



Dissertação de Mestrado

**O uso da terra afeta a diversidade funcional, mas não a riqueza de espécies, em
assembleias de anuros**

PRISCILA DO NASCIMENTO LOPES

Porto Alegre, maio de 2022

Priscila do Nascimento Lopes

O uso da terra afeta a diversidade funcional, mas não a riqueza de espécies, em assembleias de anuros

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia

Orientador: Prof. Dr. Leandro da Silva Duarte

Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Marcus Vinicius Cianciaruso (UFG)

Profª. Dra. Sandra Maria Hartz (UFRGS)

Dra. Caroline Zank (UFRGS)

Porto Alegre, maio de 2022

CIP - Catalogação na Publicação

do Nascimento Lopes, Priscila

O uso da terra afeta a diversidade funcional, mas não a riqueza de espécies, em assembleias de anuros / Priscila do Nascimento Lopes. -- 2022.

58 f.

Orientador: Leandro da Silva Duarte.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Porto Alegre, BR-RS, 2022.

1. Campos de Altitude . 2. Anfíbios. 3. Conservação . 4. Áreas Protegidas. I. da Silva Duarte, Leandro, orient. II. Título.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Leandro, meu orientador, por toda a paciência e ensinamentos. Agradeço aos colegas do laboratório (Arielli, Arthur, Bine, Naka, Kassi e vários outros leffianos que passaram pelo lab), todos me ajudaram em algum momento dessa trajetória. Agradeço ao Thiago Oliveira e ao Lucas Crivellari pelos dados, auxílios e todas as dúvidas que tirei com vocês.

Agradeço ao Marcelo Freire e ao Patrick Colombo, meus grandes amigos herpetólogos que me ajudaram nas diversas dúvidas que tive durante este trabalho e sempre me inspiraram demais.

Agradeço a minha principal rede de apoio, minhas colegas de mestrado Kassi e Laís porque sem vocês eu não teria conseguido sobreviver ao mestrado e a pandemia. Agradeço todos os meus amigos que entenderam a minha ausência e me ajudaram em muitos momentos. Vocês são muito importantes para mim: Carol Pinheiro, Natasha, Vini, Cristiano, Caio, Iza, Diogo, Mi, Tay, o pessoal todo da VG, Carol Veronese e Cris Jacobi (mesmo de muito longe sempre me ajudaram) e, especialmente, a Bruna S. pelas conversas encorajadoras e ao Jeff por me ajudar tanto na revisão do trabalho. Espero não ter esquecido de ninguém, amo todos vocês!

Agradeço a minha família: minhas irmãs e meus pais. Agradeço, especialmente, meu companheiro Gabriel que é a minha maior rede de apoio e escutou todas as minhas aflições e angústias.

E por fim, agradeço a CAPES, pelo financiamento deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	6
LISTA DE TABELAS	8
RESUMO	10
ABSTRACT	11
Introdução Geral	12
Referências Bibliográficas	16
Introdução	19
Materiais e Métodos	23
<i>Região de Estudo</i>	23
<i>Sítios de estudo, delineamento amostral e coleta de dados</i>	24
<i>Variáveis de microhabitat</i>	26
<i>Variáveis da paisagem</i>	27
<i>Atributos funcionais</i>	29
<i>Árvores filogenéticas</i>	31
<i>Análise de regressão por autovetores filogenéticos (PVR)</i>	32
<i>Diversidade funcional</i>	32
<i>Modelagem de Equações Estruturais (SEM)</i>	33
Resultados	33
Discussão	38
Referências Bibliográficas	42
Material Suplementar	50
CONCLUSÃO	58

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Modelo causal hipotético. Linhas verdes representam efeitos positivos e linhas vermelhas efeitos negativos. SES.FD= tamanho de efeito padronizado da diversidade funcional; RIQ= riqueza; ABD= abundância, DFF= distância até o fragmento florestal mais próximo; DPP= distância até a poça mais próxima ocupada por anuros; FLO= cobertura de floresta nativa; AGU= cobertura de água; HVM= heterogeneidade de vegetação nas margens dos corpos d'água; HID= hidroperíodo; ARE= área do corpo d'água; REF= cobertura de área com reflorestamento de exóticas; AGR= cobertura de área agrícola.23

Figura 2: Imagens de alguns corpos d'água onde foram realizadas as coletas. a= Parque Nacional dos Campos Gerais; b= Parque Estadual de Vila Velha; c= Parque Estadual do Guartelá; d= Refúgio da Vida Silvestre Campos de Palmas, e= Floresta Nacional de Irati; f= Fazenda Experimental Gralha Azul; g= Floresta Nacional de Piraí do Sul e h= Área de Proteção Ambiental Serra Dona Francisca. Fotos: Lucas Crivellari.....25

Figura 3: Análise de componentes principais para reduzir a quantidade das variáveis preditoras. A) As variáveis de uso da terra, ANT e AGR mostraram correlação negativa (-0.65) e positiva (0.65), respectivamente, com o primeiro eixo da ordenação. Deste modo, selecionamos como variáveis preditoras somente AGR e REF. B) As variáveis de cobertura nativa, FLO e CAM apresentaram correlação negativa (-0.70) e positiva (0.70), respectivamente, com primeiro eixo da ordenação, então, selecionamos como preditoras AGU e FLO. C) As variáveis microhabitat PRO e HVM, apresentaram correlação negativa (-0.45 e -0.60), respectivamente, com o primeiro eixo da ordenação; PRO, HID e HVI, apresentaram forte correlação positiva (0.52 e 0.62) e negativa (-0.47), respectivamente, com o segundo eixo da ordenação; ARE, HVI e COB apresentaram correlação positiva (0.63 e 0.41) e negativa (-0.60), respectivamente, com o terceiro eixo da ordenação. Assim, selecionamos as variáveis HVM, HID e ARE como preditoras. ANT= cobertura de área antrópica; AGR= cobertura de área agrícola; REF= cobertura de área com reflorestamento de exóticas; FLO= cobertura de floresta nativa; CAM= cobertura de campos naturais; AGU= cobertura de água; PRO= profundidade do corpo d'água; HID= hidroperíodo; HVM= heterogeneidade de vegetação nas margens dos corpos d'água; HVI=

heterogeneidade da vegetação emergente no interior do corpo d'água; ARE= área do corpo d'água e COB= cobertura de dossel.30

Figura 4: Boxplots da riqueza de espécies (a), abundância de indivíduos (b) e do tamanho de efeito padronizado da diversidade funcional (c) para cada área. APAS = Área de Proteção Ambiental Serra Dona Francisca; FEGA = Fazenda Experimental Gralha Azul (PUC – Paraná); FLOP = Floresta Nacional de Pirai do Sul; PEGU = Parque Estadual do Guartelá; PEVV = Parque Estadual de Vila Velha; PNCG = Parque Nacional dos Campos Gerais; RVSC = Refúgio da Vida Silvestre Campos de Palmas e FLOI = Floresta Nacional de Irati.35

Figura 5: Relações causais da no tamanho de efeito padronizado da diversidade funcional (SES.FD), riqueza (RIQ) e abundância (ABD) de comunidades de anfíbios em áreas campestres naturais associadas com florestas de araucárias em unidades de conservação do Paraná e Santa Catarina. As linhas pretas tracejadas representam relações não significativas ($p > 0.05$) entre as variáveis enquanto as linhas pretas uniformes e mais largas representam as relações significativas ($p \leq 0.05$) entre as variáveis. Os valores nas setas são os coeficientes de caminho. DFF= distância até o fragmento florestal mais próximo; DPP= distância até a poça mais próxima ocupada por anuros; FLO= cobertura de floresta nativa; AGU= cobertura de água; HVM= heterogeneidade de vegetação nas margens dos corpos d'água; HID= hidroperíodo; ARE= área do corpo d'água; REF= cobertura de área com reflorestamento de exóticas; AGR= cobertura de área agrícola.37

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1:** Categorias de atributos medidos para o cálculo da diversidade funcional das comunidades de anuros no Paraná e Santa Catarina, Brasil.31
- Tabela 2:** Resultados do modelo de caminho. Coeficientes de caminho (β) e valor de p dos efeitos das variáveis no tamanho de efeito padronizado da diversidade funcional (SES.FD), na riqueza e abundância (ABD) para cada modelo. DFF= distância até o fragmento florestal mais próximo; DPP= distância até a poça mais próxima ocupada por anuros; FLO= cobertura de floresta nativa; AGU= cobertura de água; REF= cobertura de área com reflorestamento de exóticas; AGR= cobertura de área agrícola; HID = hidroperíodo; HVM = heterogeneidade de vegetação nas margens dos corpos d'água; ARE = área do corpo d'água. * $p \leq 0.05$; ** $p \leq 0.01$; *** $p \leq 0.001$36
- Tabela MS1:** Lista das espécies registradas nas áreas amostradas.....50
- Tabela MS2:** Valores de riqueza de espécies, abundância de indivíduos e tamanho de efeito padronizado da diversidade funcional (SES.FD) para cada corpo d'água. APAS = Área de Proteção Ambiental Serra Dona Francisca; FEGA = Fazenda Experimental Gralha Azul (PUC – Paraná); FLOP = Floresta Nacional de Piraí do Sul; PEGU = Parque Estadual do Guartelá; PEVV = Parque Estadual de Vila Velha; PNCG = Parque Nacional dos Campos Gerais; RVSC = Refúgio da Vida Silvestre Campos de Palmas e FLOI = Floresta Nacional de Irati.52
- Tabela MS3:** Variáveis locais de estrutura de microhabitat dos corpos d'água. ARE= área do corpo d'água (m^2); PRO = profundidade do corpo d'água (cm); HID = hidroperíodo (1= efêmero, 2= semipermanente, 3= permanente); HVM = número de tipos de estratos de vegetação nas margens; HVI = número de tipos de vegetação no interior do corpo d'água; COB = porcentagem de cobertura de dossel.54
- Tabela MS4:** Variáveis de paisagem referentes ao uso da terra (m^2) e cobertura nativa (m^2); e variáveis espaciais (cm) mensuradas em buffers de 250 metros de raio a partir de cada um dos 81 corpos d'água amostrados. AGR= cobertura de área agrícola; ANT= cobertura de área antrópica; REF = Cobertura de área com reflorestamento de exóticas; AGU = cobertura de água; CAM = cobertura de campos naturais;

FLO = cobertura de floresta nativa; DPP = distância (metros) até o corpo d'água mais próximo; DFG = distância (metros) até o fragmento florestal mais próximo.56

RESUMO

As alterações antrópicas no habitat estão entre as principais causas da perda de biodiversidade, e consistem, principalmente, na conversão e uso da terra. Essas alterações causam impactos que influenciam a estruturação e composição de comunidades locais, por meio da destruição e fragmentação do habitat. O objetivo desse estudo foi avaliar de que forma o uso da terra influencia a riqueza e a diversidade funcional em comunidades de anfíbios. A coleta de dados ocorreu em 12 expedições mensais realizadas entre janeiro de 2013 e dezembro de 2014. Oitenta e um corpos d'água, distribuídos em oito áreas protegidas, e respectivos entornos, nos estados do Paraná e Santa Catarina, foram amostrados em relação à abundância de espécies de anfíbios. Além disso, 21 atributos ecomorfológicos das espécies foram mensurados. Realizamos uma análise de regressão por autovetores filogenéticos para controlar a autocorrelação filogenética nos atributos das espécies. A diversidade funcional foi estimada para cada sítio e calculada como o comprimento total dos ramos dos dendrogramas funcionais para as espécies que ocorrem em cada assembleia. Utilizamos modelagem de equações estruturais para estimar o efeito das variáveis espaciais, de paisagem, uso da terra e microhabitat sobre a riqueza e a diversidade funcional. Para isso, construímos um modelo causal hipotético relacionando as variáveis preditoras a respostas. Nosso estudo demonstrou que enquanto o uso da terra afetou apenas a diversidade funcional, a riqueza foi afetada, principalmente, por fatores espaciais e variáveis relacionadas às características estruturais dos corpos d'água. Os padrões de diversidade funcional e riqueza em comunidades de anfíbios foram afetados por fatores distintos, o que ressalta a importância de se medir diferentes dimensões da diversidade, principalmente, quando visamos a conservação de espécies.

Palavras-chaves: Campos de Altitude, anfíbios, conservação, áreas protegidas.

ABSTRACT

Human-made habitat modifications are major drivers of biodiversity loss, especially as land use changes. Those modifications cause impacts that affect the structure and composition of local communities, which are mediated by habitat loss and fragmentation. The goal of this study was to evaluate to what extent land use influences the richness and functional diversity in amphibian communities. Data sampling involved twelve monthly field surveys, which were carried out from January of 2013 to December of 2014. Eighty-one watersheds distributed across eight protected areas and their neighbor sites in the Paraná and Santa Catarina States were surveyed in relation to the abundance of amphibian species, and 21 ecomorphological traits were measured. We performed phylogenetic eigenvector regression to control for phylogenetic autocorrelation in species traits. Functional diversity was estimated for each site as the total branch length of functional dendrogram for the species occurring at each site. We used structural equation modelling to estimate the effect of spatial, landscape, land use and microhabitat variables on richness and functional diversities. For this, we built a hypothetical causal model relating predictor and response variables. Our study demonstrated that while land use affected only functional diversity, richness was affected mostly by spatial and structural variables of the watersheds. Patterns of functional diversity and richness in amphibian communities were affected by contrasting factors, highlighting the importance of considering different dimensions of diversity to pursue species conservation.

Key-words: South Brazilian grasslands, amphibians, conservation, protected areas.

Introdução Geral

Uma das principais causas da perda da biodiversidade é o uso da terra (Tschardt et al. 2005; Flynn et al. 2009; Iserhard et al. 2019). A conversão de habitats nativos em lavouras, silvicultura, pastagens para gado, rodovias e áreas industriais e urbanas aumentaram nos últimos anos gerando declínios populacionais e aumento do risco de extinção das espécies (Foley et al. 2005; Allan et al. 2015). As alterações no uso da terra causam a perda e fragmentação de habitats (Fahrig 2003); introduzem espécies exóticas e invasoras; degradam e poluem o solo e água; além de eliminar funções e serviços ecossistêmicos essenciais para nossa vida e bem estar (Allan et al. 2015). Ademais, a fragmentação dos habitats gera mosaicos de manchas de habitats nativos e alterados que dificulta a dispersão e o estabelecimento das espécies além de modificar a estrutura e a dinâmica de metacomunidades (Fahrig 2003).

Os anfíbios são excelentes modelos para estudar os efeitos do uso da terra em comunidades. Esse grupo é dividido em três ordens: Anura, que abrange os sapos, as rãs e as pererecas, caracterizados pela ausência de cauda e presença de membros adaptados para saltos; Caudata, que compreende as salamandras, os axolotes e os tritões, que apresentam cauda; e Gymnophiona que inclui os anfíbios sem membros, chamados de cecílias, cobras-cegas e/ou minhocões (Wells 2007; Pough et al. 2008; Vitt e Caldwell 2014). O Brasil é o país que apresenta a maior riqueza de anfíbios do mundo com 1.188 espécies e, quase 15% da diversidade global (8.454 espécies), das quais 1.144 espécies são anuros, 39 espécies são cecílias e cinco são salamandras (Segalla et al. 2021; Frost 2021).

Esse trabalho foi focado na ordem Anura. Devido às características de história de vida desse grupo, como ciclo de vida geralmente bifásico, a pele altamente permeável, a fisiologia ectotérmica (Wells 2007; Vitt e Caldwell 2014) e a grande diversidade de modos reprodutivos (Haddad e Prado 2005), os anuros apresentam alta dependência a ambientes úmidos e grande sensibilidade a mudanças no habitat. Deste modo, os anuros respondem muito bem a descritores ambientais relacionados a corpos d'água e a microhabitats específicos (Vasconcelos et al. 2009), como também, a descritores de paisagem e espaciais, já que são considerados organismos com capacidade de dispersão limitada e alta fidelidade

aos seus habitats de ocorrência (Semlitsch e Wake 2003). Portanto, são considerados um dos grupos que mais sofrem com declínios populacionais e ameaças de extinção (Beebee e Griffiths 2005).

As principais causas e ameaças para o declínio desse grupo estão ligadas a fatores antrópicos como as alterações do uso da terra (Cushman 2006; Hof et al. 2011; Brum et al. 2013) que acarretam a fragmentação e a perda de habitats naturais (Cushman, 2006). Outra causa importante é o “*habitat split*” que se refere a divisões entre habitats úmidos, usados para reprodução, de habitats terrestres, usados para alimentação e abrigo, pelos adultos. Dessa forma, o *habitat split* afeta principalmente anuros com desenvolvimento larval aquático podendo potencializar os efeitos negativos da fragmentação. Além disso, o *habitat split* difere da fragmentação pois atua em uma escala de tempo menor e, pode modificar o tamanho, a estrutura e a distribuição de uma população em uma única geração (Becker et al. 2003). Além disso, os anuros também são ameaçados por mudanças climáticas (Carey e Alexander 2003; Hof et al. 2011; Loyola et al. 2014), irradiação ultravioleta (Blaustein et al. 2003), introdução de espécies exóticas e invasoras (Garner et al. 2006; Giovanelli et al. 2008), agrotóxicos e pesticidas (Mann et al. 2009), e por doenças como a quitridiomiose (Garner et al. 2006; Voyles et al. 2009; Carvalho et al. 2017) e o ranavírus (Mazzoni et al. 2009; Ruggeri et al. 2019).

Para entendermos como o uso da terra afeta a diversidade de anuros optamos por utilizar a diversidade funcional, pois, as medidas tradicionais de diversidade como a riqueza e a diversidade taxonômica podem ocultar informações importantes sobre a estrutura e funcionamento das comunidades. Segundo Tilman (2001) a diversidade funcional “é o valor e a variação dos atributos das espécies que influenciam o funcionamento das comunidades”. Assim, ao medir a diversidade funcional medimos a diversidade de atributos, ou seja, características fenotípicas dos organismos que influenciam processos na comunidade (Cianciaruso et al. 2009). Logo, a diversidade funcional estima as diferenças entre as espécies a partir dos atributos funcionais, escolhidos a priori, levando à compreensão da estrutura, do funcionamento e das mudanças na comunidade com base nos organismos que a constitui (Petchey e Gaston 2006).

Já sabemos que alguns usos da terra afetam a riqueza, abundância e diversidade taxonômica de anuros. Por exemplo, Motta-Tavares et al. (2020) realizaram uma meta-análise para entender como a

relação espécie-área afeta os anfíbios florestais em paisagens fragmentadas pelo uso da terra. Eles concluíram que existe uma relação positiva entre a riqueza de anfíbios e área da mancha; e também que o tipo de matriz (e.g., corte raso, silvicultura, agricultura, pecuária e urbanização) circundante as manchas influencia significativamente e de formas distintas a área da mancha e sua relação com a riqueza de espécies. Ademais, nos últimos anos houve um aumento de trabalhos com enfoque no uso da terra e seus efeitos na diversidade funcional em anfíbios. Ernst et al. (2006) focaram nos impactos da extração de madeira e distúrbios ambientais na África Ocidental. Eles observaram que, em comunidades de anuros, a riqueza de espécies mostrou-se idêntica em comunidades florestais primárias e exploradas, enquanto a diversidade funcional diferiu entre os tipos florestais. Gallmetzer e Schulze (2015) analisaram como a diversidade funcional de comunidades de anfíbios e répteis variou ao longo de um gradiente de uso da terra do interior da floresta, seguindo pela borda da floresta, até a plantação de óleo de palma na Costa Rica. Eles usaram diferentes medidas de diversidade funcional e descobriram que, para os anfíbios, a diversidade funcional declinou em direção a plantação de óleo de palma. Lescano et al. (2018) utilizaram atributos funcionais para compreender assembleias de anuros no Chaco. Eles observaram que variações no hidrorépido e cobertura do dossel em corpos d'água restringem a formação da comunidade de anfíbios através da seleção em diferentes combinações de atributos funcionais. Desse modo, encontraram que corpos d'água mais estáveis e com maior cobertura de dossel apresentaram alta riqueza de espécies, porém, menor diversidade funcional o que demonstra coexistência de espécies funcionalmente redundantes. Em outro trabalho mais recente de Tsianou et al. (2021) exploraram o efeito de fatores climáticos e fatores que refletem as pressões humanas (terra agrícola, terra urbana, diversidade da cobertura do solo e densidade populacional humana) na diversidade funcional e riqueza de espécies de anfíbios, répteis e mamíferos na Europa. Apesar de seus resultados demonstrarem que o clima foi um fator mais influente na formação da diversidade funcional e riqueza de espécies para os anfíbios, répteis e mamíferos; a urbanização apresentou um forte efeito negativo nas assembleias de anfíbios e répteis nessas comunidades.

Contudo, ainda há muito o que entender sobre como comunidades de anfíbios respondem funcionalmente aos diferentes usos da terra, principalmente assembleias de anuros de campos

associados à Mata Atlântica. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi compreender de que forma o uso da terra influencia a riqueza, a abundância e a diversidade funcional em comunidades de anfíbios a fim de melhor compreender os impactos causados na estruturação dessas comunidades.

Referências Bibliográficas

- Allan E, Manning P, Alt F, et al (2015) Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. *Ecol Lett* 18:834–843. <https://doi.org/10.1111/ele.12469>
- Becker CG, Fonseca CR, Haddad CFB, et al (2007) Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* (80-) 318:1775–1777. <https://doi.org/10.1126/science.1149374>
- Beebee TJC, Griffiths RA (2005) The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biol. Conserv.* 125:271–285
- Blaustein AR, Romansic JM, Kiesecker JM, et al (2003) Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. 9:123–140
- Brum FT, Gonçalves LO, Cappelatti L, et al (2013) Land Use Explains the Distribution of Threatened New World Amphibians Better than Climate. *PLoS One* 8:4–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0060742>
- Carey C, Alexander MA (2003) Climate change and amphibian declines: Is there a link? *Divers Distrib* 9:111–121. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2003.00011.x>
- Carvalho T, Guilherme Becker C, Toledo LF (2017) Historical amphibian declines and extinctions in Brazil linked to chytridiomycosis. *Proc R Soc B Biol Sci* 284:. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.2254>
- Cienciaruso MV, Silva IA, Batalha MA (2009) Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotrop* 9:93–103. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008>
- Cushman SA (2006) Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biol Conserv* 128:231–240. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.031>
- Ernst R, Linsenmair KE, Rödel MO (2006) Diversity erosion beyond the species level: Dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biol Conserv* 133:143–155. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.05.028>
- Fahrig L (2003) Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34:487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Flynn DFB, Gogol-Prokurat M, Nogeire T, et al (2009) Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol Lett* 12:22–33. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x>
- Frost, Darrel R. (2021). Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.1 (Date of access). Electronic Database accessible at <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php>. American Museum of Natural History, New York, USA. doi.org/10.5531/db.vz.0001
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, et al (2005) Global consequences of land use. *Science* (80-) 309:570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Gallmetzer N, Schulze CH (2015) Impact of oil palm agriculture on understory amphibians and reptiles: A Mesoamerican perspective. *Glob Ecol Conserv* 4:95–109. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.05.008>

- Garner TW., Perkins MW, Govindarajulu P, et al (2006) The emerging amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* globally infects introduced populations of the North American bullfrog, *Rana catesbeiana*. *Biol Lett* 2:455–459. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2006.0494>
- Giovanelli JGR, Haddad CFB, Alexandrino J (2008) Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biol Invasions* 10:585–590. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9154-5>
- Haddad CFB, Prado CPA (2005) Reproductive modes of the Atlantic forest frogs. *Bioscience* 55:208–217. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0207:RMIFAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0207:RMIFAT]2.0.CO;2)
- Hof C, Araújo MB, Jetz W, Rahbek C (2011) Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. *Nature* 480:516–519. <https://doi.org/10.1038/nature10650>
- Iserhard CA, Duarte L, Seraphim N, Freitas AVL (2019) How urbanization affects multiple dimensions of biodiversity in tropical butterfly assemblages. *Biodivers Conserv* 28:621–638. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1678-8>
- Lescano JN, Miloch D, Leynaud GC (2018) Functional traits reveal environmental constraints on amphibian community assembly in a subtropical dry forest. *Austral Ecol* 43:623–634. <https://doi.org/10.1111/aec.12607>
- Loyola RD, Lemes P, Brum FT, et al (2014) Clade-specific consequences of climate change to amphibians in Atlantic Forest protected areas. *Ecography (Cop)* 37:65–72. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00396.x>
- Mann, R.M., Hyne, R.V., Choung, C.B., Wilson, S.P. (2009). Amphibians and agricultural chemicals: Review of the risks in a complex environment. *Environ. Pollut.* 157, 2903–2927
- Mazzoni R, De Mesquita AJ, Fleury LFF, et al (2009) Mass mortality associated with a frog virus 3-like Ranavirus infection in farmed tadpoles *Rana catesbeiana* from Brazil. *Dis Aquat Organ* 86:181–191. <https://doi.org/10.3354/dao02096>
- Motta-tavares T, Frederico C, Rocha D (2020) The influence of matrix type in the relationship between patch size and amphibia richness: A global Meta-Analysis. *Acta Oecologica* 105:. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103577>
- Petchey OL, Gaston KJ (2006) Functional diversity: Back to basics and looking forward. *Ecol Lett* 9:741–758. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>
- Pough FH, Janis CM, B. HJ (2008) *A vida dos vertebrados*, 4^a edição. Atheneu, São Paulo.
- Ruggeri J, Ribeiro LP, Pontes MR, et al (2019) First Case of Wild Amphibians Infected with Ranavirus in Brazil. *J Wildl Dis* 55:. <https://doi.org/10.7589/2018-09-224>
- Segalla M, Berneck B, Canedo C, et al (2021) List of Brazilian Amphibians. *Herpetol Bras* 10:121–216. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4716176>

- Semlitsch R.D., Wake D.B (2003) *Amphibian Conservation*, 1^a edição. Smithsonian Books, Washington, D.C.
- Smith MA, Green DM (2005) Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography (Cop)* 28:110–128
- Tilman D (2001) Functional Diversity. In: Levin S (ed) *Encyclopedia of Biodiversity*, Second Edi. Elsevier Inc., San Diego, pp 109–120
- Tscharntke T, Klein AM, Kruess A, et al (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. *Ecol Lett* 8:857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Tsianou MA, Lazarina M, Michailidou DE, et al (2021) The effect of climate and human pressures on functional diversity and species richness patterns of amphibians, reptiles and mammals in Europe. *Diversity* 13:. <https://doi.org/10.3390/d13060275>
- Vasconcelos TS, Santos TG, Rossa-Feres DC, Haddad CFB (2009) Influence of the environmental heterogeneity of breeding ponds on anuran assemblages from southeastern Brazil. *Can J Zool* 87:699–707. <https://doi.org/10.1139/Z09-058>
- Voyles J, Young S, Berger L, et al (2009) Pathogenesis of Chytridiomycosis, a Cause of Catastrophic Amphibian Declines. *Science (80-)* 326:582–585. <https://doi.org/10.1126/science.1176765>
- Vitt LJ, Caldwell JP (2014) *Amphibians and Reptiles Herpetology*
- Wells KD (2007) *The Ecology and Behavior of amphibians*. The University of Chicago Press, Chicago.

O uso da terra afeta a diversidade funcional, mas não a riqueza de espécies, em assembleias de anuros

Priscila do Nascimento Lopes¹

¹ Laboratório de Ecologia Filogenética e Funcional, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves 9500, Porto Alegre, RS, 91501-970, Brasil.

Introdução

Alterações antrópicas no habitat estão entre as principais causas da perda de biodiversidade e consistem, principalmente, na conversão e no uso da terra (Tschardt et al. 2005; Flynn et al. 2009) por meio da agricultura, da pecuária, da construção de rodovias e da silvicultura. Essas alterações causam impactos que influenciam a estruturação e a composição de comunidades locais, através da destruição e da fragmentação do habitat que podem gerar barreiras para a dispersão dos indivíduos entre comunidades (Enfjäll e Leimar 2009). Isso prejudica a colonização de manchas e a procura por alimento, parceiros sexuais, bem como o abrigo e, conseqüentemente o estabelecimento e manutenção de algumas espécies em fragmentos, o que reduz a diversidade taxonômica (Iserhard et al. 2019) e modifica a dinâmica de uma metacomunidade. Os diferentes usos da terra também podem causar a perda de grupos funcionais e o declínio da diversidade filogenética em comunidades por meio de um gradiente de distúrbios, o que pode afetar a composição de atributos importantes para a comunidade (Trimble e van Aarde 2014; Frishkoff et al. 2014; Iserhard et al. 2019).

Uma das formas de detectar respostas das comunidades às mudanças nos habitats é através de medidas de diversidade funcional (Petchey e Gaston 2006; Flynn et al. 2009). Essas medidas incorporam informações sobre os atributos das espécies que possuem relações com o funcionamento das comunidades e se mostram melhores preditoras que medidas tradicionais de diversidade, que apenas compreendem riqueza e atribuem, ou não, pesos diferentes para as espécies (Tilman 2001; Ernst et al. 2006; Cianciaruso et al. 2009). Por exemplo, Flynn et al. (2009) mostraram que as medidas de diversidade funcional podem revelar declínios acentuados para aves e mamíferos com a intensificação do uso da terra, e em alguns casos, os declínios na diversidade funcional são distintos das mudanças na diversidade de espécies que decaem mais do que o esperado em ambientes agrícolas. Ernst et al. (2006)

observaram que medidas amplamente utilizadas de diversidade, como riqueza ou diversidade de espécies, podem não refletir adequadamente a real dimensão da perda de biodiversidade após perturbações antrópicas. No caso das comunidades de anuros, a riqueza de espécies mostrou-se idêntica em comunidades florestais primárias e exploradas, enquanto a diversidade funcional diferiu entre os tipos florestais (Ernst et al. 2006). Entretanto, um equívoco muito comum ocorre quando medimos diversidade funcional e não consideramos que as espécies são parte de uma filogenia hierarquicamente estruturada (Duarte et al. 2018). Por conseguinte, espécies não podem ser consideradas unidades independentes uma das outras (Felsenstein 1985). O sinal filogenético nos atributos pode mascarar a detecção de relações entre variáveis ambientais medidas e diversidade funcional e, conseqüentemente, introduzir um efeito de autocorrelação levando ao erro inflado tipo I (Duarte et al. 2018). Por isso, devemos levar em consideração o componente filogenético dos atributos das espécies antes de realizar uma análise comparativa dos dados (Felsenstein 1985; Duarte et al. 2018).

Devido ao seu ciclo de vida geralmente bifásico, a pele altamente permeável, a fisiologia ectotérmica (Wells 2007; Vitt e Caldwell 2014) e a grande diversidade de modos reprodutivos (Haddad e Prado 2005), os anfíbios apresentam grande sensibilidade a mudanças no habitat, sendo considerados um dos grupos que mais sofrem com declínios populacionais e ameaças de extinção (Beebee e Griffiths 2005). As causas dos declínios são diversas, entre elas estão a fragmentação, *habitat split* e a destruição de habitats ocasionadas pelos diferentes usos da terra (Cushman 2006; Becker et al. 2007; Hof et al. 2011; Brum et al. 2013), doenças como quitridiomicose (Garner et al. 2006; Voyles et al. 2009; Carvalho et al. 2017) e ranavírus (Mazzoni et al. 2009; Ruggeri et al. 2019), mudanças climáticas (Carey and Alexander 2003; Hof et al. 2011; Loyola et al. 2014), aumento da irradiação ultravioleta (Blaustein et al. 2003) e a disseminação de espécies exóticas e invasoras (Garner et al. 2006; Giovanelli et al. 2008). Essas ameaças podem agir em sinergia intensificando seus efeitos sobre as comunidades de anfíbios, eliminando populações e espécies (Brook et al. 2008). Outro fator importante que influencia a diversidade de espécies de anuros em comunidades locais é a heterogeneidade ambiental dos sítios de reprodução, pois disponibiliza maior número de microhabitats e recursos, o que permite a coexistência e a reprodução de mais espécies (Vasconcelos et al. 2009; da Silva et al. 2012; Gonçalves et al. 2015;

Oda et al. 2017; Figueiredo et al. 2019). Características ambientais como a quantidade e os tipos de vegetação presentes no interior e nas margens (Vasconcelos et al. 2009; da Silva et al. 2012; Prado e Rossa-Feres 2014; Gonçalves et al. 2015), a profundidade (Gonçalves et al. 2015), a área (Prado e Rossa-Feres 2014; Gonçalves et al. 2015; Semlitsch et al. 2015) e o hidroperíodo (Babbitt 2005; Vasconcelos et al. 2009; Prado and Rossa-Feres 2014; Semlitsch et al. 2015) dos corpos d'água são importantes descritores que explicam a diversidade e a composição desse grupo em uma escala local. Já em uma escala mais ampla de paisagem, a cobertura vegetal, a distância entre os corpos d'água e fragmentos de florestas são descritores importantes para explicar a diversidade e composição desse grupo (Da Silva et al. 2011; Prado and Rossa-Feres 2014; Gonçalves et al. 2015).

De acordo com Houlahan & Findlay (2003) os usos da terra têm um impacto significativo na riqueza, na abundância e na composição da comunidade de anfíbios. Ramalho et al. (2021) observaram que mudanças ambientais resultantes da intensificação do uso da terra têm potencial para alterar profundamente a estrutura e a dinâmica das comunidades de anuros no Cerrado, por meio da geração de filtros ambientais, tanto em escala local, quanto em escala de paisagem. Já Brum et al. (2013) mostraram que a conversão e o uso da terra influenciam diretamente a distribuição de espécies de anfíbios ameaçados, o que pode afetar linhagens inteiras desse grupo. Portanto, os anfíbios são bioindicadores de qualidade ambiental e ótimos modelos para testar diferentes tipos de impactos sobre suas comunidades. Tais problemas podem se intensificar quando consideramos as unidades de conservação (UC), as quais podem se mostrar inadequadas em sua capacidade de conservar muitas espécies de anfíbios por serem fortemente influenciadas pelos efeitos do uso da terra ao redor (Kurz et al. 2014) ou dentro das UCs, no caso das de uso sustentável. Além disso, pouco se sabe como as comunidades de anuros dos campos associados à Mata Atlântica respondem funcionalmente à fragmentação e à perda de habitat (Crivellari 2016). Compreender de que forma o uso da terra influencia a diversidade é essencial para melhorar a gestão de UCs, a fim de entender os impactos causados pelos tipos de usos das UCs, a eficácia das zonas de amortecimento e, por conseguinte, melhorar a conservação das espécies.

Assim, o objetivo deste estudo foi compreender de que forma o uso da terra influencia a riqueza e a diversidade funcional em comunidades de anfíbios, no intuito de melhor compreender seus impactos na estruturação dessas comunidades em áreas protegidas. A hipótese deste estudo é que, na escala de paisagem, a riqueza e a diversidade funcional de comunidades de anuros de campos associados a Mata Atlântica sejam menores em ambientes que apresentam maior conversão e uso da terra por ações antrópicas (e.g., silvicultura e agricultura) e sejam menos conectadas entre si. Nesse sentido, 1) Quanto maior a proximidade entre corpos d'água maior será a riqueza e a diversidade funcional de anfíbios, devido à manutenção da dinâmica de colonização e extinção das manchas, através da dispersão das espécies; 2) Quanto menor a cobertura e a equabilidade de áreas naturais (campos e floresta com araucárias) menor será a riqueza e a diversidade funcional de anfíbios, devido à homogeneização de condições e à diminuição da disponibilidade dos recursos naturais. Outra hipótese levantada é a de que, por outro lado, na escala local esperamos que a heterogeneidade ambiental dos sítios de reprodução influencie positivamente a riqueza e a diversidade funcional em comunidades de anuros; por conseguinte, corpos d'água com uma maior área, menor cobertura de dossel, maior heterogeneidade da vegetação no interior e na borda e com hidroperíodo intermediário apresentam uma maior riqueza e diversidade funcional de anfíbios devido à maior disponibilidade de recursos para reprodução. Logo, construímos um modelo causal hipotético relacionando as variáveis baseado em nossas hipóteses do estudo (Fig. 1). No modelo, incluímos os efeitos diretos e positivos das coberturas de floresta nativa, da cobertura de água, da heterogeneidade de vegetação nas margens dos corpos d'água, do hidroperíodo e da área do corpo d'água; os efeitos diretos e negativos das coberturas de reflorestamentos com espécies exóticas (e.g., *Pinus* sp.), da cobertura da agricultura, da distância até o fragmento florestal mais próximo e da distância até a poça mais próxima ocupada por anuros agindo sobre a riqueza de espécies e sobre a diversidade funcional. Além disso, inserimos abundância de indivíduos nas assembleias como uma variável no modelo, sendo afetada negativamente pela distância até a poça mais próxima ocupada por anuros e positivamente por área do corpo d'água e heterogeneidade de vegetação nas margens dos corpos d'água, e afetando positivamente a riqueza de espécies. Também inserimos o efeito positivo da

cobertura de floresta nativa na heterogeneidade de vegetação nas margens dos corpos d'água e o efeito negativo da cobertura de floresta nativa na cobertura de área agrícola.

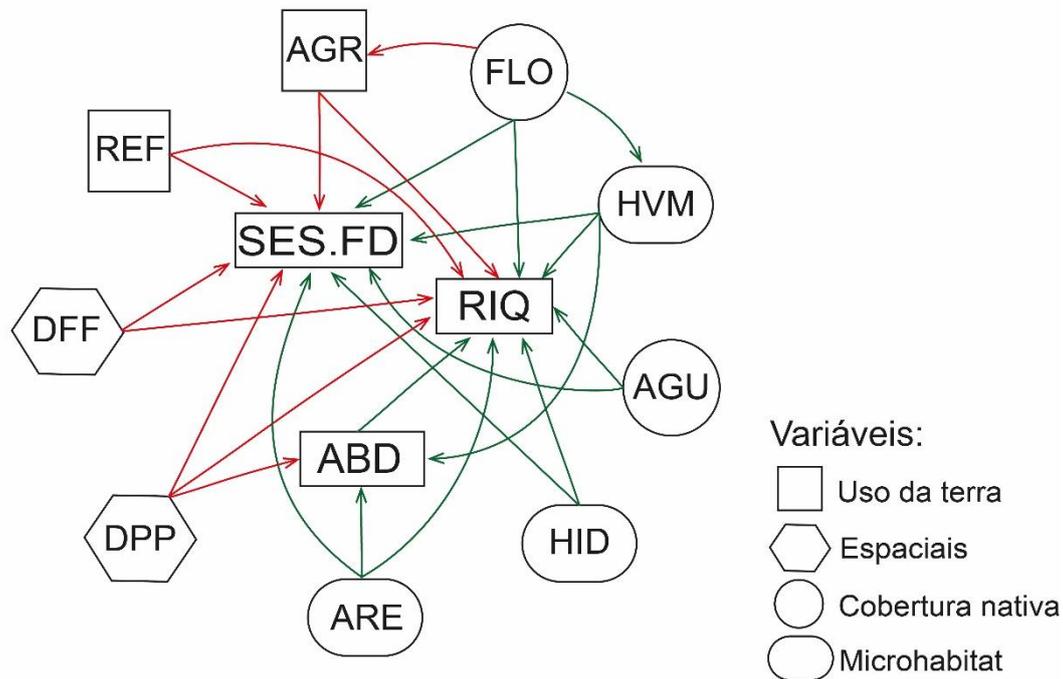


Figura 1: Modelo causal hipotético. Linhas verdes representam efeitos positivos e linhas vermelhas efeitos negativos. SES.FD= tamanho de efeito padronizado da diversidade funcional; RIQ= riqueza; ABD= abundância, DFF= distância até o fragmento florestal mais próximo; DPP= distância até a poça mais próxima ocupada por anuros; FLO= cobertura de floresta nativa; AGU= cobertura de água; HVM= heterogeneidade de vegetação nas margens dos corpos d'água; HID= hidroperíodo; ARE= área do corpo d'água; REF= cobertura de área com reflorestamento de exóticas; AGR= cobertura de área agrícola.

Materiais e Métodos

Região de Estudo

Os Campos de Altitude são formações campestres, associados ao bioma Mata Atlântica, que ocorrem no sul do Brasil nos estados do Paraná (PR) e Santa Catarina (SC). Essas formações apresentam uma paisagem constituída por um mosaico de campos naturais mesclados com florestas, principalmente com a Floresta com Araucária (*Araucaria angustifolia*). Esses campos ocorrem em altitudes entre 700 e 1.300 metros (Pillar and Lange 2015) e o clima da região é predominantemente do tipo Cfb (classificação de Köppen) que corresponde ao clima temperado úmido (Boldrini 2009; Pillar et al. 2009). A média anual de temperatura varia entre 16 °C a 22 °C, e a precipitação média anual entre 1.500 e 2.000 mm, com verões quentes, sem estação seca definida, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano (Boldrini 2009; Pillar et al. 2009).

Sítios de estudo, delineamento amostral e coleta de dados

Os dados analisados neste estudo foram coletados pelo Dr. Lucas Crivellari, durante sua pesquisa de Doutorado (Crivellari 2016). O estudo foi desenvolvido em sete UCs, em um centro de pesquisa e no entorno dessas áreas. Tais áreas, localizadas no PR e em SC, representam um gradiente latitudinal Norte-Sul (24°30'00" a 26°36'36") e longitudinal Leste-Oeste (49°04'00" a 51°42'00"). Foram amostrados de 8 a 14 corpos d'água em cada localidade, totalizando 81 corpos d'água (Fig.2). As amostragens foram realizadas entre janeiro de 2013 à dezembro de 2014, sempre contemplando uma sequência de 12 meses em cada área. Treze corpos d'água foram amostrados na Área de Proteção Ambiental Serra Dona Francisca (APAS), no município de Joinville, estado de SC. Foram amostrados quatorze corpos d'água no Parque Nacional dos Campos Gerais (PNCG) e entorno, município de Castro, Ponta Grossa e Carambeí, estado do PR; oito corpos d'água no Parque Estadual de Vila Velha (PEVV), no município de Ponta Grossa, PR; dez corpos d'água no Parque Estadual do Guartelá (PEGU), município de Tibagi, PR; doze corpos d'água no Refúgio da Vida Silvestre Campos de Palmas (RVSC), município de Palmas, PR; oito corpos d'água na Floresta Nacional de Irati (FLOI), município de Irati, PR, oito corpos d'água na Fazenda Experimental Gralha Azul (PUC – Paraná) (FEGA), município de Fazenda Rio Grande, PR e oito corpos d'água na Floresta Nacional de Piraí do Sul (FLOP) e entorno, município de Piraí do Sul, PR.

As amostragens ocorreram no período noturno, entre 18h até aproximadamente 00h, e a sequência das visitas aos corpos d'água diferiu para diminuir variações decorrentes do turno de vocalização das espécies (Conte e Rossa-Feres 2006). Através do método de amostragem em sítio de reprodução (Scott Jr. e Woodward, 1994), cada corpo d'água teve seu perímetro percorrido lentamente para o registro de todos os indivíduos avistados e/ou machos em atividade de vocalização. A riqueza de espécies foi definida pelo número total de espécies de anfíbios em cada ponto de amostragem e a abundância foi determinada pela soma do número de indivíduos em cada corpo d'água ao longo do período de amostragem.

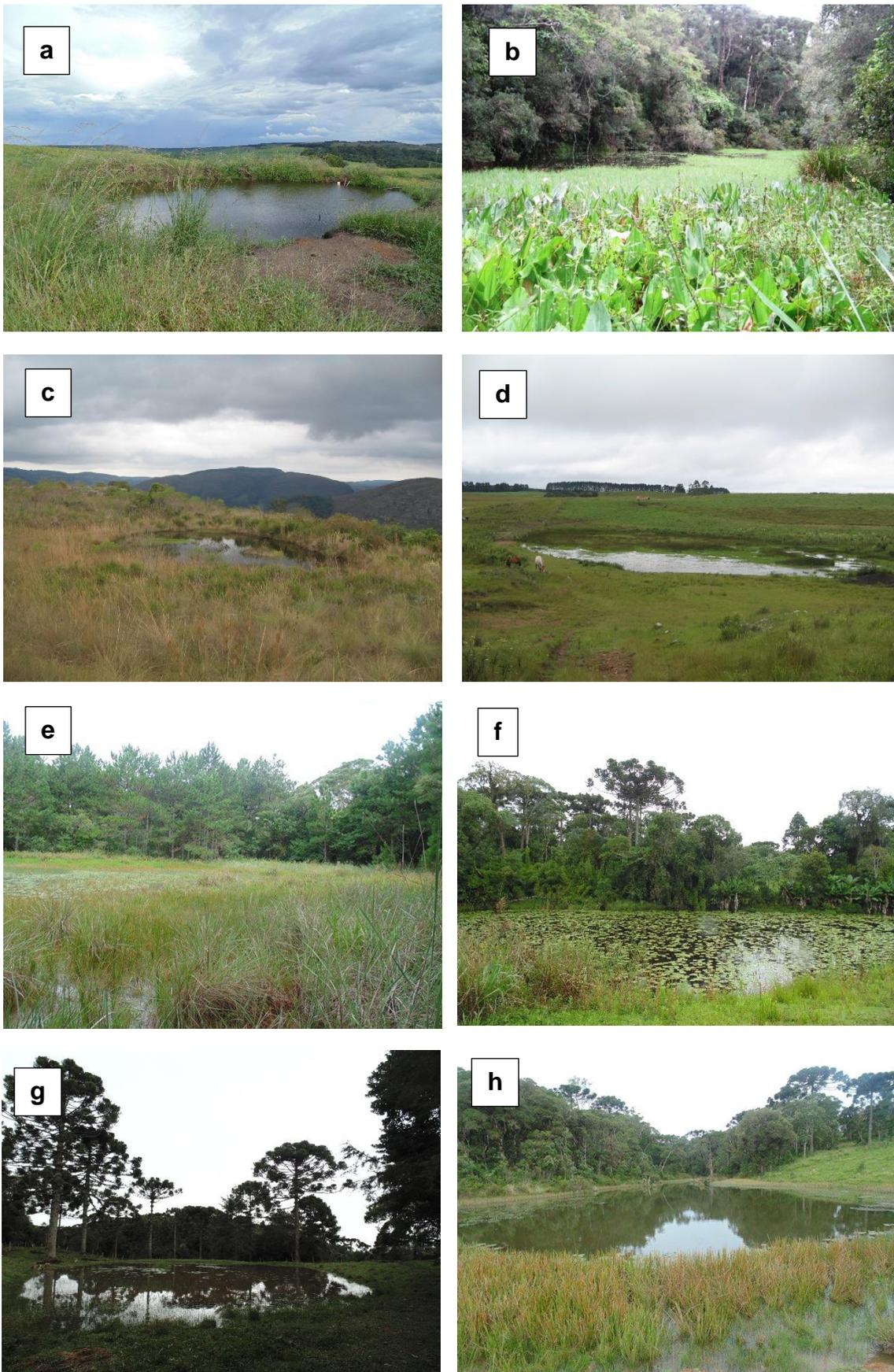


Figura 2: Imagens de alguns corpos d'água onde foram realizadas as coletas. a= Parque Nacional dos Campos Gerais; b= Parque Estadual de Vila Velha; c= Parque Estadual do Guartelá; d= Refúgio da Vida Silvestre Campos de Palmas, e= Floresta Nacional de Irati; f= Fazenda Experimental Galha Azul; g= Floresta Nacional de Pirai do Sul e h= Área de Proteção Ambiental Serra Dona Francisca. Fotos: Lucas Crivellari.

Variáveis de microhabitat

Os seguintes descritores ambientais (com exceção do hidroperíodo), foram medidos para cada corpo d'água durante as expedições em campo:

- Área (ARE): o comprimento e a largura foram mensurados e o tamanho extrapolado de acordo com a forma mais aproximada do corpo d'água: elíptica ($a =$ comprimento e $b =$ largura, de tal forma que a área = $a \times b \times \pi$) ou retangular ($a =$ comprimento e $b =$ largura, de tal forma que a área = $a \times b$). Os corpos d'água variaram de 43 m² a 18.93 m² de área ($\bar{X} = 1.709$, $\pm se = 2.752$).

- Profundidade do corpo d'água (PRO): a profundidade máxima do corpo d'água foi medida em centímetros. Os corpos d'água variaram em profundidade de 8 a 200 cm ($\bar{X} = 104.37$, $\pm se = 71.47$).

- Hidroperíodo (HID): foi categorizado de acordo com o número de meses com presença de água, sendo 1 = corpos d'água efêmeros (retiveram água por até 4 meses), 2 = corpos d'água semipermanentes (retiveram água por períodos entre 4 e 9 meses), 3 = corpos d'água permanentes (retiveram água por períodos superiores a 9 meses).

- Heterogeneidade da vegetação emergente no interior do corpo d'água (HVI): categorizado em relação aos tipos de vegetação registrados (herbácea, macrófita, arbustiva e arbórea), sendo 1 = nenhum tipo de vegetação, 2 = apenas um tipo de vegetação, 3 = dois tipos de vegetação, 4 = três tipos de vegetação e 5 = mais de três tipos de vegetação emergente.

- Heterogeneidade de vegetação nas margens dos corpos d'água (HVM): categorizada em relação aos tipos de vegetação registrados (herbáceo, arbustivo, árvores esparsas, árvores densamente agrupadas), sendo 1 = nenhuma vegetação 2 = apenas um tipo de vegetação, 3 = dois tipos de vegetação, 4 = três tipos de vegetação nas margens e 5 = quatro tipos de vegetação.

- Cobertura de dossel (COB): as medidas foram determinadas com um densiômetro esférico, sendo considerada a média das mensurações efetuadas nos quatro pontos cardeais do corpo d'água (Norte, Sul, Leste, Oeste).

Variáveis da paisagem

As variáveis ambientais da paisagem foram separadas em três grupos: (1) uso da terra, (2) cobertura nativa e (3) variáveis espaciais. Para medi-las, foi determinado um *buffer* em escala de 250m de raio a partir de cada corpo d'água e mensuradas as seguintes características de composição e configuração da paisagem:

1) Uso da terra:

- a) Cobertura de área agrícola (AGR): quantidade de superfície de solo (área em m²) coberta por formações de cultivo agrícola (em sua maioria soja, milho e trigo) em cada *buffer*.
- b) Cobertura de área antrópica (ANT): quantidade de superfície de solo (área em m²) coberta por áreas que sofreram influência antrópica em cada *buffer*, sendo em geral áreas alteradas por desmatamento, assentamento humano, estradas rurais, pequenas vilas.
- c) Cobertura de área com reflorestamento de exóticas (REF): quantidade de superfície de solo (área em m²) coberta por reflorestamento com exóticas, em sua maioria *Pinus elliottii* e *Pinus taeda*, em cada *buffer*.

2) Cobertura Nativa:

- a) Cobertura de água (AGU): quantidade de superfície de água (área-m²) presente nos *buffers*, como um indicador da disponibilidade de habitats aquáticos para reprodução.
- b) Cobertura de campos naturais (CAM): quantidade de superfície de solo (área em m²) coberta por campos naturais em cada *buffer*.
- c) Cobertura de floresta nativa (FLO): quantidade de superfície de solo (área em m²) coberta por formações florestais nativas em cada *buffer*.

3) Variáveis espaciais

- a) Distância até o fragmento florestal mais próximo (DFF), em metros.
- b) Distância até a poça mais próxima ocupada por anuros (DPP), em metros.

As mensurações da paisagem foram determinadas por interpretação visual e classificação manual de imagens aéreas (escala 1:25.000) do satélite Landsat-8, em resolução espacial de 30 × 30 m (disponível em <http://www.usgs.gov/>, data de passagem dezembro 2013 e janeiro 2014), no

programa computacional ArcGIS 10.1 (ESRI, 2011). As variáveis distância até a poça mais próxima e distância até o fragmento florestal mais próximo foram determinadas em imagens aéreas de alta resolução da região, disponíveis no Google Earth (<http://earth.google.com/>).

Para reduzir a quantidade de variáveis preditoras e retirar variáveis correlacionadas entre si nas análises seguintes, realizamos uma análise de componentes principais (PCA) tanto para as variáveis de microhabitat quanto para as de paisagem (com exceção das variáveis espaciais). Assim, o primeiro eixo das variáveis de uso da terra representou 38,2% (Fig. 2.A) da variação das variáveis entre os locais de amostragem. As variáveis cobertura de área antrópica e cobertura de área agrícola mostraram maior correlação negativa (-0.65) e positiva (0.65), respectivamente, com o primeiro eixo da ordenação. Deste modo, selecionamos como variáveis preditoras somente cobertura de área agrícola e cobertura de área com reflorestamento de exóticas. Para a cobertura nativa, o primeiro eixo representou 57,7% da variação (Fig. 2.B) da variação total das variáveis. As variáveis cobertura de floresta nativa e cobertura de campos naturais apresentaram maior correlação negativa (-0.70) e positiva (0.70), respectivamente, com o primeiro eixo da ordenação, então, selecionamos como preditoras cobertura de água e cobertura de floresta nativa. Já para as variáveis de microhabitat os três primeiros eixos foram considerados; cada um apresentou, respectivamente, 30,2%, 24% e 18,7 % da variação (Total: 72,9%; Fig. 2.C). As variáveis profundidade do corpo d'água e heterogeneidade de vegetação nas margens dos corpos d'água, apresentaram correlação negativa (-0.45 e -0.60), respectivamente, com o primeiro eixo da ordenação. Por sua vez, profundidade do corpo d'água, hidroperíodo e heterogeneidade da vegetação emergente no interior do corpo d'água apresentaram correlação positiva (0.52 e 0.62) e negativa (-0.47), respectivamente, com o segundo eixo da ordenação. Por fim, área do corpo d'água, heterogeneidade da vegetação emergente no interior do corpo d'água e cobertura de dossel apresentaram correlação positiva (0.63 e 0.41) e negativa (-0.60), respectivamente, com o terceiro eixo da ordenação. Assim, selecionamos as variáveis heterogeneidade de vegetação nas margens dos corpos d'água, hidroperíodo e área do corpo d'água como preditoras nas análises seguintes. Todas as variáveis foram padronizadas pelo método *standardize*, antes da análise, através da função 'decostand' do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2020).

Atributos funcionais

Para determinar a diversidade funcional em cada comunidade, foram utilizadas três categorias diferentes de atributos das espécies: os atributos morfológicos, os ecomorfológicos e os ecológicos/reprodutivos (Tab. 1). Os atributos morfológicos e ecomorfológicos foram mensurados por Dr. Thiago Oliveira durante sua pesquisa de Doutorado (Oliveira 2018) através dos espécimes coletados durante as expedições de campo. Os atributos morfológicos (exceto a presença de disco adesivo) foram obtidos por meio das médias dos valores mensurados a partir de cinco indivíduos machos para cada espécie. Já os atributos ecomorfológicos foram calculados a partir dos atributos morfológicos, são eles: forma da cabeça (FCA), resultante da divisão do comprimento da cabeça (CCB) pela largura da cabeça (LCB); posição relativa do olho (PRO), resultante da divisão entre distância interorbital (DIO) e LCB; comprimento relativo dos membros (CRM), resultante do somatório de comprimento da coxa (CCX), comprimento da tíbia (CTB), comprimento do tarso (CTA) e comprimento do pé (CPE) dividido pelo somatório de comprimento do braço (CBR), comprimento do antebraço (CAB) e comprimento da mão (CMA) e tamanho relativo do olho (TRO), resultante da divisão do diâmetro do olho (DOL) por CCB. Os atributos ecológicos/reprodutivos foram classificados como: macrohabitat (florestal, área aberta e borda), sendo que a borda foi considerada como o limite entre a floresta e área aberta (Haddad et al. 2013; Iop et al. 2016); sítio de vocalização categorizado como *empoleirado* (machos que vocalizaram empoleirados), *água* (machos que vocalizaram flutuando na coluna d'água), *solo* (machos que vocalizaram sobre o solo) e/ou *fitotelmata* (machos que vocalizam nos fitotelmos de plantas como, por exemplo, bromélias) (Haddad et al. 2013; Iop et al. 2016); padrão reprodutivo categorizado de acordo com Wells (1977) como *prolongado* (quando a espécie se reproduz ao longo de vários meses. Geralmente ocorre a chegada assíncrona das fêmeas e o sucesso reprodutivo dos machos depende mais da capacidade deles de atrair as fêmeas e de escolher os melhores sítios de reprodução), *explosivo* (quando a espécie se reproduz em curtos períodos de tempo, apresentando grandes aglomerações de machos e fêmeas no local da desova. Este tipo é mais relacionado a grandes precipitações e ao surgimento de ambientes efêmeros como poças temporárias), e o que chamamos de *intermediário* (quando a espécie apresenta atividade de reprodução associada ao aumento da temperatura e da

precipitação seguindo um padrão sazonal ligado ao período de primavera e verão); e os modos reprodutivos foram classificados de acordo com Haddad & Prado (2005).

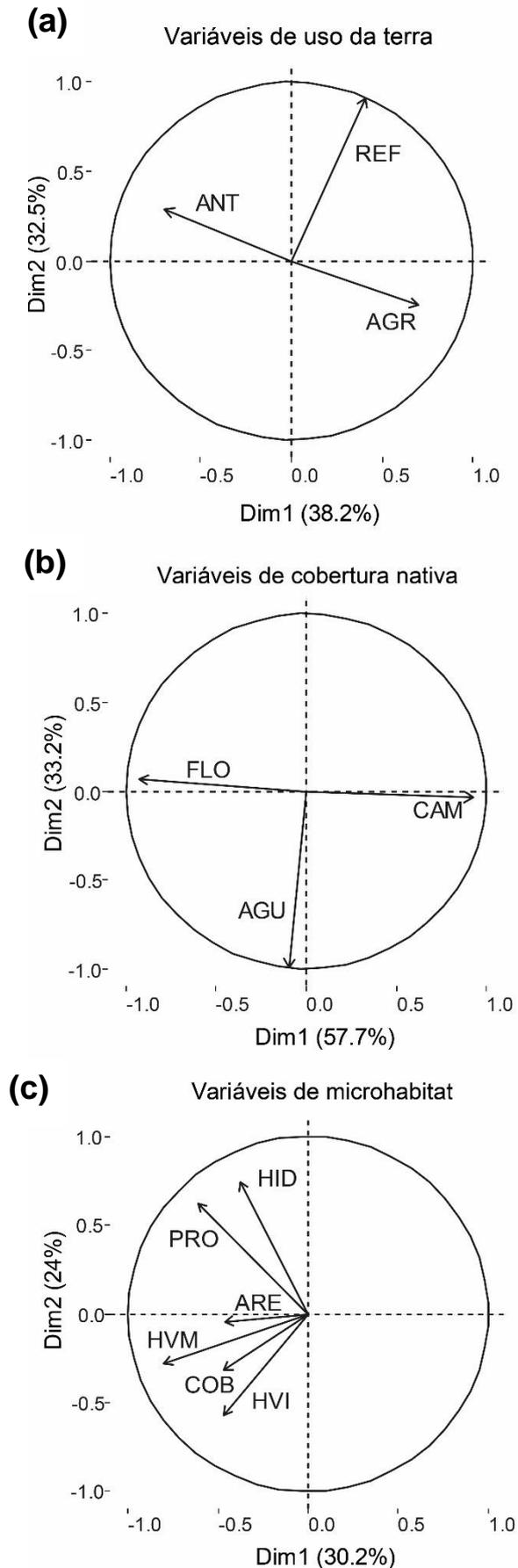


Figura 3: Análise de componentes principais para reduzir a quantidade das variáveis predictoras. A) As variáveis de uso da terra, ANT e AGR mostraram correlação negativa (-0.65) e positiva (0.65), respectivamente, com o primeiro eixo da ordenação. Deste modo, selecionamos como variáveis predictoras somente AGR e REF. B) As variáveis de cobertura nativa, FLO e CAM apresentaram correlação negativa (-0.70) e positiva (0.70), respectivamente, com primeiro eixo da ordenação, então, selecionamos como predictoras AGU e FLO. C) As variáveis microhabitat PRO e HVM, apresentaram correlação negativa (-0.45 e -0.60), respectivamente, com o primeiro eixo da ordenação; PRO, HID e HVI, apresentaram forte correlação positiva (0.52 e 0.62) e negativa (-0.47), respectivamente, com o segundo eixo da ordenação; ARE, HVI e COB apresentaram correlação positiva (0.63 e 0.41) e negativa (-0.60), respectivamente, com o terceiro eixo da ordenação. Assim, selecionamos as variáveis HVM, HID e ARE como predictoras. ANT= cobertura de área antrópica; AGR= cobertura de área agrícola; REF= cobertura de área com reflorestamento de exóticas; FLO= cobertura de floresta nativa; CAM= cobertura de campos naturais; AGU= cobertura de água; PRO= profundidade do corpo d'água; HID= hidroperíodo; HVM= heterogeneidade de vegetação nas margens dos corpos d'água; HVI= heterogeneidade da vegetação emergente no interior do corpo d'água; ARE= área do corpo d'água e COB= cobertura de dossel.

Tabela 1: Categorias de atributos medidos para o cálculo da diversidade funcional das comunidades de anuros no Paraná e Santa Catarina, Brasil.

Tipo de Atributo	Atributo	Sigla	Significado Ecológico
Morfológicos	Comprimento rostro-cloacal	CRC	-
	Largura da cabeça	LCB	-
	Comprimento da cabeça	CCB	-
	Diâmetro do olho	DOL	-
	Distância interorbital	DIO	-
	Comprimento do braço	CBR	-
	Comprimento do antebraço	CAB	-
	Comprimento da mão	CMA	-
	Comprimento da coxa	CCX	-
	Comprimento da tíbia	CTB	-
	Comprimento do tarso	CTA	-
	Comprimento do pé	CPE	-
	Presença de discos adesivos	PDA	-
Ecomorfológicos	Forma da cabeça	FCA= CCB/LCB	Modo de Alimentação (Wells 2007)
	Posição relativa do olho	PRO= DIO/LCB	Indica o tipo de substrato (Heesy 2009)
	Comprimento relativo dos membros	CRM= (CCX+CTB+CTA+CPE) / (CBR+CAB+CMA)	Indica a capacidade de locomoção das espécies (Pough et al. 2008)
	Tamanho relativo do olho	TRO= DOL/CCB	Indica o tipo de Substrato (Heesy 2009)
Ecológicos/ Reprodutivos	Macrohabitat	m.habit	Florestal, área aberta e borda (Haddad et al. 2013; Iop et al. 2016)
	Sítio de vocalização	sit.voca	Empoleirado, água, solo ou fitotelmata (Haddad et al. 2013; Iop et al. 2016)
	Padrão reprodutivo	p.reprod	Prolongado, explosivo e intermediário (Wells 1997)
	Modos reprodutivos	rep.mod	(Haddad e Prado 2005)

Árvores filogenéticas

Árvores filogenéticas contendo as 53 espécies amostradas (Tab. MS1) nas assembleias foram extraídas a partir de 100 hipóteses filogenéticas elaboradas por Jetz e Pyron (2018). Das 53 espécies, apenas duas não se encontravam nas filogenias, *Pithecopus rusticus* e *Scinax rossaferesae*, ambas descritas recentemente (Bruschi et al. 2014; Conte et al. 2016). Logo optamos por substituí-las, respectivamente, por *P. hypochondrialis* e *S. ruber*, espécies mais relacionadas filogeneticamente e presentes nas filogenias. As árvores foram ultrametrizadas usando a função ‘nls.tree’ do pacote

phangorn (Schliep 2011). Essa função estima o comprimento dos ramos usando mínimos quadrados não negativos a partir de uma árvore e uma matriz de distância e foi realizada no ambiente R versão 4.0.5 (R Core Team 2021).

Análise de regressão por autovetores filogenéticos (PVR)

Realizamos uma análise de regressão por autovetores filogenéticos (PVR, *phylogenetic eigenvector regression*, (Diniz-Filho et al. 1998), tanto para os dados binários quanto para os contínuos. Este é um método que permite controlar a autocorrelação filogenética em dados ecológicos. O PVR extrai um conjunto de autovetores de matrizes de distâncias filogenéticas entre espécies (com base em filogenias) usando uma análise de coordenadas principais (PCoA) que são utilizadas como variáveis preditoras em uma análise de regressão múltipla (Diniz-Filho et al. 1998). Assim, os resíduos dos modelos da regressão múltipla são retirados como componentes específicos da variação dos atributos (Diniz-Filho et al. 2011, 2012). Esses resíduos são utilizados para modelar as respostas dos atributos das espécies a variações ambientais independentes da estrutura filogenética, diminuindo o erro do tipo I nas análises (Diniz-Filho et al. 2011, 2012). Os autovetores extraídos foram selecionados através do método de Moran (Diniz-Filho et al. 2011, 2012). Assim, retiramos os resíduos dos atributos para as 100 árvores filogenéticas que foram usadas para calcular a diversidade funcional livre de filogenias. Utilizamos a função ‘PVRdecomp’ do pacote *PVR*. Essas análises foram realizadas no ambiente R versão 4.0.5 (R Core Team 2021).

Diversidade funcional

A diversidade funcional (FD) foi estimada para cada UC e calculada como o comprimento total dos ramos dos dendrogramas funcionais para as espécies que ocorrem em cada assembleia (Petchey and Gaston 2002). Os dendrogramas foram produzidos a partir do agrupamento hierárquico das matrizes de distâncias dos atributos (Petchey e Gaston 2002) por meio do coeficiente generalizado de distância de Gower, que permite analisar variáveis de tipos e pesos diferentes (Pavoine et al. 2009). Assim, extraímos o tamanho de efeito padronizado (SES.FD) para cada uma das 100 FDs com base em 999 valores nulos obtidos do modelo nulo *taxa.labels* (Kembel et al. 2010) que simula comunidades nulas através da

aleatorização dos rótulos dos táxons incluídos na filogenia. Posteriormente, utilizamos as médias das 100 SES.FD de cada área para a análise do modelo. Essas medidas foram calculadas usando a função 'ses.pd' do pacote *picante* (Kembel et al. 2010) no ambiente R versão 4.0.5 (R Core Team 2021).

Modelagem de Equações Estruturais (SEM)

A modelagem de equações estruturais é um método de análise multivariada que combina análise fatorial com métodos baseados em análise de regressão múltipla (Gana e Broc 2019). SEM representa a tradução de uma série de hipóteses de relações de causa e efeito entre um conjunto de variáveis, permitindo entender as relações diretas e indiretas de variáveis exógenas (preditoras) em variáveis endógenas (dependentes) (Shipley 2016). Usamos SEM para modelar o efeito das variáveis preditoras na riqueza e diversidade funcional.

Usamos a função 'psem' do pacote *piecewiseSEM* (Lefcheck 2016) no ambiente R versão 4.0.5 (R Core Team 2021) para realizar SEM. Essa função une uma lista de modelos lineares (equações estruturais) em um único modelo de equação estrutural gerando coeficientes de regressão e coeficientes de caminho (β). Para avaliar se as relações hipotéticas são consistentes com os dados utilizamos o teste C de Fisher que é baseado em testes de independências. O C de Fisher pode ser comparado a uma distribuição qui-quadrado (χ^2). O C indica a diferença entre os dados observados e o modelo hipotético, então, um modelo válido apresenta um valor baixo de C e um $P > 0,05$ (Lefcheck 2016; Shipley 2016).

Resultados

A diversidade funcional variou entre as áreas protegidas, assim como a riqueza de espécies e abundância de indivíduos (Fig. 4). A Área de Proteção Ambiental Serra Dona Francisca apresentou o maior tamanho de efeito padronizado (SES.FD) enquanto Refúgio da Vida Silvestre Campos de Palmas apresentou a menor FD (Fig. 4.1C). A riqueza de espécies foi maior no Parque Estadual de Vila Velha e menor na Floresta Nacional de Irati (Fig.4.1A). Já a abundância de indivíduos foi maior na Fazenda Experimental Gralha Azul e menor na Floresta Nacional de Irati (Fig. 4.1B).

O modelo causal apresentou um ajuste adequado com um coeficiente de Fisher (C)= 52.9 com 42 graus de liberdade e um $p = 0.122$ (Fig. 5; Tab. 2). O SEM indicou que a cobertura de área com

reflorestamento de exóticas foi a variável com maior efeito positivo na diversidade funcional ($\beta = 0.368$, $p < 0.001$; Fig. 5, Tab. 2). A variável hidroperíodo também apresentou efeito positivo no SES.FD ($\beta = 0.2970$, $p = 0.005$; Fig. 5, Tab. 2). Enquanto a cobertura de área agrícola afetou negativamente o SES.FD ($\beta = -0.255$, $p = 0.026$; Fig. 5; Tab. 2). Já a cobertura de floresta nativa ($\beta = -0.114$, $p = 0.468$); cobertura de água ($\beta = -0.038$, $p = 0.720$); distância até o fragmento florestal mais próximo ($\beta = -0.166$, $p = 0.208$); distância até a poça mais próxima ocupada por anuros ($\beta = 0.008$, $p = 0.937$); heterogeneidade de vegetação nas margens dos corpos d'água ($\beta = 0.004$, $p = 0.976$) e área do corpo d'água ($\beta = -0.155$, $p = 0.139$) não apresentaram efeitos significativos no SES.FD (Fig. 5, Tab. 2).

Em relação a riqueza de espécies, a abundância foi a variável que apresentou o maior efeito ($\beta = 0.682$; $p < 0.001$), seguida pela heterogeneidade de vegetação nas margens dos corpos d'água que apresentou efeito positivo ($\beta = 0.208$, $p < 0.05$; Fig. 5, Tab. 2) e pela distância até a poça mais próxima ocupada por anuros que apresentou um efeito negativo na riqueza ($\beta = -0.177$, $p < 0.05$; Fig. 5, Tab. 2). Já a cobertura de floresta nativa ($\beta = -0.183$, $p = 0.125$), a cobertura de água ($\beta = -0.084$, $p = 0.281$), cobertura de área com reflorestamento de exóticas ($\beta = -0.028$, $p = 0.717$), cobertura de área agrícola ($\beta = -0.091$, $p = 0.273$); a distância até o fragmento florestal mais próximo ($\beta = -0.199$, $p = 0.052$), hidroperíodo ($\beta = -0.063$, $p = 0.404$) e área do corpo d'água ($\beta = -0.084$, $p = 0.283$) não apresentaram efeitos significativos na riqueza (Fig. 5, Tab. 2). Em relação a abundância, as variáveis área do corpo d'água ($\beta = 0.248$, $p < 0.05$) e heterogeneidade de vegetação nas margens dos corpos d'água ($\beta = 0.260$, $p < 0.05$) apresentaram efeitos positivos, enquanto a variável distância até a poça mais próxima ocupada por anuros apresentou um efeito negativo ($\beta = -0.281$, $p < 0.01$). Além disso, a cobertura de floresta nativa apresentou um efeito positivo sobre a heterogeneidade de vegetação nas margens dos corpos d'água ($\beta = 0.553$, $p < 0.001$) e um efeito negativo sobre a cobertura de área agrícola ($\beta = -0.459$, $p < 0.001$; Fig. 4, Tab. 3).

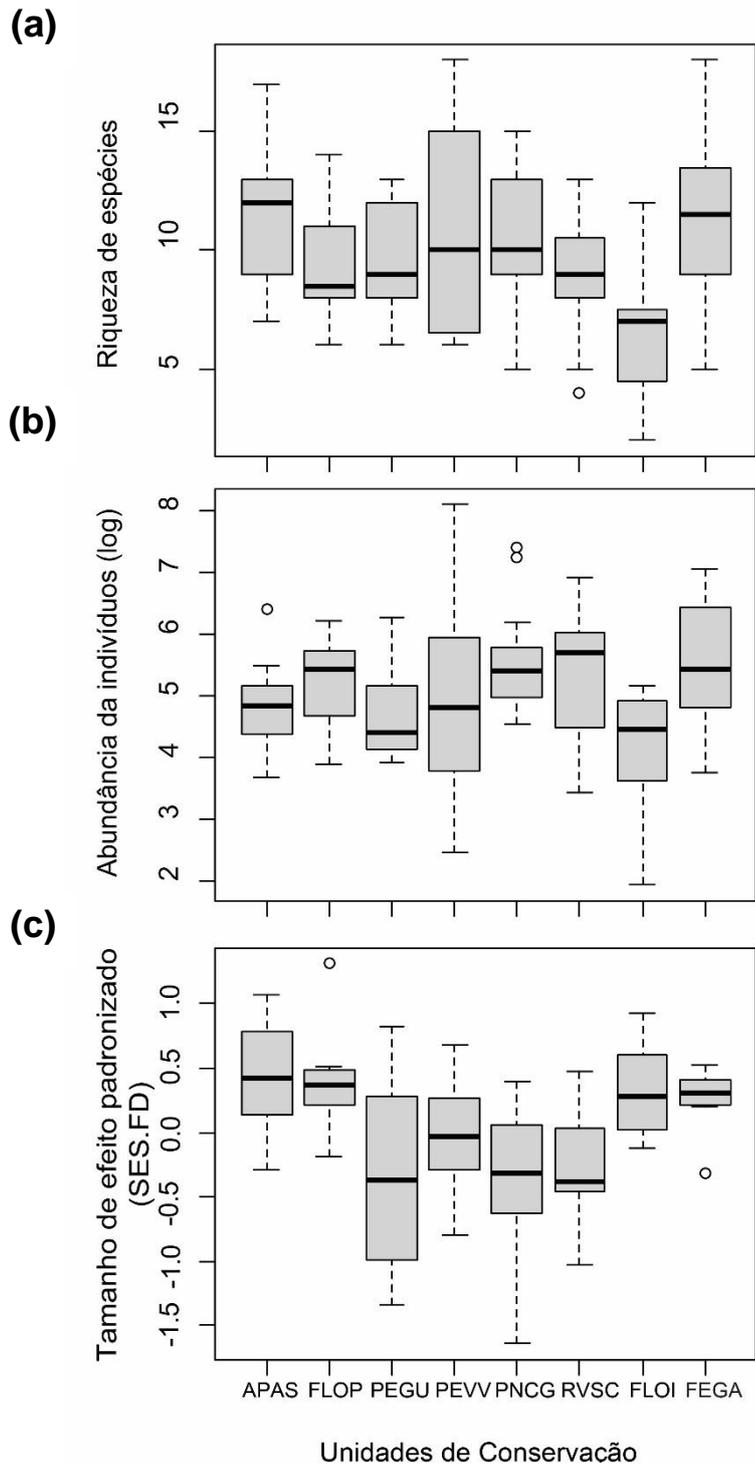


Figura 4: Boxplots da riqueza de espécies (a), abundância de indivíduos (b) e do tamanho de efeito padronizado da diversidade funcional (c) para cada área. APAS = Área de Proteção Ambiental Serra Dona Francisca; FEGA = Fazenda Experimental Galha Azul (PUC – Paraná); FLOP = Floresta Nacional de Piraí do Sul; PEGU = Parque Estadual do Guartelá; PEVV = Parque Estadual de Vila Velha; PNCG = Parque Nacional dos Campos Gerais; RVSC = Refúgio da Vida Silvestre Campos de Palmas e FLOI = Floresta Nacional de Irati.

Tabela 2: Resultados do modelo de caminho. Coeficientes de caminho (β) e valor de p dos efeitos das variáveis no tamanho de efeito padronizado da diversidade funcional (SES.FD), na riqueza e abundância (ABD) para cada modelo. DFF= distância até o fragmento florestal mais próximo; DPP= distância até a poça mais próxima ocupada por anuros; FLO= cobertura de floresta nativa; AGU= cobertura de água; REF= cobertura de área com reflorestamento de exóticas; AGR= cobertura de área agrícola; HID = hidroperíodo; HVM = heterogeneidade de vegetação nas margens dos corpos d'água; ARE = área do corpo d'água. * $p \leq 0.05$; ** $p \leq 0.01$; *** $p \leq 0.001$.

Variável resposta	Variável preditora	β	p
SES.FD	FLO	-0.114	0.468
	AGU	-0.038	0.719
	REF	0.368	0.000***
	AGR	-0.255	0.026*
	DPP	0.008	0.937
	DFF	-0.166	0.208
	HVM	0.004	0.976
	HID	0.297	0.005**
	ARE	-0.155	0.139
Riqueza	FLO	-0.183	0.125*
	AGU	-0.084	0.281
	REF	-0.028	0.717
	AGR	-0.091	0.273
	DPP	-0.177	0.031*
	DFF	-0.199	0.052
	HVM	0.208	0.047*
	HID	-0.063	0.404
	ARE	-0.084	0.283
FLO	ABD	0.682	0.000***
	HVM	0.553	0.000***
ABD	AGR	-0.459	0.000***
	DPP	-0.281	0.007**

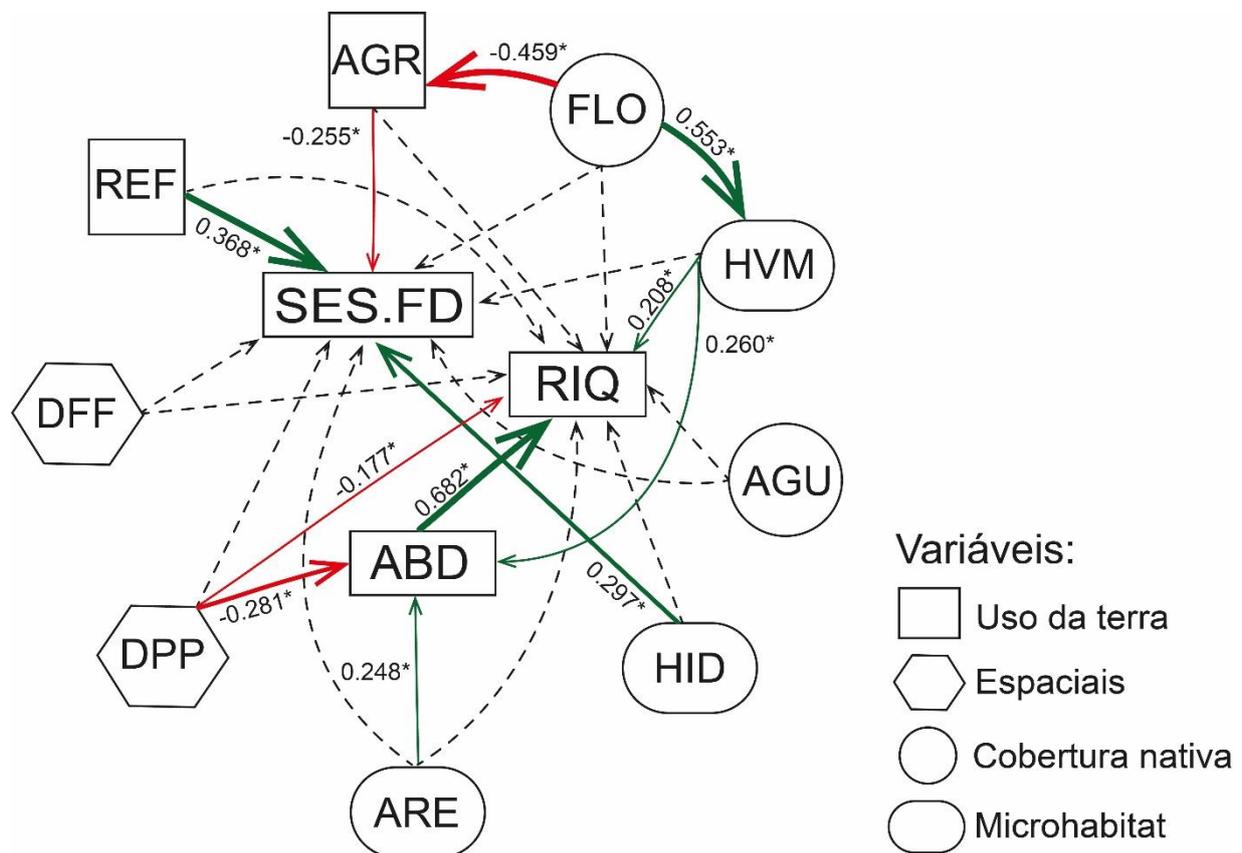


Figura 5: Relações causais da no tamanho de efeito padronizado da diversidade funcional (SES.FD), riqueza (RIQ) e abundância (ABD) de comunidades de anfíbios em áreas campestres naturais associadas com florestas de araucárias em unidades de conservação do Paraná e Santa Catarina. As linhas pretas tracejadas representam relações não significativas ($p > 0.05$) entre as variáveis enquanto as linhas pretas uniformes e mais largas representam as relações significativas ($p \leq 0.05$) entre as variáveis. Os valores nas setas são os coeficientes de caminho. DFF= distância até o fragmento florestal mais próximo; DPP= distância até a poça mais próxima ocupada por anuros; FLO= cobertura de floresta nativa; AGU= cobertura de água; HVM= heterogeneidade de vegetação nas margens dos corpos d'água; HID= hidroperíodo; ARE= área do corpo d'água; REF= cobertura de área com reflorestamento de exóticas; AGR= cobertura de área agrícola.

Discussão

Os padrões de diversidade funcional e riqueza de espécies em comunidades de anfíbios foram afetados por fatores distintos, o que ressalta a importância de se aferir diferentes medidas de diversidade, principalmente, quando visamos à conservação de espécies (Ouchi-Melo et al. 2018). Mensurar somente a riqueza pode não refletir as reais causas da perda de biodiversidade, como também, não refletir adequadamente os processos de montagem e estruturação de determinadas assembleias (Ernst et al. 2006; Flynn et al. 2009; Trimble and van Aarde 2014; Frishkoff et al. 2014; Iserhard et al. 2019). Nosso estudo demonstrou que, enquanto o uso da terra afetou apenas a estrutura funcional, a riqueza foi afetada, principalmente, por fatores espaciais e variáveis relacionadas às características estruturais dos corpos d'água.

A riqueza de anuros foi determinada por características de microhabitat (HVM e ARE) e características espaciais (DPP). A heterogeneidade da vegetação nas margens dos corpos d'água apresentou um efeito positivo tanto para a riqueza de espécies quanto para a abundância de indivíduos. Nosso resultado corrobora com o estudo de Oda et al (2017) que observaram que a heterogeneidade da vegetação em corpos d'água e ao redor desses corpos d'água tem um efeito positivo na riqueza de espécies. Corpos d'água com uma maior heterogeneidade de vegetação nas margens apresentam maior diversidade e disponibilidade de microhabitats que podem ser usados tanto como refúgio e abrigo, quanto para reprodução, por proporcionar diferentes tipos de sítios de vocalização e locais para oviposição, evitando a sobreposição de nichos e permitindo um aumento da riqueza e da abundância de espécies (Vasconcelos e Rossa-Feres 2008; Vasconcelos et al. 2009; Gonçalves et al. 2015; Oda et al. 2017; Figueiredo et al. 2019).

Em relação à variável área, nosso estudo apresentou um efeito positivo apenas sobre a abundância. Entretanto, como a abundância está altamente relacionada com a riqueza, podemos dizer que a área apresentou um efeito indireto na riqueza de espécies. Essa relação provavelmente ocorre pelo simples fato de que uma área maior pode suportar um maior número de indivíduos e de espécies, e assim apresentar altas riqueza e abundância. Além disso, corpos d'água com uma maior área tendem a

disponibilizar uma quantidade maior e mais diversa de microhabitats, conseqüentemente, propiciando maiores quantidades e diversidades de sítios de reprodução. Isso, além de permitir a coexistência de um maior número de espécies, promove a redução do número de confrontos físicos e disputa por fêmeas e sítios de vocalização (Iop et al. 2012; Gonçalves et al. 2015; Figueiredo et al. 2019; Hamer et al. 2021). Outros estudos já demonstraram um efeito positivo do tamanho da área do corpo d'água com a riqueza (Babbitt 2005; Werner et al. 2007a; Prado and Rossa-Feres 2014; Semlitsch et al. 2015).

No entanto, se estiverem muito isolados, corpos d'água com áreas grandes, mesmo possuindo uma alta heterogeneidade de microhabitats, dificultam a dispersão das espécies e aumentam a probabilidade de extinções estocásticas devido à redução da quantidade de área efetiva disponível para as espécies (Allouche et al. 2012). Nesse caso, o *habitat split* também pode atuar potencializando os efeitos da fragmentação para espécies de anuros que dependem dos corpos d'água para a reprodução devido as desconexões entre habitats úmidos usados para reprodução e habitats terrestres usados para abrigo e forrageamento pelos os adultos (Becker et al. 2003). Já a distância até a poça mais próxima ocupada por anuros apresentou um efeito negativo tanto na riqueza de espécies quanto na abundância de indivíduos, corroborando nossa hipótese. Corpos d'água mais isolados podem sofrer com processos estocásticos e, dependendo da espécie e de seu modo de reprodução, o isolamento pode afetar a persistência das espécies levando a extinções locais (Marsh et al. 2001; Burne and Griffin 2005). Assim, corpos d'água mais próximos facilitam a dispersão de indivíduos e espécies entre os sítios e tendem a apresentar uma riqueza maior que corpos d'água isolados, devido às dinâmicas de metapopulações e metacomunidades (Marsh et al. 2001; Burne and Griffin 2005; Werner et al. 2007b; Hamer et al. 2021). A dinâmica de extinção e colonização de manchas permite, também, que indivíduos procurem parceiros e recursos evitando possíveis competições inter e intraespecíficas e até mesmo predadores (Gonçalves et al. 2015; Oda et al. 2017; Hamer et al. 2021).

A única variável de microhabitat que apresentou efeito no SES.FD foi o hidroperíodo. O hidroperíodo está intimamente relacionado com o ciclo de vida e com os padrões reprodutivos (e.g., prolongado e explosivo) das espécies (Vasconcelos et al. 2009; Iop et al. 2012) e possivelmente por isso

ele tenha apresentado efeito positivo sobre o SES.FD. Both et al. (2011) observaram que a composição de guildas de girinos é influenciada pelo hidroperíodo e profundidade do corpo d'água. Seus resultados demonstraram uma relação de permanência-predação; no caso, abundância de predadores afetou a riqueza de girinos e o grau de permanência previu a composição das guildas. Corpos d'água com hidroperíodos mais curtos são importantes pois abrangem espécies com reprodução explosiva e ciclo de vida mais curto, visto que eles apresentam uma alta probabilidade de secar antes que a maioria das espécies complete o desenvolvimento de seus ovos ou larvas (Peltzer and Lajmanovich 2004; Vasconcelos et al. 2009; Iop et al. 2012; Semlitsch et al. 2015). Enquanto isso, corpos d'água com hidroperíodos de longa duração podem conter mais espécies com diferentes modos e padrões reprodutivos. No entanto, causam outros desafios para as espécies de anuros porque podem abrigar muitos predadores (e.g. peixes e invertebrados), que dificultam o desenvolvimento completo dos girinos e, para isso, as espécies precisam ter mecanismos para escapar e evitar a predação (Peltzer and Lajmanovich 2004; Vasconcelos et al. 2009; Iop et al. 2012; Semlitsch et al. 2015; Hamer et al. 2021). Por sua vez, a diversidade funcional foi afetada pelo uso da terra de diferentes formas.

A variável cobertura de área com reflorestamento de exóticas apresentou um efeito positivo sobre a SES.FD, algo que não era esperado (Machado et al. 2012; Saccol et al. 2017; Etard et al. 2022). Por outro lado, a cobertura de área agrícola afetou negativamente o SES.FD. Provavelmente, o efeito positivo da cobertura de área com reflorestamento de exóticas foi ocasionado pelo aumento inicial da heterogeneidade da paisagem, através desse distúrbio, que inicialmente pode facilitar a introdução de espécies funcionalmente novas (Etard et al. 2022), as quais com o passar do tempo se extinguem ou substituem espécies já estabelecidas nos corpos d'água, levando à perda da diversidade e à homogeneização funcional. Outros trabalhos já mostraram que a diversidade funcional em assembleias de vertebrados é impactada negativamente pelo uso intensivo da terra (Ernst et al. 2006; Flynn et al. 2009; Etard et al. 2022). A agricultura intensiva altera a paisagem, levando à perda e à fragmentação de habitats e ao isolamento de populações, além de contaminar o solo e a água por meio do uso de pesticidas e agrotóxicos que podem afetar a sobrevivência dos anfíbios (Ferreira et al. 2012; Santos et al. 2014; Agostini et al. 2020; de Castro Lima et al. 2020). Saccol et al. (2022) mostraram que a

agricultura é responsável por reduzir a composição e a diversidade em comunidades de anuros de ambientes campestres do sul do Brasil. Os autores observaram que, através da perturbação e da alteração da paisagem, ocorre o desaparecimento de espécies especialistas e a alta persistência de espécies generalistas. Possivelmente a redução do SES.FD pela cobertura de área agrícola neste trabalho indica uma homogeneização da paisagem e a perda de microhabitats essenciais para manter a diversidade de espécies funcionalmente distintas.

Neste estudo observamos que o uso da terra afeta a diversidade de anfíbios anuros de formas diferentes e que é importante aferir diferentes medidas de diversidade, visto que as medidas tradicionais, como a riqueza e diversidade taxonômica, podem ocultar informações importantes sobre os reais impactos do uso da terra na diversidade de espécies. Enfatizamos a relevância da conservação de paisagens que apresentam um mosaico de diferentes tamanhos de corpos d'água, conectados entre si, com diferentes hidroperíodos e com alta heterogeneidade da vegetação em seus entornos para a manutenção da diversidade taxonômica e funcional de espécies de anuros. A conversão de campos nativos por agricultura e silvicultura entre outros tipos de usos da terra tem aumentado a perda e a fragmentação desses habitats e são uma grande ameaça para a biodiversidade (Pillar et al. 2009). Ressaltamos a importância da implementação de estratégias de manejo sustentável para a conservação de espécies que ocorrem em ambientes campestres, mesmo aquelas que já habitam áreas protegidas. Compreender de que forma o uso da terra influencia os anfíbios pode auxiliar os gestores de UCs a implementar e melhorar suas estratégias de manejo e conservação e entender se essas UCs e suas zonas de amortecimento estão sendo efetivas na conservação das espécies.

Referências Bibliográficas

- Agostini MG, Roesler I, Bonetto C, et al (2020) Pesticides in the real world: The consequences of GMO-based intensive agriculture on native amphibians. *Biol Conserv* 241:108355. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108355>
- Allouche O, Kalyuzhny M, Moreno-Rueda G, et al (2012) Area-heterogeneity tradeoff and the diversity of ecological communities. *Proc Natl Acad Sci U S A* 109:17495–17500. <https://doi.org/10.1073/pnas.1208652109>
- Babbitt KJ (2005) The relative importance of wetland size and hydroperiod for amphibians in southern New Hampshire, USA. *Wetl Ecol Manag* 13:269–279. <https://doi.org/10.1007/s11273-004-7521-x>
- Becker CG, Fonseca CR, Haddad CFB, et al (2007) Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* (80-) 318:1775–1777. <https://doi.org/10.1126/science.1149374>
- Beebee TJC, Griffiths RA (2005) The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biol. Conserv.*
- Blaustein AR, Romansic JM, Kiesecker JM, et al (2003) Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. *9:123–140*
- Boldrini II (2009) Biodiversidade dos campos do Planalto das Araucárias. Ministério do Meio Ambiente, MMA, Brasília
- Both C, Cechin SZ, Melo AS, Hartz SM (2011) What controls tadpole richness and guild composition in ponds in subtropical grasslands? *Austral Ecol* 36:530–536. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2010.02183.x>
- Brook BW, Sodhi NS, Bradshaw CJA (2008) Synergies among extinction drivers under global change. *Trends Ecol Evol* 23:453–460. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011>
- Brum FT, Gonçalves LO, Cappelatti L, et al (2013) Land Use Explains the Distribution of Threatened New World Amphibians Better than Climate. *PLoS One* 8:4–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0060742>
- Bruschi DP, Lucas EM, Garcia PCA, Recco-Pimentel SM (2014) Molecular and morphological evidence reveals a new species in the *Phyllomedusa hypochondrialis* group (Hylidae, Phyllomedusinae) from the Atlantic Forest of the highlands of Southern Brazil. *PLoS One* 9: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105608>
- Burne MR, Griffin CR (2005) Habitat associations of pool-breeding amphibians in eastern

Massachusetts, USA. *Wetl Ecol Manag* 13:247–259. <https://doi.org/10.1007/s11273-004-7519-4>

Carey C, Alexander MA (2003) Climate change and amphibian declines: Is there a link? *Divers Distrib* 9:111–121. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2003.00011.x>

Carvalho T, Guilherme Becker C, Toledo LF (2017) Historical amphibian declines and extinctions in Brazil linked to chytridiomycosis. *Proc R Soc B Biol Sci* 284:. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.2254>

Cianciaruso MV, Silva IA, Batalha MA (2009) Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotrop* 9:93–103. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008>

Conte CE, Araujo-Vieira K, Crivellari LB, Berneck BVM (2016) A new species of *Scinax* Wagler (Anura: Hylidae) from Paraná, Southern Brazil. *Zootaxa* 4193:245–265. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4193.2.3>

Conte CE, Rossa-Feres D de C (2006) Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. *Rev Bras Zool* 23:162–175. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000100008>

Crivellari LB (2016) Anfíbios dos campos da Mata Atlântica: Influência relativa de gradientes ambientais e espaciais nos padrões de diversidade estrutura filogenética. Programa de pós-graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista (UNESP)

Cushman SA (2006) Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biol Conserv* 128:231–240. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.031>

da Silva FR, Candeira CP, de Cerqueira Rossa-Feres D (2012) Dependence of anuran diversity on environmental descriptors in farmland ponds. *Biodivers Conserv* 21:1411–1424. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0252-z>

Da Silva FR, Gibbs JP, Rossa-Feres DDC (2011) Breeding habitat and landscape correlates of frog diversity and abundance in a tropical agricultural landscape. *Wetlands* 31:1079–1087. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0217-0>

Da Silveira Vasconcelos T, De Cerqueira Rossa-Feres D (2008) Habitat heterogeneity and use of physical and acoustic space in anuran communities in Southeastern Brazil. *Phyllomedusa* 7:127–142. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9079.v7i2p127-142>

de Castro Lima JAM, Labanowski J, Bastos MC, et al (2020) “Modern agriculture” transfers many

pesticides to watercourses: a case study of a representative rural catchment of southern Brazil. *Environ Sci Pollut Res* 27:10581–10598. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06550-8>

Diniz-Filho JAF, Bini LM, Rangel TF, et al (2012) On the selection of phylogenetic eigenvectors for ecological analyses. *Ecography (Cop)* 35:239–249. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06949.x>

Diniz-Filho JAF, Cianciaruso MV, Rangel TF, Bini LM (2011) Eigenvector estimation of phylogenetic and functional diversity. *Funct Ecol* 25:735–744. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2011.01836.x>

Diniz-Filho JAF, De SanT’Ana CER, Bini LM (1998) An eigenvector method for estimating phylogenetic inertia. *Evolution (N Y)* 52:1247–1262. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.1998.tb02006.x>

Duarte LDS, Debastiani VJ, Carlucci MB, Diniz-Filho JAF (2018) Analyzing community-weighted trait means across environmental gradients: should phylogeny stay or should it go? *Ecology* 99:385–398. <https://doi.org/10.1002/ecy.2081>

Enfjäll K, Leimar O (2009) The evolution of dispersal - The importance of information about population density and habitat characteristics. *Oikos* 118:291–299. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.16863.x>

Ernst R, Linsenmair KE, Rödel MO (2006) Diversity erosion beyond the species level: Dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biol Conserv* 133:143–155. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.05.028>

Etard A, Pigot AL, Newbold T (2022) Intensive human land uses negatively affect vertebrate functional diversity. *Ecol Lett* 25:330–343. <https://doi.org/10.1111/ele.13926>

Felsenstein J (1985) Phylogenies and The Comparative Method. 125:1–15

Ferreira J, Pardini R, Metzger JP, et al (2012) Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil: Challenges and opportunities for applied ecological research. *J Appl Ecol* 49:535–541. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02145.x>

Figueiredo G de T, Storti LF, Lourenço-De-moraes R, et al (2019) Influence of microhabitat on the richness of anuran species: A case study of different landscapes in the atlantic forest of southern Brazil. *An Acad Bras Cienc* 91:. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201920171023>

Flynn DFB, Gogol-Prokurat M, Nogeire T, et al (2009) Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol Lett* 12:22–33. <https://doi.org/10.1111/j.1461->

- Frishkoff LO, Karp DS, M'Gonigle LK, et al (2014) Loss of avian phylogenetic diversity in neotropical agricultural systems. *Science* (80-) 345:1343–1346. <https://doi.org/10.1126/science.1254610>
- Gallmetzer N, Schulze CH (2015) Impact of oil palm agriculture on understory amphibians and reptiles: A Mesoamerican perspective. *Glob Ecol Conserv* 4:95–109. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.05.008>
- Gana K, Broc G (2019) Structural Equation Modeling with lavaan
- Garner TW., Perkins MW, Govindarajulu P, et al (2006) The emerging amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* globally infects introduced populations of the North American bullfrog, *Rana catesbeiana*. *Biol Lett* 2:455–459. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2006.0494>
- Giovanelli JGR, Haddad CFB, Alexandrino J (2008) Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biol Invasions* 10:585–590. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9154-5>
- Gonçalves DS, Crivellari LB, Conte CE (2015) Linking environmental drivers with amphibian species diversity in ponds from subtropical grasslands. *An Acad Bras Cienc* 87:1751–1762. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201520140471>
- Haddad CFB, Prado CPA (2005) Reproductive modes of the Atlantic forest frogs. *Bioscience* 55:208–217. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0207:RMIFAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0207:RMIFAT]2.0.CO;2)
- Haddad CFB, Toledo LF, Prado CPA, Loebmann D, Gasparini JL, Sazima I (2013) *Guia dos Anfíbios da Mata Atlântica - Diversidade e Biologia*. 1ª edição. Anolis Book, São Paulo.
- Hamer A, Schmera D, Mahony MJ (2021) Multi-species occupancy modeling provides novel insights into amphibian metacommunity structure and wetland restoration. *Ecol Appl* 31:1–18. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/eap.2293>
- Heesy CP (2009) Seeing in stereo: The ecology and evolution of primate binocular vision and stereopsis. *Evol Anthropol* 18:21–35. <https://doi.org/10.1002/evan.20195>
- Hof C, Araújo MB, Jetz W, Rahbek C (2011) Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. *Nature* 480:516–519. <https://doi.org/10.1038/nature10650>
- Iop S, Caldart VM, Santos TG Dos, Cechin SZ (2012) What is the role of heterogeneity and spatial autocorrelation of ponds in the organization of frog communities in southern Brazil? *Zool Stud* 51:1094–1104
- Iop S, Santos TG dos, Cechin SZ (2016) Anfíbios anuros dos Campos Sulinos. *Rede Campos Sulinos* -

- Iserhard CA, Duarte L, Seraphim N, Freitas AVL (2019) How urbanization affects multiple dimensions of biodiversity in tropical butterfly assemblages. *Biodivers Conserv* 28:621–638. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1678-8>
- Jetz W, Pyron RA (2018) The interplay of past diversification and evolutionary isolation with present imperilment across the amphibian tree of life. *Nat Ecol Evol* 2:850–858. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0515-5>
- Kembel SW, Cowan PD, Helmus MR, et al (2010) Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26:1463–1464. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btq166>
- Kurz DJ, Nowakowski AJ, Tingley MW, et al (2014) Forest-land use complementarity modifies community structure of a tropical herpetofauna. *Biol Conserv* 170:246–255. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.027>
- Lefcheck JS (2016) piecewiseSEM: Piecewise structural equation modelling in r for ecology, evolution, and systematics. *Methods Ecol Evol* 7:573–579. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12512>
- Loyola RD, Lemes P, Brum FT, et al (2014) Clade-specific consequences of climate change to amphibians in Atlantic Forest protected areas. *Ecography (Cop)* 37:65–72. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00396.x>
- Machado IF, Moreira LFB, Maltchik L (2012) Effects of pine invasion on anurans assemblage in southern Brazil coastal ponds. *Amphibia-Reptilia* 33:227–237. <https://doi.org/10.1163/156853812X638518>
- Marsh DM, Trenham PC, Marsh DM, Trenham PC (2001) Metapopulation Dynamics and Amphibian Conservation. *Conserv Biol* 15:40–49
- Mazzoni R, De Mesquita AJ, Fleury LFF, et al (2009) Mass mortality associated with a frog virus 3-like Ranavirus infection in farmed tadpoles *Rana catesbeiana* from Brazil. *Dis Aquat Organ* 86:181–191. <https://doi.org/10.3354/dao02096>
- Oda FH, Gonçalves S, Oda TM, et al (2017) Influence of vegetation heterogeneity and landscape characteristics on anuran species composition in aquatic habitats along an urban-rural gradient in southeastern Brazil. *Zool Ecol* 27:235–244. <https://doi.org/10.1080/21658005.2017.1381423>
- Oksanen AJ, Blanchet FG, Friendly M, et al (2020) Vegan: Community Ecology Package. R package:
- Oliveira TAL de (2018) Os efeitos dos diferentes tipos de usos do solo sobre as comunidades de anfíbios anuros. Programa de Pós Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal

do rio Grande do Sul

- Ouchi-Melo LS, Meynard CN, Gonçalves-Souza T, de Cerqueira Rossa-Feres D (2018) Integrating phylogenetic and functional biodiversity facets to guide conservation: a case study using anurans in a global biodiversity hotspot. *Biodivers Conserv* 27:3247–3266. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1600-4>
- Peltzer PM, Lajmanovich RC (2004) Anuran tadpole assemblages in riparian areas of the Middle Paraná River, Argentina. *Biodivers Conserv* 13:1833–1842. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000035870.36495.fc>
- Petchey OL, Gaston KJ (2006) Functional diversity: Back to basics and looking forward. *Ecol Lett* 9:741–758. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>
- Petchey OL, Gaston KJ (2002) Extinction and the loss of functional diversity. *Proc R Soc B Biol Sci* 269:1721–1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2073>
- Pillar V de P, Lange O (2015) Os Campos do Sul, 1ª. Rede Campos Sulinos, UFRGS, Porto Alegre, RS
- Pillar VDP, Müller SC, Castilhos ZM de SC, Jacques AVÁ (2009) Campos sulinos: Conservação e uso sustentável da biodiversidade. MMA (Instituto do Meio ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), Brasília
- Pough FH, Janis CM, B. HJ (2008) A vida dos vertebrados, 4ª edição. Atheneu, São Paulo.
- Prado VHM, Rossa-Feres DDC (2014) Multiple determinants of anuran richness and occurrence in an agricultural region in south-eastern Brazil. *Environ Manage* 53:823–837. <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0241-y>
- Ramalho WP, Prado VHM, Signorelli L, With KA (2021) Multiple environmental filters and competition affect the spatial co-occurrence of pond-breeding anurans at both local and landscape scales in the Brazilian Cerrado. *Landsc Ecol* 36:1663–1683. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01236-4>
- Ruggeri J, Ribeiro LP, Pontes MR, et al (2019) First Case of Wild Amphibians Infected with Ranavirus in Brazil. *J Wildl Dis* 55:. <https://doi.org/10.7589/2018-09-224>
- Saccol S da SA, Bolzan AMR, Santos TG dos (2017) In the Shadow of Trees : Does Eucalyptus Afforestation Reduce Herpetofaunal Diversity in Southern Brazil ? *South Am J Herpetol* 12:42–56. <https://doi.org/10.2994/SAJH-D-16-00028.1>
- Saccol S da SA, Ucha JLCD, Madalozzo B, et al (2022) Influence of land use on the diversity of pond-breeding anurans in South Brazilian grasslands. *Biodivers Conserv* 31:21–37.

<https://doi.org/10.1007/s10531-021-02317-1>

- Santos TG, Iop S, Alves S da S (2014) Anfíbios dos Campos Sulinos: diversidade, lacunas de conhecimento, desafios para conservação e perspectivas. *Herpetol Bras* 3:51–59
- Schliep KP (2011) phangorn: Phylogenetic analysis in R. *Bioinformatics* 27:592–593. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btq706>
- Semlitsch RD, Peterman WE, Anderson TL, et al (2015) Intermediate pond sizes contain the highest density, richness, and diversity of pond-breeding amphibians. *PLoS One* 10:1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123055>
- Shipley B (2016) *Cause and Correlation in Biology*. Cambridge University, Cambridge University, United Kingdom
- Tilman D (2001) Functional Diversity. In: Levin S (ed) *Encyclopedia of Biodiversity*, Second Edi. Elsevier Inc., San Diego, pp 109–120
- Trimble MJ, van Aarde RJ (2014) Amphibian and reptile communities and functional groups over a land-use gradient in a coastal tropical forest landscape of high richness and endemism. *Anim Conserv* 17:441–453. <https://doi.org/10.1111/acv.12111>
- Tscharntke T, Klein AM, Kruess A, et al (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. *Ecol Lett* 8:857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Vasconcelos TS, Santos TG, Rossa-Feres DC, Haddad CFB (2009) Influence of the environmental heterogeneity of breeding ponds on anuran assemblages from southeastern Brazil. *Can J Zool* 87:699–707. <https://doi.org/10.1139/Z09-058>
- Vitt LJ, Caldwell JP (2014) *Amphibians and Reptiles Herpetology*
- Voyles J, Young S, Berger L, et al (2009) Pathogenesis of Chytridiomycosis, a Cause of Catastrophic Amphibian Declines. *Science* (80-) 326:582–585. <https://doi.org/10.1126/science.1176765>
- Wells KD (2007) *The Ecology and Behavior of amphibians*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Wells KD (1977) The social behaviour of anuran amphibians. *Anim Behav* 25:666–693. [https://doi.org/10.1016/0003-3472\(77\)90118-X](https://doi.org/10.1016/0003-3472(77)90118-X)
- Werner EE, Skelly DK, Relyea RA, Yurewicz KL (2007a) Amphibian species richness across environmental gradients. *Oikos* 116:1697–1712. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15935.x>

Werner EE, Yurewicz KL, Skelly DK, Relyea RA (2007b) Turnover in an amphibian metacommunity: the role of local and regional factors. *Oikos* 116:1713–1725. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.16039.x>

Material Suplementar

Tabela MS1: Lista das espécies registradas nas áreas amostradas.

Família/Espécie
Bufonidae
<i>Melanophryniscus vilavelhensis</i> Steinbach-Padilha, 2008
<i>Rhinella abei</i> (Baldissera, Caramaschi & Haddad, 2004)
<i>Rhinella henseli</i> (Lutz, 1934)
<i>Rhinella icterica</i> (Spix, 1824)
Hylidae
<i>Aplastodiscus albosignatus</i> (Lutz & Lutz, 1938)
<i>Aplastodiscus ehrhardti</i> (Müller, 1924)
<i>Aplastodiscus perviridis</i> Lutz, 1950
<i>Boana albopunctata</i> (Spix, 1824)
<i>Boana bischoffi</i> (Boulenger, 1887)
<i>Boana faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)
<i>Boana leptolineata</i> (Braun & Braun, 1977)
<i>Boana prasina</i> (Burmeister, 1856)
<i>Boana pulchella</i> (Duméril & Bibron, 1841)
<i>Bokermannohyla circumdata</i> (Cope, 1871)
<i>Bokermannohyla hylax</i> (Heyer, 1985)
<i>Dendropsophus microps</i> (Peters, 1872)
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)
<i>Dendropsophus nahdereri</i> (Lutz & Bokermann, 1963)
<i>Dendropsophus sanborni</i> (Schmidt, 1944)
<i>Pithecopus rusticus</i> (Bruschi, Lucas, Garcia & Recco-Pimentel, 2014)
<i>Phyllomedusa distincta</i> Lutz, 1950
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i> Pombal & Haddad, 1992
<i>Pseudis cardosoi</i> Kwet, 2000
<i>Scinax aromothyella</i> Faivovich, 2005
<i>Scinax catharinae</i> (Boulenger, 1888)
<i>Scinax fuscovarius</i> (Lutz, 1925)
<i>Scinax granulatus</i> (Peters, 1871)
<i>Scinax imbegue</i> Nunes, Kwet, & Pombal, 2012
<i>Scinax perereca</i> Pombal, Haddad & Kasahara, 1995
<i>Scinax rizibilis</i> Bokermann, 1964
<i>Scinax rossaferesae</i> Conte, Araujo-Vieira, Crivellari, & Berneck, 2016
<i>Scinax squalirostris</i> (Lutz, 1925)
<i>Scinax uruguayus</i> (Schmidt, 1944)
<i>Sphaenorhynchus caramaschii</i> Toledo, Garcia, Lingnau & Haddad, 2007
<i>Sphaenorhynchus surdus</i> (Cochran, 1953)
<i>Trachycephalus dibernardoii</i> Kwet and Solé, 2008

Família/Espécie

Leptodactylidae

Leptodactylus furnarius Sazima & Bokermann, 1978

Leptodactylus fuscus (Schneider, 1799)

Leptodactylus gracilis (Duméril & Bibron, 1840)

Leptodactylus labyrinthicus (Spix, 1824)

Leptodactylus latrans (Steffen, 1815)

Leptodactylus notoaktites Heyer, 1978

Leptodactylus plaumanni Ahl, 1936

Physalaemus cuvieri Fitzinger, 1826

Physalaemus gracilis (Boulenger, 1883)

Physalaemus lateristriga (Steindachner, 1864)

Physalaemus nanus (Boulenger, 1888)

Scythrophrys sawayae (Cochran, 1953)

Microhylidae

Chiasmocleis leucosticta (Boulenger, 1888)

Elachistocleis bicolor (Guérin-Méneville, 1838)

Odontophrynidae

Odontophrynus americanus (Duméril & Bibron, 1841)

Proceratophrys boiei (Wied-Neuwied, 1824)

Proceratophrys brauni Kwet and Faivovich, 2001

Tabela MS2: Valores de riqueza de espécies, abundância de indivíduos e tamanho de efeito padronizado da diversidade funcional (SES.FD) para cada corpo d'água. APAS = Área de Proteção Ambiental Serra Dona Francisca; FEGA = Fazenda Experimental Gralha Azul (PUC – Paraná); FLOP = Floresta Nacional de Piraí do Sul; PEGU = Parque Estadual do Guartelá; PEVV = Parque Estadual de Vila Velha; PNCG = Parque Nacional dos Campos Gerais; RVSC = Refúgio da Vida Silvestre Campos de Palmas e FLOI = Floresta Nacional de Irati.

Corpo d'água	Riqueza	Abundância	SES.FD
APAS01	14	244	0.133386
APAS02	9	128	0.649147
APAS03	7	40	-0.070129
APAS04	17	610	0.942509
APAS05	12	127	0.322270
APAS06	9	107	0.556096
APAS07	9	81	0.379230
APAS08	8	58	0.428642
APAS09	12	231	-0.046720
APAS10	14	143	1.064668
APAS11	9	53	-0.286157
APAS12	13	179	0.783219
APAS13	13	133	0.836457
FLOP01	9	509	0.335533
FLOP02	14	251	-0.186102
FLOP03	8	49	0.240992
FLOP04	8	73	1.311788
FLOP05	12	348	0.506907
FLOP06	10	284	0.467877
FLOP07	8	213	0.178308
FLOP08	6	161	0.395162
PEGU01	12	97	-0.561811
PEGU02	9	51	0.277681
PEGU03	7	95	0.824513
PEGU04	8	64	-0.162985
PEGU05	12	177	-0.990968
PEGU06	9	74	-1.058248
PEGU07	8	530	-0.944511
PEGU08	13	378	-0.056924
PEGU09	6	67	0.518008
PEGU10	9	58	-1.336165
PEVV01	7	61	-0.790026
PEVV02	9	71	-0.021625
PEVV03	6	12	-0.139831
PEVV04	15	542	-0.440142
PEVV05	6	32	0.682962
PEVV06	11	221	0.250416
PEVV07	15	281	0.285054
PEVV08	18	3332	-0.032422

Tabela MS2: continuação

Corpo d'água	Riqueza	Abundância	SES.FD
PNCG01	14	305	0.056959
PNCG02	12	500	-0.269073
PNCG03	10	237	-0.654469
PNCG04	7	147	-1.642575
PNCG05	10	157	-0.468246
PNCG06	9	110	0.213199
PNCG07	10	1413	-1.334803
PNCG08	13	247	-0.631722
PNCG09	10	119	-0.360163
PNCG10	9	174	-0.539556
PNCG11	12	214	0.400001
PNCG12	13	327	-0.126801
PNCG13	5	94	-0.048727
PNCG14	15	1682	0.083748
RVSC01	9	143	0.151130
RVSC02	10	179	-0.380870
RVSC03	4	56	0.113860
RVSC04	13	957	-1.030510
RVSC05	8	49	-0.098467
RVSC06	9	309	-0.054687
RVSC07	11	493	0.479396
RVSC08	12	1019	-0.405291
RVSC09	8	363	-0.510816
RVSC10	8	299	-0.397761
RVSC11	10	335	-0.665610
RVSC12	5	31	-0.375180
FLOI01	4	20	-0.126093
FLOI02	8	179	0.715537
FLOI03	5	99	-0.079323
FLOI04	2	7	0.181635
FLOI05	7	72	0.116936
FLOI06	12	159	0.479890
FLOI07	7	119	0.377488
FLOI08	7	78	0.933525
FEGA01	15	1181	0.523421
FEGA02	18	1030	0.202027
FEGA03	12	375	0.359222
FEGA08	12	185	0.398180
FEGA09	10	115	0.424526
FEGA10	5	43	-0.315353
FEGA11	8	137	0.260986
FEGA12	11	297	0.239827

Tabela MS3: Variáveis locais de estrutura de microhabitat dos corpos d'água. ARE= área do corpo d'água (m²); PRO = profundidade do corpo d'água (cm); HID = hidroperíodo (1= efêmero, 2= semipermanente, 3= permanente); HVM = número de tipos de estratos de vegetação nas margens; HVI = número de tipos de vegetação no interior do corpo d'água; COB = porcentagem de cobertura de dossel.

Corpo d'água	ARE	PRO	HID	HVM	HVI	COB
APAS01	2952	200	3	5	3	30.58
APAS02	6050	200	3	3	3	0.16
APAS03	984	200	3	3	3	0.16
APAS04	1200	200	3	5	4	59.7
APAS05	77	8	2	4	3	97.92
APAS06	560	200	3	5	1	58.4
APAS07	43	66	3	2	1	0.16
APAS08	105	22	1	2	3	0.16
APAS09	7900	200	3	5	3	13.68
APAS10	282	55	2	3	4	0.16
APAS11	440	9	1	2	2	0.16
APAS12	3698	40	1	3	3	0.16
APAS13	527	32	2	2	3	0.16
FLOP01	332	200	3	4	3	0.16
FLOP02	238	200	2	5	3	7.44
FLOP03	332	95	3	5	3	25.38
FLOP04	1740	35	3	5	4	85.96
FLOP05	540	178	3	5	4	7.7
FLOP06	3794	200	3	5	3	0.16
FLOP07	788	105	3	2	3	0.16
FLOP08	259	70	3	3	2	0.16
PEGU01	342	34	3	3	1	0.16
PEGU02	155	29	1	3	2	0.16
PEGU03	135	44	3	3	3	0.16
PEGU04	79	41	1	4	2	11.86
PEGU05	196	22	2	3	3	0.16
PEGU06	241	33	1	3	3	0.16
PEGU07	939	15	2	3	4	0.16
PEGU08	1024	170	2	4	3	7.96
PEGU09	60	79	3	3	2	0.16
PEGU10	86	21	1	3	3	0.16
PEVV01	239	15	3	3	3	0.16
PEVV02	1205	71	2	4	3	29
PEVV03	114	80	3	2	2	94.28
PEVV04	2268	153	3	5	4	38
PEVV05	492	200	3	2	1	0.16
PEVV06	1051	200	3	3	2	0.16
PEVV07	214	193	3	5	2	5.36
PEVV08	18934	75	3	5	5	40

Tabela MS3: continuação

Corpo d'água	ARE	PRO	HID	HVM	HVI	COB
PNCG01	529	30	3	4	3	0.16
PNCG02	1124	200	3	3	3	0.16
PNCG03	1067	77	2	3	3	0.16
PNCG04	8995	20	1	2	2	0.16
PNCG05	360	107	3	2	1	0.16
PNCG06	197	41	3	3	3	0.16
PNCG07	540	55	1	5	4	52.16
PNCG08	176	33	2	4	3	17.58
PNCG09	2037	44	1	5	4	70.36
PNCG10	857	34	1	4	2	0.16
PNCG11	148	60	3	5	5	21.22
PNCG12	165	138	3	5	4	22.78
PNCG13	893	168	3	3	1	76.6
PNCG14	3864	87	3	4	4	7.44
RVSC01	1471	81	3	2	3	0.16
RVSC02	357	38	1	2	3	0.16
RVSC03	381	200	3	2	3	0.16
RVSC04	3803	75	3	3	3	0.16
RVSC05	3307	200	3	4	3	6.92
RVSC06	2329	65	3	3	3	0.16
RVSC07	2522	84	2	2	3	0.16
RVSC08	2563	61	3	2	3	0.16
RVSC09	3461	42	3	2	3	0.16
RVSC10	2293	85	2	4	1	0.16
RVSC11	2089	14	2	4	4	17.06
RVSC12	2723	200	3	3	1	5.1
FLOI01	256	32	1	5	3	12.64
FLOI02	528	150	2	5	3	9.26
FLOI03	2084	180	2	4	4	32.14
FLOI04	64	24	1	3	3	96.62
FLOI05	168	200	3	5	3	89.34
FLOI06	2166	170	2	5	4	0.16
FLOI07	9072	200	3	5	4	32.4
FLOI08	6720	166	2	4	3	17.32
FEGA01	1504	150	1	5	5	10
FEGA02	641	25	2	3	4	0.16
FEGA03	54	180	1	5	1	91.68
FEGA08	729	69	3	5	2	4.32
FEGA09	1052	200	3	5	3	38.9
FEGA10	670	200	3	2	1	0.16
FEGA11	2770	166	3	3	3	0.16
FEGA12	1090	86	3	4	3	0.16

Tabela MS4: Variáveis de paisagem referentes ao uso da terra (m²) e cobertura nativa (m²); e variáveis espaciais (cm) mensuradas em buffers de 250 metros de raio a partir de cada um dos 81 corpos d'água amostrados. AGR= cobertura de área agrícola; ANT= cobertura de área antrópica; REF = Cobertura de área com reflorestamento de exóticas; AGU = cobertura de água; CAM = cobertura de campos naturais; FLO = cobertura de floresta nativa; DPP = distância (metros) até o corpo d'água mais próximo; DFG = distância (metros) até o fragmento florestal mais próximo.

Corpo d'água	FLO	CAM	AGR	ANT	AGU	REF	DPP	DFG
APAS01	96747	99492	0	0	0	0	40	10
APAS02	51222	145011	0	0	0	0	27	65
APAS03	47596	148637	0	0	0	0	30	110
APAS04	66326	129911	0	0	0	0	200	0
APAS05	141803	37567	0	0	16884	0	65	0
APAS06	116279	43929	0	0	36046	0	51	0
APAS07	153476	42775	0	0	0	0	70	45
APAS08	153476	42775	0	0	0	0	70	40
APAS09	152208	44048	0	0	0	0	91	10
APAS10	85554	107497	0	3184	0	0	304	30
APAS11	123878	24942	0	47413	0	0	447	120
APAS12	111439	84798	0	0	0	0	67	10
APAS13	24169	156944	0	15124	0	0	136	168
FLOP01	40756	96177	53949	0	5268	0	126	30
FLOP02	63990	47339	84821	0	0	0	80	0
FLOP03	150494	5092	70	40494	0	0	431	0
FLOP04	65693	0	29919	0	0	100534	800	20
FLOP05	173143	0	10949	0	0	12055	127	0
FLOP06	28171	81639	81071	0	5268	0	10	15
FLOP07	62846	16119	117185	0	0	0	80	40
FLOP08	35652	87604	67625	0	5268	0	10	10
PEGU1	44894	135904	15320	0	0	0	330	78
PEGU02	6876	102539	86703	0	0	0	75	200
PEGU03	0	58609	137508	0	0	0	91	350
PEGU04	77561	118558	0	0	0	0	270	5
PEGU05	43059	153060	0	0	0	0	270	50
PEGU06	94455	96807	4858	0	0	0	630	25
PEGU07	21256	157223	17641	0	0	0	630	96
PEGU08	0	110568	62333	0	0	23217	30	83
PEGU09	0	16589	172449	0	0	7080	240	80
PEGU10	61080	64192	70847	0	0	0	235	33
PEVV01	31086	165053	0	0	0	31086	1264	79
PEVV02	90687	105450	0	0	0	90687	95	0
PEVV03	74305	121833	0	0	0	74305	90	50
PEVV04	173032	23105	0	0	0	173032	77	0
PEVV05	13944	170593	0	11605	0	13944	653	366
PEVV06	0	196142	0	0	0	0	27	542
PEVV07	81178	114964	0	0	0	81178	44	0
PEVV08	131644	64606	0	0	0	131644	90	50

Tabela MS4: continuação

Corpo d'água	FLO	CAM	AGR	ANT	AGU	REF	DPP	DFE
PNCG01	76971	96259	16861	0	6056	76971	219	28
PNCG02	9116	150261	24093	0	12677	9116	219	215
PNCG03	0	83585	112561	0	0	0	110	140
PNCG04	0	39856	156292	0	0	0	160	300
PNCG05	0	25957	170189	0	0	0	930	100
PNCG06	125354	11	70778	0	0	125354	734	55
PNCG07	196143	0	0	0	0	196143	734	0
PNCG08	124873	71271	0	0	0	124873	215	30
PNCG09	152517	24757	17550	0	1323	152517	40	0
PNCG10	117613	73155	0	0	5379	117613	33	27
PNCG11	102141	30196	10529	36020	17264	102141	44	0
PNCG12	168689	0	0	18878	1514	168689	60	0
PNCG13	99864	89392	0	0	6892	99864	125	0
PNCG14	59238	22932	25474	88500	0	59238	141	50
RVSC01	0	189273	6825	0	0	0	70	186
RVSC02	0	179035	17063	0	0	0	87	216
RVSC03	0	170597	25501	0	0	0	80	280
RVSC04	0	144928	51174	0	0	0	70	370
RVSC05	129708	66399	0	0	0	129708	230	0
RVSC06	40471	155637	0	0	0	40471	80	150
RVSC07	4007	192102	0	0	0	4007	171	90
RVSC08	0	189733	6379	0	0	0	60	426
RVSC09	21579	174530	0	0	0	21579	180	170
RVSC10	0	180231	14338	0	0	0	420	710
RVSC11	132649	63464	0	0	0	132649	144	0
RVSC12	88599	14742	92751	0	0	88599	181	0
FLOI01	110382	85712	0	0	0	110382	2520	20
FLOI02	187194	8899	0	0	0	187194	662	0
FLOI03	196092	0	0	0	0	196092	662	0
FLOI04	196093	0	0	0	0	196093	1134	0
FLOI05	196093	0	0	0	0	196093	1134	0
FLOI06	172608	22619	0	867	0	172608	360	0
FLOI07	150568	45525	0	0	0	0	350	85
FLOI08	115802	0	0	80291	0	0	290	50
FEGA01	180192	0	0	16038	0	0	620	0
FEGA02	26960	0	169272	0	0	0	529	81
FEGA03	163797	0	32434	0	0	0	280	0
FEGA08	196230	0	0	0	0	0	114	7
FEGA09	190812	0	5418	0	0	0	70	15
FEGA10	178604	0	17496	131	0	0	70	17
FEGA11	153108	0	32184	10939	0	0	100	20
FEGA12	149217	17579	14834	14600	0	0	129	49

CONCLUSÃO

Mostramos, neste estudo, a importância de aferir diferentes medidas de diversidade quando visamos a conservação das espécies. Observamos que o uso da terra afeta a diversidade funcional de comunidades de anuros, porém, não afeta a diversidade taxonômica. Além disso, vimos que os diferentes usos da terra afetam de forma distinta a diversidade funcional. Outro aspecto importante, é a influência positiva do hidroperíodo somente na diversidade funcional e a influência negativa da variável distância até a poça mais próxima ocupada por anuros somente na riqueza de espécies e abundância de indivíduos. Também, obtivemos como resultado as influências positivas das variáveis área do corpo d'água e heterogeneidade da vegetação nas margens do corpo d'água na riqueza e abundância, ressaltando que as variáveis de microhabitat foram relevantes para explicar tais medidas. Assim, enfatizamos a relevância da conservação de paisagens que apresentam um mosaico de diferentes tamanhos de corpos d'água, conectados entre si, com diferentes hidroperíodos e com alta heterogeneidade da vegetação em seus entornos para a manutenção da diversidade taxonômica e funcional de espécies de anuros de campos associados à Mata Atlântica.