação = Coeficiente de inclinação.

Medida de diversidade	Dist. resíduos	Variável Preditora	$\Delta AICc$	AICcWt	Shapiro-Wilk valor)	(p	Moran I (p valor)	Coef. inclinação	Pr(> z)
Riqueza de espécies	Poisson	evi_sec	1.59	0.24	0.6177		0.4738	-0.000165	0.247
		evi_chu	1.54	0.24	0.5728		0.5812	-1.6397	0.239
		1 (mod. nulo)	0	0.52	0.6922		0.7708		
Abundância	Poisson	evi_sec	133.88	0	0.4977		0.0463	-6.64E-04	<2e-16
		evi_chu	0	1	0.113		0.7924	-7.1492	<2e-16
		1 (mod. nulo)	770.87	0	0.259		0.002543		
Diversidade Filogenética (Índice de Faith)	Gaussian	evi_sec	1.51	0.25	0.8525		0.1246	-1.07E-04	0.191
		evi_chu	1.75	0.22	0.7547		0.1755	-0.9918	0.217
		1 (mod. nulo)	0	0.53	0.00955		0.2658		
Diversidade Funcional (Rao)	Gaussian	evi_sec	0.25	0.45	0.3578		0.7436	0.003779	0.0112
		evi_chu	0	0.51	0.596		0.9146	37.419	0.01
		1 (mod. nulo)	4.67	0.05	0.1137		0.05496		
Estrutura Filogenética (Eixo 1 PCPS)	Gaussian	evi_sec	1.38	0.29	0.04338		0.8728	1.04E-04	0.0421
		evi_chu	0	0.58	0.06914		0.9243	1.119	0.0222
		1 (mod. nulo)	2.92	0.13	0.2861		0.5533		

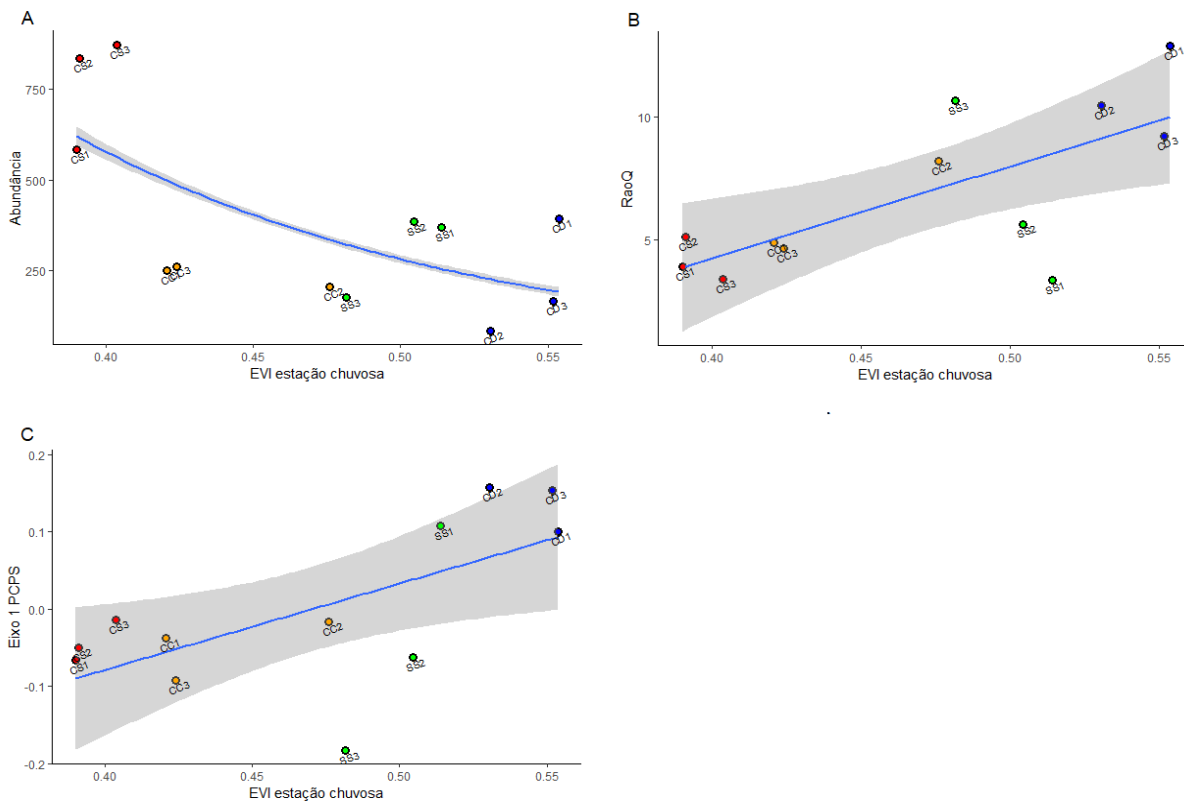


Figura 13: Gráficos de regressão dos modelos de diversidade em função do EVI da estação chuvosa. A: Abundância, B: Diversidade Funcional (Índice de Entropia Quadrática de Rao), C: Eixo 1 da Análise de Componentes Principais da Estrutura Filogenética. As curvas apresentadas são apenas para as variáveis em que o EVI da estação chuvosa foi selecionado como variável preditora. Pontos amostrais de Campo Sujo em vermelho (CS1, CS2 e CS3), Campo Cerrado em laranja (CC1, CC2, e CC3), Cerrado *Sensu Stricto* em verde (SS1, SS2 e SS3) e Cerradão em azul (CD1, CD2 e CD3)

1.4 DISCUSSÃO

Os resultados indicam que a variação da cobertura vegetal é um importante preditor para a estrutura da taxocenose de anuros, e que a taxocenose de anuros é estruturada, portanto, em função do tipo de habitat.

O aumento na abundância de indivíduos à medida em que diminui a densidade da vegetação, observado neste estudo, foi semelhante ao observado em estudos anteriores e parece ser um padrão comum para anuros no Cerrado (ARAUJO et al., 2009; ARAUJO et al., 2013; ARAUJO & DE ALMEIDA-SANTOS, 2011; BRANDÃO & DE ARAUJO, 2001; BRASILEIRO et al., 2005; THOMÉ et al., 2021). Esse resultado indica que a maioria das espécies estudadas está mais associada aos ambientes abertos. Além disso, esse padrão pode refletir uma maior disponibilidade de corpos d'água para reprodução em fitofisionomias abertas, como sugerido em outro estudo conduzido nessa mesma área de estudo (ARAUJO et al., 2013).

Das 16 espécies registradas, a maioria (14) é típica de Cerrado, e apenas duas espécies têm grau de associação marginal (VALDUJO et al., 2012): *Rhinella ornata*, cuja distribuição esteve concentrada no ponto amostral CD1, (139 de 169 registros - 82,24% dos registros) e *Odontophrynus americanus*, com apenas um registro, em CC1. Com relação à primeira espécie, CD1 está em uma área de transição entre cerradão e floresta semidecidual, conforme avaliado em campo e confirmado pelo maior índice de vegetação desse ponto amostral, o que pode, em parte, explicar a maior abundância dessa espécie, típica da Mata Atlântica, capaz de manter populações em áreas de transição entre Cerrado e Mata Atlântica (VALDUJO et al., 2012), e normalmente presente em grande abundância em fisionomias fechadas de Cerrado (THOMÉ et al., 2021).

Em relação à dominância, exceto nos pontos amostrais CC2, CD2 e CD3, todos outros apresentaram *Physalaemus centralis/cuvieri* como dominante, sendo essa(s) espécie(s) comun(s) e frequentemente dominante(s) em áreas de Cerrado (ARAUJO & DE ALMEIDA-SANTOS, 2011; COLLI et al., 2002; DÍAZ-RICAURTE et al., 2020, GIARETTA et al., 2008). Diferentes dos demais, os pontos amostrais CC2, CD2 e CD3 apresentaram *P. nattereri* como espécie dominante. Essa espécie apresenta comportamento reprodutivo explosivo e usa exclusivamente corpos d'água temporários formados logo após períodos de chuva (BRASILEIRO et al., 2005; MAFFEI, 2011). Embora outras variáveis ambientais não tenham sido quantificadas neste estudo, a

proximidade desses pontos amostrais, relativamente distantes de corpos d'água permanentes, e o comportamento reprodutivo da espécie, sugerem que a dominância de *P. nattereri* em CC2, CD2 e CD3 pode estar associada a características do habitat espacialmente estruturadas e não contempladas em nossas análises, possivelmente relacionadas aos seus habitats reprodutivos.

O gráfico resultante da NMDS (**Figura 12**) revela que pontos amostrais de uma mesma fitofisionomia se apresentaram, no geral, muito próximos, como CD2 e CD3, e algumas vezes até sobrepostos, como no caso dos pares CS2 e CS3, SS1 e SS2, e CC1 e CC3. Tal padrão indica que pontos amostrais de uma mesma fisionomia são também semelhantes em termos de composição e abundância das espécies, evidenciando a associação das espécies às fisionomias vegetais. De fato, o diagrama de distribuição de abundâncias (**Figura 11**) revelou forte associação de algumas espécies a tipos de fisionomias. Os padrões de ocorrência e abundância de *Physalaemus marmoratus* sugerem forte associação desta espécie ao campo sujo (**Figura 11**), sendo que 63 dos 65 indivíduos registrados dessa espécie foram restritos a essa fitofisionomia, sendo 72% de sua abundância total (47 indivíduos) restritos ao ponto amostral CS2 (**Tabela 1**). Tal padrão é esperado, dada a grande dependência de formações abertas para essa espécie (ARAUJO et al., 2013). Para *Elachistocleis cesarii*, pertencente à família Microhylidae, a proporção de indivíduos registrados em campo sujo foi de 68,3% e em cerradão foram registrados apenas 3,5% dos indivíduos dessa espécie. Tal padrão era esperado, pois espécies do gênero *Elachistocleis* ocorrem naturalmente em áreas abertas de Cerrado (ARAUJO et al., 2013; DÓRIA et al., 2015). Para *C. albopunctata*, também pertencente à família Microhylidae, essas proporções foram de 42,8% em campo sujo e 4,5% em cerradão. A proximidade filogenética entre essas espécies (**Figura 6**), sua semelhança quanto aos traços funcionais considerados neste estudo (**Tabela S2**) e os padrões comuns de ocorrência ao longo do gradiente de cobertura vegetal sugerem conservadorismo filogenético no uso do habitat pelas mesmas.

Leptodactylus fuscus e *L. sertanejo* apresentaram abundância notadamente menor em CD2 e CD3. Esse resultado pode estar relacionado à variação na cobertura vegetal, mas também a outras variáveis de habitat, já que esses pontos amostrais são próximos. Essas espécies compartilham semelhanças quanto aos seus modos reprodutivos, sendo caracterizadas pela construção ninhos de espuma subterrâneos que protegem os ovos contra a dessecação, reduzindo, portanto, sua dependência de grandes corpos d'água em áreas abertas (DÓRIA et al., 2015). Novamente, tal padrão pode refletir

conservadorismo filogenético no uso do habitat por essas espécies filogeneticamente próximas e semelhantes em muitos traços relacionados ao uso do habitat.

Todos esses padrões indicam que a taxocenose de anuros é espacialmente estruturada pelo habitat, que a variação na cobertura vegetal afeta a distribuição do grupo e que há provavelmente outras variáveis espacialmente estruturadas determinando essa distribuição, possivelmente relacionadas à disponibilidade de microhabitats e de corpos d'água para reprodução.

A riqueza de espécies e a diversidade filogenética, mensurada pelo índice de Faith, não foram significativamente afetadas pela variação na cobertura vegetal. A estrutura filogenética, representada pelo eixo mais explicativo da PCPS, entretanto, foi significativamente afetada pela variação cobertura vegetal, indicando que pontos amostrais mais semelhantes em termos de cobertura vegetal tendem a ser mais semelhantes em termos de estrutura filogenética (PILLAR & DUARTE, 2010). Tal resultado possivelmente reflete a ação combinada de conservadorismo de nicho e de filtros ambientais, ou seja, que espécies filogeneticamente próximas devem ser mais semelhantes quanto a seus requisitos ecológicos e, portanto, tendem a ocorrer nos mesmo locais ou em locais semelhantes (KRAFT et al., 2007; WEBB, 2000). Essa associação entre a variação da cobertura vegetal e as linhagens de anuros era esperada, já que, por conta do conservadorismo evolutivo de traços, os nichos das espécies são, em grande parte, resultado de sua história evolutiva e, portanto, espécies mais proximamente relacionadas tendem a ser mais similares quanto aos seus requisitos ecológicos e, por isso, tendem a apresentar padrões similares de ocorrência (KRAFT et al., 2007; WEBB, 2000, PILLAR & DUARTE, 2010; PROVETE, 2016). Os padrões comuns de ocorrência de espécies filogeneticamente próximas, como *Elachistocleis cesarii* e *Chiasmocleis albopunctata*, assim como de *Leptodactylus fuscus* e *L. sertanejo*, reforçam essa ideia.

A relação significativa entre diversidade funcional e a variação na cobertura vegetal também era esperada, posto que anfíbios são animais sensíveis a mudanças ambientais e muitas espécies apresentam especificidade quanto ao microhabitat para reprodução (DUELLMAN & TRUEB, 1994; HADDAD & PRADO, 2005). A variação na cobertura vegetal deve representar, para anuros, variação na disponibilidade desses microhabitats. Neste estudo, a variação da diversidade funcional em função da variação da cobertura vegetal pode ser interpretada como uma menor dissimilaridade funcional entre indivíduos em áreas mais abertas (menor diversidade funcional), que tende a aumentar em direção a

maiores graus de cobertura vegetal. Ou seja: Em fisionomias mais abertas, os indivíduos registrados são mais similares quanto aos traços funcionais medidos. Tal resultado provavelmente reflete a variação de condições climáticas e microhabitats ao longo da variação na cobertura vegetal: áreas mais abertas devem apresentar, além de menor diversidade de tipos de corpos d'água para reprodução, condições de menor umidade e maior amplitude térmica, o que deve favorecer a ocorrência de espécies com adaptações a esses ambientes, de modo que áreas abertas devem abrigar espécies com hábitos e estratégias reprodutivas mais similares, como deposição de ovos em ninhos de espuma, que os protegem contra dessecação (DUELLMAN & TRUEB, 1994; RIBEIRO et al., 2017). Segundo COLLI et al. (2002), a sobreposição de nicho reprodutivo parece ser comum em anuros que se reproduzem em áreas abertas no Cerrado. Em áreas mais fechadas, por outro lado, há aumento na diversidade de traços, especialmente relacionados à reprodução, aumentando a dissimilaridade funcional e, portanto, o valor da diversidade funcional nessas áreas. Este resultado pode estar relacionado à maior diversidade de microhabitats e, portanto, maiores oportunidades de variação da diversidade traços relacionados a estratégias reprodutivas em fisionomias mais fechadas (RIBEIRO et al., 2017). Isso pode ser verificado, por exemplo, pelo incremento de dissimilaridade funcional causado pelos indivíduos de *Rhinella ornata* em CD1, que se diferencia das demais espécies por depositar desova em cordão gelatinoso, característica aqui compartilhada apenas com a congênica *R. schneideri*, e desenvolvimento de girinos em corpos d'água lênticos e lóticos, traço exclusivo dessa espécie dentre as aqui registradas.

De modo geral, a variação da diversidade funcional pode estar refletindo, pelo menos em parte, conservadorismo filogenético em modos reprodutivos nas espécies presentes nas áreas abertas, o que fica evidenciado pela variação, ao longo da variação na cobertura vegetal, de traços funcionais relacionados à estratégia reprodutiva, hábito fossorial e cuidado parental, que são relacionados à filogenia (RIBEIRO et al., 2017). Para explorar melhor as causas desses padrões e o papel do sinal filogenético dos traços na distribuição de anuros, são necessárias análises adicionais. Os resultados desse trabalho, entretanto, corroboram a hipótese de que a diversidade funcional de anuros varia em função da variação na cobertura vegetal.

A variação das métricas de diversidade ao longo da variação na cobertura vegetal também indica que levar em conta apenas a riqueza como medida de diversidade pode esconder variações importantes. Além da cobertura vegetal, outros fatores espacialmente

estruturados podem atuar sobre a distribuição da anurofauna. A proximidade a corpos d'água para reprodução e disponibilidade de microhabitats não foram explicitamente mensuradas neste trabalho, mas certamente afetam a distribuição dos anuros (DE SOUZA & ETEROVICK, 2011; MAFFEI et al 2011; RIBEIRO et al., 2017; WELLS, 2007)

O presente estudo também chama atenção para a forte associação de muitas espécies à fisionomias mais abertas, em conformidade com diversos estudos anteriores (ARAUJO et al., 2009; ARAUJO et al., 2013; ARAUJO & DE ALMEIDA-SANTOS, 2011; BRANDÃO & DE ARAUJO, 2001; BRASILEIRO et al., 2005; THOMÉ et al., 2021).

Dada a importância de ambientes abertos para as diferentes dimensões da diversidade, os resultados aqui obtidos reforçam o alerta sobre a necessidade de proteção dessas formações, principalmente para espécies dependentes dessas fisionomias. O adensamento lenhoso leva a modificações em características ambientais locais, afetando variáveis relacionadas ao microclima, incidência de luz solar, propriedades do solo, disponibilidade de recursos alimentares, de refúgios e taxas de predação (ARCHER et al., 2017, FURTADO et al., 2021). Assim, espécies animais especializadas em formações abertas devem ser mais vulneráveis à perda de habitats causada pelo adensamento lenhoso sobre campos naturais e savanas, propiciado pela prática de supressão de fogo (ABREU et al., 2017, FIDELIS, 2020).

Diversos estudos têm reforçado a importância da ocorrência de fogo para a manutenção do mosaico de fisionomias típicas de Cerrado (ABREU et al., 2017, DURIGAN et al., 2020), e que a biota do Cerrado não só é resiliente à passagem do fogo, como frequentemente dependente dele para manutenção de seus ecossistemas e populações (ABREU et al., 2017; COUTINHO, 1990; DURIGAN et al., 2020; MASSOCHINI FRIZZO et al., 2011; MORAIS et al., 2011). Várias espécies de anuros com desenvolvimento indireto são provavelmente resilientes ao fogo, já que são capazes de se abrigar em refúgios subterrâneos, como cupinzeiros e buracos escavados por tatus e roedores durante a passagem do fogo (COUTINHO, 1990; MASSOCHINI FRIZZO et al., 2011), além de poderem recolonizar áreas queimadas por indivíduos recém-metamorfoseados (MORAIS et al., 2011).

O adensamento lenhoso é uma realidade em savanas por todo o mundo (ROSAN et al., 2019; STEVENS et al., 2017). No Brasil, estima-se que em 15 anos, 19% da cobertura de vegetação nativa do Cerrado tenha apresentado adensamento lenhoso e 7% sofrido degradação (ROSAN et al., 2019). Em remanescentes de vegetação nativa na porção meridional do Cerrado, fisionomias mais abertas têm sido progressivamente substituídas

por formas florestais, como Cerradão e vegetação ecotonal de Cerrado e Mata Atlântica (DURIGAN & RATTER, 2006). Segundo Furtado et al. (2021), entre 2003 e 2018 houve aumento de 27,4% na densidade da vegetação na Estação Ecológica de Santa Bárbara, indicando a diminuição progressiva de fisionomias campestres e a necessidade de manejo dessas áreas através do fogo prescrito em programas de manejo integrado de fogo.

Assim, considerando o problema do adensamento lenhoso no Cerrado, a importância de fisionomias abertas de Cerrado para anuros, e a resiliência da biota a eventos de fogo, o manejo de áreas de Cerrado, através do uso do fogo prescrito, pode ser recomendado, a fim de garantir a manutenção de tais formações e a conservação das espécies a elas associadas, especialmente em Unidades de Conservação.

Por fim, os resultados deste trabalho revelam padrões interessantes sobre a diversidade de anuros em função da variação na cobertura vegetal, sugerindo processos que possivelmente determinam tais padrões, e tem potencial de subsidiar tomadas de decisão quanto a priorização de áreas e definição de estratégias de manejo para conservação da anurofauna do Cerrado.

1.5 REFERÊNCIAS

ABREU, Rodolfo C. R.; HOFFMANN, William A.; VASCONCELOS, Heraldo L.; PILON, Natashi A.; ROSSATTO, Davi R.; DURIGAN, Giselda. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. **Science Advances**, [S. l.], v. 3, n. 8, p. 1–8, 2017. DOI: 10.1126/sciadv.1701284.

ARAUJO, Cybele de Oliveira; CONDEZ, Thais Helena; SAWAYA, Ricardo Jannini. Anfíbios Anuros do Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus, sudeste do Brasil, e suas relações com outras taxocenoses no Brasil. **Biota Neotropica**, [S. l.], v. 9, n. 2, p. 77–98, 2009. DOI: 10.1590/s1676-06032009000200007.

ARAUJO, Cybele de Oliveira; CORRÊA, Décio Tadeu; SANTOS, Selma Maria de Almeida. Anuros da Estação Ecológica de Santa Bárbara, um remanescente de formações abertas de Cerrado no estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, [S. l.], v. 13, n. 3, p. 230–240, 2013. DOI: 10.1590/S1676-06032013000300026.

ARAUJO, Cybele de Oliveira; DE ALMEIDA-SANTOS, Selma Maria. Herpetofauna de um remanescente de cerrado no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, [S. l.], v. 11, n. 3, p. 47–62, 2011. DOI: 10.1590/S1676-06032011000300003.

ARAUJO, Cybele O.; MAFFEI, Fábio; CORRÊA, Décio T.; MOYA, Guilherme M.; NASCIMENTO, Bruno T. M.; SANTOS, Selma Maria A. Lizards from Estação Ecológica de Santa Bárbara, a remnant of Cerrado in the state of São Paulo, Brazil. **Check List**, [S. l.], v. 10, n. 5, p. 1038–1043, 2014. DOI: 10.15560/10.5.1038.

ARCHER, Steven R.; ANDERSEN, Erik M.; PREDICK, Katharine I.; SCHWINNING, Susanne; STEIDL, Robert J.; WOODS, Steven R. **Woody Plant Encroachment: Causes and Consequences**. In: **Rangeland systems**. Springer, Cham, 2017. p. 25-84. [s.l: s.n.]. 2017 DOI: 10.1007/978-3-319-46709-2. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-46709-2>.

BOTTA-DUKÁT, Zoltán. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. **Journal of Vegetation Science**, [S. l.], v.6, n. 5, p. 533, 2005. DOI: 10.1658/1100-9233(2005)16[533:rqaam]2.0.co;2.

BRANDÃO, Reuber Albuquerque; DE ARAUJO, Alexandre Fernandes Bamberg. A Herpetofauna associada às Matas de Galeria no Distrito Federal. [S. l.], 2001.

BRASILEIRO, Cínthia Aguirre; SAWAYA, Ricardo J.; KIEFER, Mara C.; MARTINS, Marcio. Amphibians of an open cerrado fragment in southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, [S. l.], v. 5, n. 2, p. 93–109, 2005. DOI: 10.1590/s1676-06032005000300006.

CECHIN, Sônia Zanini; MARTINS, Marcio. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, [S. l.], v. 17, n. 3, p. 729–740, 2000. DOI: 10.1590/s0101-81752000000300017.

CHAVES, Michel Eustáquio Dantas; LÁZARO, Aleksandra da Silva; NASSUR, Otávio Augusto Carvalho; DA CONCEIÇÃO, Fagner Goes. Utilização dos índices de vegetação EVI e NDVI como ferramenta de análise da dinâmica da vegetação no Parque Nacional da Serra da Canastra - MG. **Anais XVI Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE**, [S. l.], n. 2009, p. 3282–3289, 2013.

COLLI, Guarino R.; BASTOS, Rogério P.; ARAUJO, Alexandre F. B. The Character and Dynamics of the Cerrado Herpetofauna. [S. l.], n. 1, p. 223–241, 2002. Disponível em: <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:The+Character+and+Dynamics+of+the+Cerrado+Herpetofauna#0>.

COLWELL, Robert K.; ELSENSOHN, Johanna E. EstimateS turns 20: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, with non-parametric extrapolation. **Ecography**, [S. l.], v. 37, n. 6, p. 609–613, 2014. DOI: 10.1111/ecog.00814.

COUTINHO, Leopoldo Magno. Fire in the Ecology of the Brazilian Cerrado. **Springer, Berlin, Heidelberg**, [S. l.], p. 82–105, 1990. DOI: 10.1007/978-3-642-75395-4_6.

DA SILVA, José Maria Cardoso; BATES, John M. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: A tropical savanna hotspot. **BioScience**, [S. l.], v. 52, n. 3, p. 225–233, 2002. DOI: 10.1641/0006-3568(2002)052[0225:bpacit]2.0.co;2.

DEBASTIANI, Vanderlei J.; PILLAR, Valério D. Syncca-R tool for analysis of metacommunities based on functional traits and phylogeny of the community components. **Bioinformatics**, [S. l.], v. 28, n. 15, p. 2067–2068, 2012. DOI: 10.1093/bioinformatics/bts325.

DEBASTIANI, Vanderlei Julio; DUARTE, Leandro Da Silva. PCPS – an R-package for exploring phylogenetic eigenvectors across metacommunities. **Frontiers of Biogeography**, [S. l.], v. 6, n. 3, 2014. DOI: 10.21425/f5fbg22943.

DE SOUZA, A. M.; ETEROVICK, P. C. Environmental factors related to anuran assemblage composition, richness and distribution at four large rivers under varied impact levels in southeastern Brazil. **River Research and Applications**, [S. l.], 2011. DOI: 10.1002/rra.

DÍAZ-RICAURTE, Juan C.; SERRANO, Filipe C.; GUEVARA-MOLINA, Estefany Caroline; ARAUJO, Cybele; MARTINS, Marcio. Does behavioral thermal tolerance predict

distribution pattern and habitat use in two sympatric Neotropical frogs? **PLoS ONE**, [S. l.], v. 15, n. 9 September 2020, p. 1–14, 2020. DOI: 10.1371/journal.pone.0239485.

DÓRIA, Thaís Andrade Ferreira; KLEIN, Wilfried; ABREU, Rafael Oliveira De; SANTOS, Deise Cruz; CORDEIRO, Milena Camardelli; SILVA, Lucas Menezes; BONFIM, Vanessa Maria Gomes; NAPOLI, Marcelo Felgueiras. Environmental Variables Influence the Composition of Frog Communities in Riparian and Semi-Deciduous Forests of the Brazilian Cerrado. **South American Journal of Herpetology**, [S. l.], v. 10, n. 2, p. 90–103, 2015. DOI: 10.2994/SAJH-D-14-00029.1.

DUELLEMAN, William E.; TRUEB, Linda. **Biology of amphibians**, 1994.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962-2000. **Edinburgh Journal of Botany**, [S. l.], v. 63, n. 1, p. 119–130, 2006. DOI: 10.1017/S0960428606000357.

DURIGAN, Giselda et al. No Net Loss of Species Diversity After Prescribed Fires in the Brazilian Savanna. **Frontiers in Forests and Global Change**, [S. l.], v. 3, n. February, p. 1–15, 2020. DOI: 10.3389/ffgc.2020.00013.

FAITH, D. P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biological Conservation**, [S. l.], v. 61, p. 1–10, 1992.

FIDELIS, Alessandra. Is fire always the “bad guy”? **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, [S. l.], v. 268, n. October 2019, p. 151611, 2020. DOI: 10.1016/j.flora.2020.151611. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151611>.

FIORILLO, Bruno Ferreto. Diversidade e efeitos da estrutura da vegetação sobre répteis Squamata em uma área de cerrado do Sudeste do Brasil: subsídios para o manejo de unidades de conservação. **Tese (doutorado) -- USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Centro de Energia Nuclear na Agricultura**, [S. l.], 2020.

FURTADO, Luciana O.; FELICIO, Giovana Ribeiro; LEMOS, Paula Rocha; CHRISTIANINI, Alexander V.; MARTINS, Marcio; CARMIGNOTTO, Ana Paula. Winners and Losers: How Woody Encroachment Is Changing the Small Mammal Community Structure in a Neotropical Savanna. **Frontiers in Ecology and Evolution**, [S. l.], v. 9, n. December, 2021. DOI: 10.3389/fevo.2021.774744.

GIARETTA, Ariovaldo A.; MENIN, Marcelo; FACURE, Kátia G.; KOKUBUM, Marcelo N. D. C.; DE OLIVEIRA FILHO, Júlio C. Species richness, relative abundance, and habitat of reproduction of terrestrial frogs in the Triângulo Mineiro region, Cerrado biome, southeastern Brazil. **Iheringia - Serie Zoologia**, [S. l.], v. 98, n. 2, p. 181–188, 2008. DOI: 10.1590/S0073-47212008000200002.

GOTELLI, Nicholas J.; COLWELL, Robert K. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, [S. l.], v. 4, n. 4, p. 379–391, 2001. DOI: 10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x.

HADDAD, Célio F. B.; PRADO, Cynthia P. A. Reproductive Modes in Frogs and Their Unexpected Diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **BioScience**, [S. l.], v. 55, n. May 2014, p. 207–217, 2005. DOI: dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0207:RMIFAT]2.0.CO;2.

HARTIG, F. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.3.3.0. 2020. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>

JETZ, Walter; PYRON, R. Alexander. The interplay of past diversification and evolutionary isolation with present imperilment across the amphibian tree of life. **Nature Ecology and Evolution**, [S. l.], v. 2, n. 5, p. 850–858, 2018. DOI: 10.1038/s41559-018-0515-5. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41559-018-0515-5>.

KEMBEL, S.W.; COWAN, P.D.; HELMUS, M.R.; CORNWELL, W.K.; MORLON, H.; ACKERLY, D.D.; BLOMBERG, S.P.; WEBB, C.O. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics*, EUA, v. 26, p. 1463-1464, Jun. 2010.

KRAFT, Nathan J. B.; CORNWELL, William K.; WEBB, Campbell O.; ACKERLY, David D. Trait evolution, community assembly, and the phylogenetic structure of ecological communities. **American Naturalist**, [S. l.], v. 170, n. 2, p. 271–283, 2007. DOI: 10.1086/519400.

LOURENÇO, Luciana B.; TARGUETA, Cíntia P.; BALDO, Diego; NASCIMENTO, Juliana; GARCIA, Paulo C. A.; ANDRADE, Gilda V.; HADDAD, Célio F. B.; RECCO-PIMENTEL, Shirlei M. Phylogeny of frogs from the genus *Physalaemus* (Anura, Leptodactylidae) inferred from mitochondrial and nuclear gene sequences. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, [S. l.], v. 92, p. 204–216, 2015. DOI: 10.1016/j.ympev.2015.06.011.

MACHADO, R. B.; AGUIAR, L. D. S.; CASTRO, A. A. J. F.; NOGUEIRA, C. D. C.; RAMOS-NETO, M. B. Caracterização da fauna e flora do Cerrado. **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**, [S. l.], 2008.

MAFFEI, Fábio; UBAID, Flávio Kulaif; JIM, Jorge. Anurofauna em área de cerrado aberto no município de Borebi, estado de São Paulo, Sudeste do Brasil: Uso do habitat, abundância e variação sazonal. **Biota Neotropica**, [S. l.], v. 11, n. 2, p. 221–233, 2011. DOI: 10.1590/S1676-06032011000200023.

MAGURRAN, Anne. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell Publishing, 2003.

MAPBIOMAS, Projeto. Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra no Cerrado - Coleção 6, acessado em 10/02/2022 através do link: <https://mapbiomas.org/estatisticas>. [S. l.], p. 60, 2021.

MASSOCHINI FRIZZO, Tiago L.; BONIZÁRIO, Camila; BORGES, Mariana Prado; VASCONCELOS, Heraldo L. Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. **Oecologia Australis**, [S. l.], v. 15, n. 2, p. 365–379, 2011. DOI: 10.4257/oeco.2011.1502.13.

MELO, Antonio Carlos Galvão De; DURIGAN, Giselda. Estação Ecológica de Santa Bárbara Plano de Manejo. [S. l.], p. 1–135, 2011.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G. A. B. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. [S. l.], v. 54, n. 1, p. 392, 2004. DOI: 10.1016/0306-4492(76)90025-3.

MORAIS, Alessandro R.; CÓRTEZ, Lara G.; BASTOS, Rogério P. Queimadas podem alterar as assembléias de anuros? o caso das veredas na estação ecológica serra geral do tocantins. **Revista Biol. Neotrop**, [S. l.], v. 8, n. 2, p. 32–39, 2011.

MOUCHET, Maud A.; VILLÉGER, Sébastien; MASON, Norman W. H.; MOUILLLOT, David. Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, [S. l.], v. 24, n. 4, p. 867–876, 2010. DOI: 10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x.

OKSANEN, Jari.; BLANCHÉ F. Guillaume; FRIENDLY, Michael; F.G.; KINDT, Roeland; LEGENDRE, Pierre; MCGLINN, Dan; MINCHIN, Peter R.; O'HARA, SIMPSON, Gavin, L.; SOLYMOS, Peter; STEVENS, M. Henry H. and Wagner, Helene (2020) vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

PILLAR, Valério D.; DUARTE, Leandro d. S. A framework for metacommunity analysis of phylogenetic structure. **Ecology Letters**, [S. l.], v. 13, n. 5, p. 587–596, 2010. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2010.01456.x.

PILON, Natashi A. L.; CAVA, Mário G. B.; HOFFMANN, William A.; ABREU, Rodolfo C. R.; FIDELIS, Alessandra; DURIGAN, Giselda. The diversity of post-fire regeneration strategies in the cerrado ground layer. **Journal of Ecology**, [S. l.], v. 109, n. 1, p. 154–166, 2021. DOI: 10.1111/1365-2745.13456.

PIVELLO, Vânia R. et al. Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [S. l.], v. 19, n. 3, p. 233–255, 2021. DOI: 10.1016/j.pecon.2021.06.005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>.

PIVELLO, Vânia Regina; KORMAN, Vânia. Conservação e Manejo da Biodiversidade. **O Desafio da Conservação dos Recursos Naturais na Região.**, [S. l.], n. January 2005, p. 298–309, 2005.

PROVETE, Diogo Borges. Estrutura filogenética de Metacomunidades ao longo de gradientes ambientais. **Tese (doutorado) - Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecoluogia e Evolução**, [S. l.], 2016.

QGIS Development Team, 2021. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>

R CORE TEAM. A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0, 2008. Disponível em: <http://www.R-project.org>.

RAMOS-NETO, Mário Barroso; PIVELLO, Vânia Regina. Lightning fires in a Brazilian Savanna National Park: Rethinking management strategies. **Environmental Management**, [S. l.], v. 26, n. 6, p. 675–684, 2000. DOI: 10.1007/s002670010124.

RAO, Radhakrishna. Diversity and Dissimilarity. **Theoretical population biology**, [S. l.], v. 21, n. 1, p. 24–43, 1982. Disponível em: https://ac.els-cdn.com/0040580982900041/1-s2.0-0040580982900041-main.pdf?_tid=f24f6d3a-94c8-4de7-b11e-b2c826a3e726&acdnat=1542633469_d6b4b2341bd4b5b7747b44028003340d.

RIBEIRO, Joana; COLLI, Guarino R.; BATISTA, Rafael; SOARES, Amadeu. Landscape and local correlates with anuran taxonomic, functional and phylogenetic diversity in rice crops. **Landscape Ecology**, [S. l.], v. 32, n. 8, p. 1599–1612, 2017. DOI: 10.1007/s10980-017-0525-8.

RICKLEFS, R. E. Community Diversity: relative roles of local and regional processes. **Science**, [S. l.], v. 235, p. 167–171, 1987.

ROSAN, Thais M.; ARAGÃO, Luiz E. O. C.; OLIVERAS, Imma; PHILLIPS, Oliver L.; MALHI, Yadvinder; GLOOR, Emanuel; WAGNER, Fabien H. Extensive 21st-Century Woody Encroachment in South America's Savanna. **Geophysical Research Letters**, [S. l.], v. 46, n. 12, p. 6594–6603, 2019. DOI: 10.1029/2019GL082327.

SÁ, Rafael O. D.; GRANT, Taran; CAMARGO, Arley; HEYER, W. Ronald; PONSSA, Maria L.; STANLEY, Edward. Systematics of the neotropical genus *Leptodactylus fitzingeri*, 1826 (Anura: Leptodactylidae): Phylogeny, the relevance of non-molecular evidence, and species accounts. **South American Journal of Herpetology**, [S. l.], v. 9, n. 1, p. S1–S28, 2014. DOI: 10.2994/SAJH-D-13-00022.1.

STEVENS, Nicola; LEHMANN, Caroline E. R.; MURPHY, Brett P.; DURIGAN, Giselda. Savanna woody encroachment is widespread across three continents. **Global Change Biology**, [S. l.], v. 23, n. 1, p. 235–244, 2017. DOI: 10.1111/gcb.13409.

STRASSBURG, Bernardo B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology and Evolution**, [S. l.], v. 1, n. 4, p. 1–3, 2017. DOI: 10.1038/s41559-017-0099. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41559-017-0099>.

THOMÉ, Maria Tereza C.; MARTINS, Marcio; BRASILEIRO, Cinthia A. Higher Diversity in Open Cerrado Supports the Role of Regional Processes in Shaping an Anuran Assemblage in Southeastern Brazil. **South American Journal of Herpetology**, [S. l.], v. 19, n. 1, p. 1–7, 2021. DOI: 10.2994/SAJH-D-18-00039.1.

VALDUJO, Paula Hanna. Diversidade e distribuição de anfíbios no Cerrado: o papel dos fatores históricos e dos gradientes ambientais. **Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia**, [S. l.], p. 136, 2011. Disponível em: [www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-13052011-153438/publico/Tese Paula Hanna Valdujo.pdf](http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-13052011-153438/publico/Tese%20Paula%20Hanna%20Valdujo.pdf).

VALDUJO, Paula Hanna; SILVANO, Débora Leite; COLLI, Guarino; MARTINS, Marcio. Anuran Species Composition and Distribution Patterns in Brazilian Cerrado, a Neotropical Hotspot. **South American Journal of Herpetology**, [S. l.], v. 7, n. 2, p. 63–78, 2012. DOI: 10.2994/057.007.0209

VITT, Laurie J.; COLLI, Guarino R.; CALDWELL, Janalee P.; MESQUITA, Daniel O.; GARDA, Adrian A.; FRANÇA, Frederico G. R. Detecting variation in microhabitat use in low-diversity lizard assemblages across small-scale habitat gradients. **Journal of Herpetology**, [S. l.], v. 41, n. 4, p. 654–663, 2007. DOI: 10.1670/06-279.1.

WEBB, Campbell O. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: An example for rain forest trees. **American Naturalist**, [S. l.], v. 156, n. 2, p. 145–155, 2000. DOI: 10.1086/303378.

WEBB, Campbell O.; ACKERLY, David D.; MCPEEK, Mark A.; DONOGHUE, Michael J. Phylogenies and community ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, [S. l.], v. 33, p. 475–505, 2002. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150448.

WELLS, Kentwood D. **The Ecology & Behavior of Amphibians.** [s.l.] : University of Chicago press, 2007.

CONCLUSÕES GERAIS

Mostramos que, em uma escala local, a diversidade de anuros é estruturada em função da variação da cobertura vegetal do cerrado.

Conforme esperado, a maior parte das espécies amostradas são típicas de Cerrado, e as espécies típicas de Mata Atlântica estão mais fortemente associadas às áreas de Cerradão e de transição entre Cerrado e Mata Atlântica.

As diferentes métricas de diversidade apresentam diferentes variações em função da variação da cobertura vegetal, indicando que levar em conta apenas a riqueza pode esconder variações importantes da diversidade.

Conforme esperado, encontramos maior abundância de indivíduos em áreas abertas.

A variação da diversidade funcional em função da variação na cobertura vegetal indica maior similaridade funcional entre indivíduos encontrados em áreas abertas, possivelmente refletindo sobreposição de nicho reprodutivo de espécies de anuros associadas a áreas abertas.

A variação da estrutura filogenética de anuros em função da variação da cobertura vegetal sugere que as espécies amostradas apresentam conservadorismo filogenético no uso do habitat.

Fisionomias mais abertas de Cerrado são especialmente ameaçadas pela expansão agropecuária e pelo adensamento lenhoso, processo através do qual a vegetação de campos naturais e savanas é progressivamente substituída por formações florestais.

Ao modificar a estrutura da vegetação, o adensamento lenhoso afeta variáveis relacionadas aos habitats de anuros, impactando especialmente espécies especializadas em áreas abertas de Cerrado.

Dado que o adensamento lenhoso afeta espécies associadas a fisionomias abertas e que a biota do Cerrado, incluindo os anuros, é de maneira geral resiliente ao fogo, o manejo do Cerrado através do uso do fogo prescrito pode ser recomendado, especialmente em Unidades de Conservação, a fim de garantir a manutenção de formações abertas e a conservação da rica biota associada a essas formações.

APÊNDICE 1

Contribuições das abordagens filogenética e funcional para avaliação de diversidade em comunidades

Diferentes espécies se diferenciam quanto a requisitos, traços ecológicos e histórias evolutivas. Desse modo, medidas tradicionais de diversidade que incorporam apenas a riqueza de espécies são pouco informativas sobre os processos de montagem e funções ecológicas presentes em comunidades, tampouco sobre sensibilidade a mudanças ambientais, aspectos que podem ser melhor esclarecidos quando informações filogenéticas e funcionais são consideradas (CIANCIARUS et al., 2009; FAITH, 1992).

A abordagem da diversidade filogenética

Medidas de diversidade filogenética consideram as relações de parentesco filogenético entre as espécies, e seu valor é relacionado à distância filogenética entre espécies, estimada através do arcabouço conceitual da filogenética molecular. O índice de diversidade filogenética de Faith, utilizado neste trabalho, foi inicialmente introduzido na literatura como um proxy de diversidade de traços ecológicos em comunidades, como resultado da premissa de que considerando traços filogeneticamente conservados, espécies filogeneticamente mais próximas devem ser mais similares entre si, enquanto espécies filogeneticamente mais distintas devem contribuir com diferentes características em uma comunidade (FAITH, 1992). Atualmente, esse é um dos índices mais utilizados para mensurar diversidade filogenética, e diversas medidas específicas para quantificar a diversidade de traços ecológicos foram desenvolvidas posteriormente (MASON & MOUILLOT, 2013). O índice de Faith é obtido através da soma dos comprimentos dos ramos da árvore filogenética de uma comunidade, de modo que maiores valores estão associados a maiores comprimentos de ramos e, portanto, a maior distinção filogenética das espécies. Este índice é, portanto, uma função da divergência filogenética e da riqueza de espécies presentes em uma comunidade (FAITH, 1992), e é uma medida útil para identificar áreas prioritárias para conservação da diversidade filogenética (CADOTTE et al., 2010).

A abordagem da diversidade funcional

Em abordagens de diversidade funcional, as medidas de diversidade levam em conta atributos das espécies que devem ter relação com funções ecológicas ou com seu habitat. Essa abordagem é útil sob dois contextos diferentes: (1) Questões em que a diversidade funcional e os traços funcionais considerados são relacionados a funções ecológicas importantes para o ecossistema, por exemplo, questões relacionadas à produtividade ambiental; e (2) Questões envolvendo regras de montagem de comunidades, em que o padrão agregado ou disperso dos traços funcionais em uma comunidade pode indicar regras de montagem predominantes.

Em geral, índices de diversidade funcional representam uma medida da riqueza de traços funcionais e da divergência entre as espécies em relação aos traços que apresentam. A escolha dos traços a se medir e do índice depende dos objetivos de cada estudo em particular (CIANCIARUSO et al., 2009; MOUCHET et al., 2010; PETCHEY & GASTON, 2006). O índice de Entropia Quadrática de Rao (Q), utilizado neste trabalho, é um índice baseado nas abundâncias e dissimilaridades entre espécies, cujo valor corresponde ao valor de dissimilaridade entre dois indivíduos retirados ao acaso de uma unidade amostral, calculado conforme proposto por (BOTTA-DUKÁT, 2005):

Considerando uma comunidade com S espécies, caracterizada pelo vetor de abundâncias relativas $p = (p_1, p_2, \dots, p_s)$, de modo que

$$\sum_{i=1}^S p_i = 1,$$

A diversidade funcional dada pelo índice de Entropia Quadrática de Rao (FD_Q) expressa a diferença média entre dois indivíduos selecionados ao acaso, com reposição, e d_{ij} representa a dissimilaridade entre as i -ésima e j -ésima espécies ($d_{ij} = d_{ji}$ e $d_{ii} = 0$),

$$FD_Q = \sum_{i=1}^{S-1} \cdot \sum_{j=i+1}^S d_{ij} p_i p_j$$

Uma característica interessante deste índice é que ele pode apresentar uma relação inversa com a riqueza, caso haja aumento da riqueza por acréscimo de espécies funcionalmente semelhantes e, por consequência, haja diminuição das dissimilaridades entre as espécies (BOTTA-DUKÁT, 2005). Por ter seu valor mais influenciado pela divergência funcional entre as espécies do que pela riqueza de traços funcionais em uma comunidade, o índice de diversidade funcional de Rao (FDQ) informa a uniformidade da distribuição de características funcionais em uma comunidade, e é um índice útil para detecção de regras de montagem de comunidades e processos de filtragem de nicho (MOUCHET et al., 2010).

Diversidade filogenética, funcional, e processos de montagem de comunidades

A estrutura de comunidades biológicas é resultado da ação de processos regionais relacionados a história evolutiva e biogeográfica, que adicionam espécies ao pool regional através de especiação e dispersão geográfica, e processos locais de predação, adaptação, exclusão competitiva e filtragem ambiental, que podem gerar extinções locais e determinam a persistência das espécies nas comunidades (PILLAR & DUARTE, 2010; RICKLEFS, 1987; WEBB et al., 2002). Diversos estudos em Ecologia têm como objetivo investigar a força relativa desses processos na determinação da composição das comunidades, e a análise das comunidades sob as perspectivas filogenética e funcional pode contribuir com esse propósito (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; WEBB, 2000; WEBB et al., 2002).

Partindo de cenários em que traços ecológicos semelhantes são resultado de conservadorismo filogenético de traços ou, alternativamente, resultam de convergência evolutiva, (WEBB et al., 2002) propôs um esquema lógico para indicar, através dos padrões de diversidade filogenética em uma comunidade, quais processos ecológicos devem ser predominantes na montagem desta comunidade. **(Tabela S1)**

Tabela S1: A distribuição filogenética esperada das espécies em uma comunidade, considerando as combinações de padrões evolutivos de traços ecológicos e processo ecológico dominante (Retirada de (WEBB et al., 2002).

Processo ecológico dominante:	Traços ecológicos filogeneticamente	
	Conservados	Convergentes
Filtro ambiental (atração fenotípica)	Agregada	Dispersa
Exclusão competitiva (repulsão fenotípica)	Dispersa	Aleatória

Segundo esse esquema, a distribuição agregada de espécies filogeneticamente próximas em uma localidade, aqui denominada “atração fenotípica”, deve ser resultado da ação predominante de filtros ambientais sobre adaptações e traços ecológicos filogeneticamente conservados. Tal padrão sugere, portanto, predominância de filtros ambientais como processos estruturadores desta comunidade, e que a competição interespecífica não é forte suficiente para excluir espécies similares. Por outro lado, a dispersão filogenética (“repulsão fenotípica”) pode ocorrer quando espécies filogeneticamente próximas, que compartilham traços fenotípicos relacionados ao uso do habitat e filogeneticamente conservados, estão sendo localmente excluídas (fenotipicamente repelidas), sugerindo ação local de exclusão competitiva (WEBB et al., 2002). Padrões agregados ou dispersos de espécies filogeneticamente próximas podem, portanto, nos fornecer indícios sobre a força relativa de processos locais e regionais na determinação da composição das comunidades.

Partindo da premissa de que os processos de montagem de comunidades levam à agregação ou dispersão de espécies ecologicamente semelhantes, o esquema proposto por (WEBB et al., 2002) para a diversidade filogenética (**Tabela S1**), pode ser estendido para a interpretação dos padrões de convergência ou divergência de traços nas comunidades sob a perspectiva funcional, e tem potencial de indicar os processos predominantes de montagem dessas comunidades (KRAFT et al., 2007). Assim, a agregação de espécies funcionalmente semelhantes, indicada por baixos valores de diversidade funcional, pode estar relacionada a predominância de processos de filtragem ambiental. O padrão inverso, de dispersão de espécies funcionalmente semelhantes, pode sugerir maior força de exclusão competitiva na montagem das comunidades.

Contribuições das perspectivas filogenética e funcional para a conservação da biodiversidade

No campo da Biologia da Conservação, as abordagens filogenética e funcional se baseiam na atribuição de valores para as espécies, relacionados às suas singularidades e contribuições para funções ecológicas e representatividade histórico-evolutiva nas comunidades. As comunidades, por sua vez, podem ser avaliadas pela diversidade de características funcionais ecológicas (diversidade funcional) e história evolutiva nelas representadas (diversidade filogenética), possibilitando o estabelecimento de prioridades para conservação. (CIANCIARUSO et al., 2009; FAITH, 1992, 2002). De fato, o estabelecimento de prioridades para conservação baseado em outras métricas de diversidade pode divergir muito diferente daquele obtido quando considerada apenas a riqueza de espécies (FAITH, 1992)

Estrutura filogenética de comunidades: Muito além dos índices

Índices de diversidade filogenética são medidas sintéticas de agrupamento ou dispersão filogenética. Sua capacidade de revelar padrões filogenéticos em comunidades é, entretanto, limitada, pois amostras compostas por linhagens filogeneticamente muito diferentes podem apresentar níveis semelhantes de agrupamento filogenético, e portanto valores próximos desses índices. (PILLAR & DUARTE, 2010).

A estrutura filogenética de uma comunidade é definida como a composição de espécies após ponderação de suas abundâncias ou presença por suas relações filogenéticas (PILLAR & DUARTE, 2010). Na abordagem proposta por Pillar e Duarte (2010) para avaliação de metacomunidades, a análise dos componentes principais da estrutura filogenética (PCPS – *Principal Coordinates of Phylogenetic Structure*) possibilita a avaliação e comparação de comunidades quanto à sua composição de espécies filogeneticamente ponderada, e permite assim explorar a variação da estrutura filogenética em função de um gradiente ambiental de interesse (PILLAR & DUARTE, 2010).

REFERÊNCIAS

BOTTA-DUKÁT, Zoltán. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. **Journal of Vegetation Science**, [S. l.], v. 16, n. 5, p. 533, 2005. DOI: 10.1658/1100-9233(2005)16[533:rqaam]2.0.co;2.

CADOTTE, Marc W.; JONATHAN DAVIES, T.; REGETZ, James; KEMBEL, Steven W.; CLELAND, Elsa; OAKLEY, Todd H. Phylogenetic diversity metrics for ecological communities: Integrating species richness, abundance and evolutionary history. **Ecology Letters**, [S. l.], v. 13, n. 1, p. 96–105, 2010. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2009.01405.x.

CIANCIARUSO, Marcus Vinicius; SILVA, Igor Aurélio; BATALHA, Marco Antônio. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotrop**, [S. l.], v. 9, n. 3, p. 93–103, 2009.

FAITH, D. P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biological Conservation**, [S. l.], v. 61, p. 1–10, 1992.

FAITH, Daniel P. Quantifying biodiversity: A phylogenetic perspective. **Conservation Biology**, [S. l.], v. 16, n.1, p. 248–252, 2002. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2002.00503.x.

KRAFT, Nathan J. B.; CORNWELL, William K.; WEBB, Campbell O.; ACKERLY, David D. Trait evolution, community assembly, and the phylogenetic structure of ecological communities. **American Naturalist**, [S. l.], v. 170, n. 2, p. 271–283, 2007. DOI: 10.1086/519400.

MASON, Norman W. H.; MOUILLLOT, David. **Functional Diversity Measures**. [s.l.] : Elsevier Ltd., 2013. DOI: 10.1016/B978-0-12-384719-5.00356-7. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00356-7>.

MOUCHET, Maud A.; VILLÉGER, Sébastien; MASON, Norman W. H.; MOUILLLOT, David. Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, [S. l.], v. 24, n. 4, p. 867–876, 2010. DOI: 10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x.

PETCHEY, Owen L.; GASTON, Kevin J. Functional diversity: Back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, [S. l.], v. 9, n. 6, p. 741–758, 2006. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x.

PILLAR, Valério D.; DUARTE, Leandro d. S. A framework for metacommunity analysis of phylogenetic structure. **Ecology Letters**, [S. l.], v. 13, n. 5, p. 587–596, 2010. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2010.01456.x.

RICKLEFS, R. E. Community Diversity: relative roles of local and regional processes. **Science**, [S. l.], v. 235, p. 167–171, 1987.

WEBB, Campbell O. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: An example for rain forest trees. **American Naturalist**, [S. l.], v. 156, n. 2, p. 145–155, 2000. DOI: 10.1086/303378.

WEBB, Campbell O.; ACKERLY, David D.; MCPEEK, Mark A.; DONOGHUE, Michael J. Phylogenies and community ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, [S. l.], v. 33, p. 475–505, 2002. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.15044

APÊNDICE 2

Tabela S2: Atributos por espécie. Foss: Fossorial ; Terr: Terrestre; Expl: Explosiva; Prol: Prolongada; TP: Temporário-Permanente; T: Temporário; lent: Corpo d'água lêntico; esp_toca: Espuma em toca; esp_bacia: Espuma em bacia construída ao lado de corpo d'água; esp_agua: Espuma flutuante em corpo d'água; cordão: Cordão gelatinoso; tlent: Corpo d'água lêntico; tlot: Corpo d'água lótico.

Espécie	Habitat preferencial adultos	Estratégia Reprodutiva	Corpo d'água reprod.	p/ Sítio de desova	Sítio de desenvolvimento dos girinos	Cuidado parental	Referências
<i>Chiasmocleis albopunctata</i>	Foss	Expl	TP	lent	tlent	não	(ETEROVICK et al., 2020)
<i>Elachistocleis bicolor</i>	Foss	Expl	TP	lent	tlent	não	(NAZARETTI & CONTE, 2015; RODRIGUES et al., 2003; VALDEZ & MANEYRO, 2016)
<i>Elachistocleis cesarii</i>	Foss	Prol	TP	lent	tlent	não	(ETEROVICK et al., 2020; SANTORO & BRANDÃO, 2014; TOLEDO et al., 2010)
<i>Leptodactylus furnarius</i>	Terr	Prol	TP	esp_toca	tlent	não	(BRASILEIRO et al., 2005; ETEROVICK et al., 2020; PRADO et al., 2002)
<i>Leptodactylus fuscus</i>	Terr	Prol	TP	esp_toca	tlent	sim	(ARZABE & PRADO, 2006; BRASILEIRO et al., 2005; ETEROVICK et al., 2020; HADDAD & PRADO, 2005; HEYER, 1969; LUCAS et al., 2008; NAZARETTI & CONTE, 2015; PRADO et al., 2002; SANTORO & BRANDÃO, 2014; SOLANO, 1987; VAZ SILVA et al., 2010)

<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	Terr	Prol	TP	esp_bacia	tlent	não	(BRASILEIRO et al., 2005; ETEROVICK et al., 2020; HADDAD & PRADO, 2005; NAZARETTI & CONTE, 2015; PRADO et al., 2002; SANTORO & BRANDÃO, 2014)
<i>Leptodactylus latrans</i>	Terr	Prol	TP	esp_agua	tlent	sim	(ETEROVICK et al., 2020; NAZARETTI & CONTE, 2015; SANTORO & BRANDÃO, 2014; SESTITO et al., 2016)
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	Terr	Prol	T	esp_toca	ltent	sim	(BRASILEIRO et al., 2005; ETEROVICK et al., 2020; HADDAD & PRADO, 2005; NAZARETTI & CONTE, 2015; SANTORO & BRANDÃO, 2014; SCHNEIDER et al., 2019)
<i>Leptodactylus sertanejo</i>	Terr	Prol	T	esp_toca	tlent	não	(ETEROVICK et al., 2020; SANTORO & BRANDÃO, 2014)
<i>Odontophrynus americanus</i>	Foss	Expl	T	lent	tlent	não	(NAZARETTI & CONTE, 2015; VALDEZ & MANEYRO, 2016)
<i>Physalaemus centralis</i>	Terr	Prol	TP	esp_agua	tlent	não	(BRASILEIRO et al., 2005; ETEROVICK et al., 2020; SANTORO & BRANDÃO, 2014)
<i>Physalaemus curvieri</i>	Terr	Prol	TP	esp_agua	tlent	não	(BRASILEIRO et al., 2005; ETEROVICK et al., 2020; NAZARETTI & CONTE, 2015;

							POMBAL-JR & HADDAD, 2005; SANTORO & BRANDÃO, 2014)
<i>Physalaemus marmoratus</i>	Terr	Expl	T	esp_agua	tlent	não	(ETEROVICK et al., 2020; IUCN, 2021)
<i>Physalaemus nattereri</i>	Foss	Expl	TP	esp_agua	tlent	não	(BRASILEIRO et al., 2005; NAZARETTI & CONTE, 2015) IUCN, 2021
<i>Rhinella ornata</i>	Terr	Prol	TP	cordão	tlent/tlot	não	(ALMEIDA-GOMES & ROCHA, 2015; ETEROVICK et al., 2020; MAFFEI, 2010; MALAGOLI, 2013; NAZARETTI & CONTE, 2015; POMBAL-JR. & HADDAD, 2005; TOLEDO et al., 2012)
<i>Rhinella schneideri</i>	Terr	Prol	TP	cordão	tlent	não	(BRASILEIRO et al., 2005; ETEROVICK et al., 2020; IUCN, 2021; NAZARETTI & CONTE, 2015; SANTORO & BRANDÃO, 2014; VASCONCELLOS & COLLI, 2009)

REREFÊNCIAS

ALMEIDA-GOMES, Mauricio; ROCHA, Carlos F. D. Habitat Loss Reduces the Diversity of Frog Reproductive Modes in an Atlantic Forest Fragmented Landscape. **Biotropica**, [S. l.], v. 47, n. 1, p. 113–118, 2015. DOI: 10.1111/btp.12168.

ARZABE, Cristina;; PRADO, Cynthia P. A. Distinct Architectures of Subterranean Nests in the Genus *Leptodactylus* of the *fuscus* Group (Anura, Leptodactylidae). **Herpetological Review**, [S. l.], v. 37 (1), p. 23–26, 2006.

BRASILEIRO, Cínthia Aguirre; SAWAYA, Ricardo J.; KIEFER, Mara C.; MARTINS, Marcio. Amphibians of an open cerrado fragment in southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, [S. l.], v. 5, n. 2, p. 93–109, 2005. DOI: 10.1590/s1676-06032005000300006.

ETEROVICK, Paula Cabral; DE SOUZA, Adriano Marques; SAZIMA, Ivan. **Anfibios da Serra do Cipó**. [s.l: s.n.]. v. 1, 2020.

HADDAD, Célio F. B.; PRADO, Cynthia P. A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. **BioScience**, [S. l.], v. 55, n. 3, p. 207–217, 2005. DOI: 10.1641/0006-3568(2005)055[0207:RMIFAT]2.0.CO;2.

HEYER, W. Ronald. The Adaptive Ecology of the Species Groups of the Genus *Leptodactylus* (Amphibia, Leptodactylidae). **Evolution**, [S. l.], v. 23, n. 3, p. 421, 1969. DOI: 10.2307/2406697.

IUCN. INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE et al. **Red List categories and criteria**. IUCN, 2021. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>

LUCAS, Elaine M.; BRASILEIRO, Cinthia A.; OYAMAGUCHI, Hilton M.; MARTINS, Marcio. The reproductive ecology of *Leptodactylus fuscus* (Anura, Leptodactylidae): New data from natural temporary ponds in the Brazilian Cerrado and a review throughout its distribution. **Journal of Natural History**, [S. l.], v. 42, n. 35–36, p. 2305–2320, 2008. DOI: 10.1080/00222930802254698.

MAFFEI, Fabio. Diversidade e uso do habitat de comunidades de anfíbios anuros em Lençóis Paulista, Estado de São Paulo. **Dissertação (mestrado) Universidade Estadual Paulista**, [S. l.], p. 74 f. : il., mapas, gráfs., tabs., 2010.

MALAGOLI, Leo Ramos. Diversidade e distribuição dos anfíbios anuros do

núcleo curucutu, Parque Estadual da Serra do Mar. **Dissertação (mestrado) Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho**, [S. l.], 2013.

NAZARETTI, Edi M.; CONTE, Carlos E. Anurofauna de um remanescente alterado de floresta estacional semidecidual as margens do Rio Paranapanema. **Iheringia - Serie Zoologia**, [S. l.], v. 105, n. 4, p. 420–429, 2015. DOI: 10.1590/1678-476620151054420429.

POMBAL-JR., José P.; HADDAD, Célio F. B. Estratégias E Modos Reprodutivos De Anuros (Amphibia) Em Uma Poça Permanente Na Serra De Paranapiacaba, Sudeste Do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, [S. l.], v. 45, n. 15, p. 201–213, 2005.

PRADO, C. P. de A.; UETANABARO, M.; HADDAD, C. F. B. Description of a New Reproductive Mode in *Leptodactylus* (Anura, Leptodactylidae), with a Review of the Reproductive Specialization toward Terrestriality in the Genus. **Cope**, [S. l.], v. 2002, n. 4, p. 1128–1133, 2002.

RODRIGUES, Domingos De Jesus; LOPES, Frederico Santos; UETANABARO, Masao. Padrão reprodutivo de *Elachistocleis bicolor* (Anura, Microhylidae) na Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Iheringia, Sér. Zool.**, Porto Alegre, 93(4):365-371, 30 de dezembro de 2003. [S. l.], v. 93, n. 4, p. 365–371, 2003.

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

SCHNEIDER, Rosio G.; CARDOZO, Dario E.; BRUSQUETTI, Francisco; KOLENC, Francisco; BORTEIRO, Claudio; HADDAD, Célio; BASSO, Nestor G.; BALDO, Diego. A new frog of the *Leptodactylus fuscus* species group (Anura: Leptodactylidae), endemic from the South American Gran Chaco. **PeerJ**, [S. l.], v. 2019, n. 10, p. 1–29, 2019. DOI: 10.7717/peerj.7869.

SESTITO, Guilherme Alexandre; SANTANA, Diego José; GARDA, Adrian Antonio; RÖHR, David Lucas. Parental distress call: A previously unreported defensive call in female *Leptodactylus latrans* (Anura, Leptodactylidae). **Herpetology Notes**, [S. l.], v. 9, n. October, p. 221–225, 2016.

SOLANO, Haydée. Algunos Aspectos de la Biología Reproductiva del Sapito Silbador *Leptodactylus fuscus* (Schneider) (Amphibia: Leptodactylidae). **Amphibia Reptilia**, [S. l.], p. 111–128, 1987.

TOLEDO, Luís Felipe; GAREY, Michel V.; COSTA, Thais R. N.; LOURENÇO-DE-MORAES, Ricardo; HARTMANN, Marília T.; HADDAD, Célio F. B. Alternative reproductive modes of Atlantic forest frogs. **Journal of Ethology**, [S. l.], v. 30, n. 2, p. 331–336, 2012. DOI: 10.1007/s10164-011-0322-9.

TOLEDO, Luís Felipe; LOEBMANN, Daniel; HADDAD, Célio F. B. Revalidation and redescription of *Elachistocleis cesarii* (Miranda-Ribeiro, 1920) (anura: microhylidae). **Zootaxa**, [S. l.], n. 2418, p. 50–60, 2010. DOI: 10.11646/zootaxa.2418.1.2.

VALDEZ, Vanessa; MANEYRO, Raúl. Reproductive biology of *Odontophrynus americanus* females (Duméril & Bribon, 1841) (Anura, Cycloramphidae) from Uruguay. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, [S. l.], v. 11, n. 3, p. 188–196, 2016.

VASCONCELLOS, Mariana M.; COLLI, Guarino R. Factors affecting the population dynamics of two toads (Anura: Bufonidae) in a seasonal neotropical savanna. **Copeia**, [S. l.], n. 2, p. 266–276, 2009. DOI: 10.1643/CE-07-099.

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**. Sociedade Brasileira de Zoologia, 2020.