



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
Instituto de Biociências  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia



Tese de Doutorado

Os efeitos dos diferentes tipos de usos do solo sobre as  
comunidades de anfíbios anuros

Thiago Alves Lopes de Oliveira

---

Porto Alegre, Fevereiro de 2019

Os efeitos dos diferentes tipos de usos do solo sobre as  
comunidades de anfíbios anuros

Thiago Alves Lopes de Oliveira

Tese de Doutorado 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 Doutor em  
Ciências com ênfase em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Leandro da Silva  
Duarte

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Alexandro Marques Tozetti

Prof. Dr. Cristiano Agra Iserhard

Prof. Dr. Rafael Antunes Dias

“Life is too important to be taken seriously”

(Oscar Wilde)

## AGRADECIMENTOS

Essa é a parte da tese que julgo ser uma das mais difíceis de escrever. Tenho que agradecer a todos que me ajudaram e me apoiaram de alguma forma, e ao mesmo tempo não posso esquecer de pessoas importantes só porque minha cabeça está cheia de coisas nesse momento. Deixo aqui as minhas sinceras desculpas se eu acabar sendo injusto e esquecendo de mencionar alguém por aqui. Tirando a minha família, essa lista não possui ordem de “prioridade” e/ou “gosto mais desse do que dessa”.

- Em primeiro lugar eu preciso agradecer a minha família. A todos que foram sempre presentes e me apoiaram em mais essa empreitada. Eliane, Benedito, Érica e Leonardo. Vocês são a minha base. Eliane é a minha mãe, que sempre me apoiou em qualquer decisão que eu tenha tomado na vida. Te amo!!! Benedito é o meu pai, que a sua maneira, sem entender muito o que eu faço, também sempre teve orgulho de dizer para os amigos que tinha um filho que “fazia biologia lá em Curitiba” (bom, como vocês sabem meu doutorado foi em Porto Alegre rrsrs!). Minha irmã é uma das pessoas mais maravilhosas que conheço. Muito obrigado por tudo! O Leo, seguindo a mãe dele, também é uma das pessoas mais “coração puro” que conheço. Meu sobrinho, afilhado, amigo! Te amo demais cara!!! A todas as outras pessoas da minha família, avós, avôs, tios, tias, primos e primas. Obrigado!
- A minha família II aqui em Porto Alegre. Obrigado Márcia e Sidnei pelo carinho, atenção, cuidado e apoio durante essa caminho todo. Vocês são de grande importância na minha vida, e tenho certeza que estaremos juntos por muito tempo ainda. Amo vocês!

- Aos meus amigos. Poxa! Vocês fizeram essa caminhada ser mais leve. Aqui, sinceramente, é impossível escrever todos os nomes. Precisaria de um espaço de uma tese inteira. Como existem vários e de grupos diferentes, farei isso separadamente.
- Bruno Gincieni, Guilherme Sonehara e Gustavo Baba representam uma geração de amigos que não tem como agradecer. Vocês, como quem dividi apartamento na graduação, e todos aqueles que tem alguma relação comigo relacionados a vocês, são especiais demais. Muito obrigado.
- Aos amigos de laboratório o meu muito obrigado. Leandro, Gabriel (Power Ranger Branco), Luquita, Dirleane, Elisa, Rômulo, Jaque, Berga, Alina, Arieli, Guilherme, Jéssica, Matheus, Vanderlei, Aline e a todos que só passaram por ali também. Foram muitos sucos na lancheria, pizzas no almoço, “vamos tomar só 1 cada” (que engano), desabafos, gols no futebol, algumas histórias que só podem ficar na memória e muita amizade. Valeu galera!!!
- Aos todos outros meus amigos que tenho independente do laboratório ou vida acadêmica. Alguns sempre importantes pelos mais diversos motivos. Rafael Naime, meu irmão. Muito obrigado por esses mais de 25 anos de amizade. Daqui quatro semanas estarei casando com você e a Jana. Que felicidade!!! Carlos Adalto, mais conhecido como “Forest Gump”, pai da minha afilhada e meu amigo do peito. Obrigado por todas as mentiras que já me contou. Aliás, tenho uma ótima história pra te contar. Ayla Mendes e Janaína Cortinoz, poxa!!! São uns 15 anos de muitas

histórias, uma certa distância e rumos diferentes que a vida nos dá, mas amo vocês também. Gio Lisboa, obrigado cara!!! Temos bem menos tempo de estrada juntos do que essa galera aqui de cima, mas sintam-se especiais por estar aqui meu irmão mais novo. Espero, daqui uns 10 anos, estar escrevendo um livro e agradecendo você da mesma forma que aqui. “Tamo junto” cara!!!

- A todos “novos” amigos que a comédia me deu nesses dois anos de trabalho com o Stand Up Comedy. Tanto humoristas (que não dá pra citar todos) que eram, e continuam sendo, meus ídolos, exemplos e agora são amigos e parceiros, como aquelas pessoas que apoiam a comédia e estão juntos na caminhada: Tiago, Rubia, Felipe e Adri sócios do Buteco Comedy Bar e Vinícius e Diego donos do O Lorde Pub. Obrigado pela parceria gente!!! Vocês também foram peças fundamentais nessa caminhada e me apoiaram e deram força a sua maneira aqui. Obrigado!
- Ao meu orientador e amigo, Leandro Duarte. Uma pessoa que admiro na academia e que, sem dúvida nenhuma, é um excelente profissional. Continue sendo esse cara gente boa e que curte uma boa cerveja artesanal (e porque não uma batata com bacon pra acompanhar?). Cara, eu lembro de uma conversa que tive contigo em seu gabinete em 2015 e isso nunca mais saiu da minha cabeça. “Thiago, se você não estiver acordando todos os dias pra fazer algo que você se sinta feliz, você não está no lugar certo. Faça o que te faz feliz.” Leandro, estou fazendo! Muito obrigado por esse anos de orientação, amizade, paciência e parceria.

- Ao meu amigo e co-orientador, Ricardo Sawaya. Lica, você é uma das pessoas mais legais que conheci nessa caminhada desde o mestrado. Obrigado pela orientação, amizade, parceria e paciência também. Agora em São Paulo estará mais fácil da gente se encontrar e tomar aquela cerveja gelada. Obrigado de coração cara!
- Aos amigos do PPG Ecologia – UFRGS. Cada um de vocês, nas suas devidas proporções, foram importantes para esse trabalho. Karina e Dani Hoss, muito obrigado por tudo! Desde o começo sempre foram importantes e hoje, apesar da “distância”, são sempre lembradas no meu coração. Alice Flores, uma pessoa de coração demais. Obrigado por fazer parte dessa história, por apoiar nas horas difíceis e por dizer em 2015 “Vai lá sim. Escreva e faça o teste pro programa”. Poxa, como agradecer isso?
- Meu grande amigo e irmão Lucas Crivelari. Obrigado pelas inúmeras conversas, apoio, dados e força. Aquele dia que falei contigo desesperado e você me disse “Cara, tenho uns dados aqui. Se quiser usar...”. Toda sorte do mundo aí pra você e toda essa sua linda família que você tem cara. Parabéns por ser a pessoa que você é irmão. Obrigado de coração amigo.
- A todas as pessoas que participaram disso de alguma forma. Secretária do PPG, o técnico que assinou minhas licenças de coleta, a pessoa que dava a chave da garagem pro churrasco na ecologia, professores que fiz todas as disciplinas, motoristas, galera da limpeza, do RU (as vezes

ficava bravo com vocês) e a todos que não lembraria ou não saberia os nomes, meu muito obrigado!

- Ao PPG Ecologia da UFRGS pelo apoio
- A CAPES pela bolsa de doutorado



## RESUMO

Com o objetivo de analisar e discutir aspectos da influência de diferentes fatores antrópicos, através de diferentes tipos de uso do solo, sobre as comunidades de anfíbios anuros, esta tese está elaborada em quatro partes: I. introdução geral discorrendo sobre a área de estudo, fatores que influenciam a distribuição dos anuros em seus ambientes e fatores antrópicos que influenciam essas comunidades; II. No capítulo 1 eu revisei 133 artigos que abrangem os últimos 20 anos de trabalhos que analisam diferentes usos do solo e comunidades de anfíbios. Em quase sua totalidade, os trabalhos utilizam de métricas tradicionais de diversidade, riqueza e abundância de espécies. Agricultura e a extração de madeira, por exemplo, apresentaram um efeito negativo sobre a riqueza de espécies, já a urbanização apresentou o mesmo efeito mas sobre a abundância. A diversidade de espécies não apresentou nenhum efeito significativo; No capítulo 2 eu analisei como diferentes características locais, de paisagem e de uso do solo influenciaram a riqueza, abundância, diversidade taxonômica e diversidade funcional de comunidades de anuros. Foram utilizados modelos lineares generalizados para analisarmos tais influências. Nenhum modelo, utilizando as variáveis de uso do solo, apresentou efeito sobre as métricas analisadas. Por outro lado, as características de paisagem e de cobertura nativa das áreas influenciaram essas comunidades. A distância da poça mais próxima possui um efeito negativo sobre a diversidade funcional, a quantidade de formações florestais possui efeito negativo e a quantidade de áreas de campo possui um efeito positivo sobre a diversidade funcional dos anfíbios. As conclusões gerais são de que existe uma necessidade de se utilizar diferentes métricas de diversidade em estudos que visam compreender a influência de fatores antrópicos em comunidades de anfíbios. Além disso, ressalto a importância das características da paisagem alterada, como por exemplo, distância de fragmentos e corpos d'água mais próximos, sobre as comunidades de anfíbios, bem como, a influência da cobertura original remanescente. Dessa forma, novos estudos utilizando diversidade funcional e considerando-se aspectos da paisagem, poderão servir de base para ações de manejo e conservação da anurofauna.

Palavras-chave: Agricultura, Diversidade Funcional, GLM, Pastagens, Urbanização

## ABSTRACT

The aim of this thesis was to analyze and discuss aspects of the influence of different anthropic factors, through different types of land use, on amphibian communities, and it is elaborated in four parts: I. general introduction discussing the area of study, factors that influence the distribution of anurans in their environments and anthropic factors that influence these communities; II. In Chapter 1 I have reviewed 133 articles covering the last 20 years of work analyzing different land uses and amphibian communities. Almost all of them work using traditional metrics of diversity, richness, and abundance of species. Agriculture and the extraction of wood, for example, had a negative effect on the richness, and urbanization had the same effect, but on abundance. The diversity of species had no significant effect; In chapter 2 I analyzed how different local, landscape and land use characteristics influenced the richness, abundance, taxonomic diversity and functional diversity of anuran communities. Generalized linear models were used to analyze such influences. No model, using the variables of land use, had an effect on the analyzed metrics. On the other hand, the landscape characteristics and native coverage of the areas influenced these communities. The distance from the nearest water bodies had a negative effect on functional diversity, as the amount of forest formations, however the amount of field areas had a positive effect on the amphibian functional diversity. The general conclusions are that there is a need to use different diversity metrics in studies that aim to understand the influence of anthropic factors on amphibian communities. In addition to, I emphasize the importance of altered landscape features, such as distance of fragments and proximity of water bodies, over the amphibian communities, as well as the influence of the original remaining cover. Thus, new studies using functional diversity and considering aspects of the landscape, may serve as a basis for management and conservation actions of the anurofauna.

Keywords: Agriculture, Functional Diversity, GLM, Pasture, Urbanization



## SUMÁRIO

|  |                                     |
|--|-------------------------------------|
| INTRODUÇÃO GERAL .....   | 13                                  |
| Referências Bibliográficas .....   | 19                                  |
| CAPÍTULO I .....   | 24                                  |
| Evaluating Land Use Effect on Amphibian Communities .....  | <b>Error! Bookmark not defined.</b> |
| Abstract.....  | 25                                  |
| Introduction.....  | 25                                  |
| Material and Methods .....   | 28                                  |
| Results .....  | 30                                  |
| Discussion .....   | 31                                  |
| Literature Cited .....   | 35                                  |
| Tables .....   | 44                                  |
| Figures .....  | 45                                  |
| CAPÍTULO II .....  | 47                                  |
| A influência do uso da terra sobre diversidade taxonômica e funcional de comunidades de anuros no Sul do Brasil..... | <b>Error! Bookmark not defined.</b> |
| Resumo .....   | 47                                  |
| Introdução.....  | 48                                  |
| Material e métodos.....  | 52                                  |
| Resultados .....   | 58                                  |
| Discussão .....  | 60                                  |
| Referências Bibliográficas .....   | 65                                  |
| Tabelas .....  | 71                                  |
| CONSIDERAÇÕES FINAIS.....  | 74                                  |

## INTRODUÇÃO GERAL

As mudanças nos padrões de distribuição espacial e temporal da biodiversidade já tiveram vários dos seus fatores identificados (Millennium Ecosystem Assessment 2005), e dentre tais fatores, alterações antropogênicas relacionadas à agricultura e desenvolvimento de infraestrutura, por exemplo, figuram entre os principais fatores que determinam perda de biodiversidade a partir de alteração, homogeneização e perda de habitats (Curado, Hartel e Arntzen 2011). Em um cenário de uso e ocupação da terra pelo homem, manchas de habitat altamente conectadas com outras manchas apresentam maior fluxo gênico entre suas populações, embora a troca de material genético entre indivíduos de diferentes grupos taxonômicos possa ser afetada em graus variáveis por fatores ecológicos distintos. Portanto, a fragmentação espacial dos habitats gerada por atividades humanas pode exercer forte influência na dispersão dos organismos, afetando-os na procura por alimento, parceiros sexuais, abrigo, fuga de predadores (Schtickzelle et al 2007) e na colonização de novas manchas (Bowler e Benton 2005). A falta de conectividade entre diferentes locais depende de quão diferentes são as áreas naturais e as áreas modificadas (Marín et al 2009). Nesse sentido as alterações ambientais de habitats podem funcionar como barreiras para a dispersão dos indivíduos, medida esta bastante utilizada para caracterizar metacomunidades (Leibold et al 2004).

Segundo Wilson (1992), metacomunidade é um conjunto de comunidades locais ligadas pela dispersão de múltiplas espécies, e que estariam potencialmente interagindo. Leibold et al. (2004) propuseram

diferentes modelos teóricos de funcionamento das metacomunidades. No primeiro modelo (*species sorting*), a ocorrência das espécies nas comunidades locais se dá pelas condições ambientais do habitat. No segundo modelo, denominado dinâmica de manchas, a estrutura espacial da distribuição das comunidades irá afetar a dinâmica das populações locais, e algumas espécies presentes em comunidades locais poderão ser excluídas das mesmas por apresentarem menor capacidade competitiva do que outras. Por outro lado, uma alta capacidade de dispersão destas espécies pode garantir sua permanência na metacomunidade. Assim, a “dinâmica de manchas” consiste num balanço entre habilidade competitiva e a dispersão. O terceiro modelo (efeito de massa) explica a ocorrência de espécies mesmo em habitats inapropriados para as mesmas, desde que tais espécies apresentem dispersão eficiente para manter populações nestes habitats. Por fim, o modelo da neutralidade propõe que todas as comunidades locais sejam estruturadas pela dispersão das espécies a partir do conjunto regional de espécies, independentemente de suas características funcionais e capacidade competitiva. Esses modelos nos mostram prováveis formas de interação entre as comunidades locais, e obviamente as comunidades são estruturadas por uma combinação desses modelos (Logue et al. 2011). As alterações de habitats geradas pelo uso e ocupação da terra pelo homem podem funcionar como barreiras para a dispersão dos indivíduos entre comunidades locais (Enfjäll e Leimar 2009), bem como influenciar sua sobrevivência nos habitats. Portanto, espera-se que a ação humana influencie diretamente a dinâmica de metacomunidades.

Embora saibamos que o uso e ocupação da terra pelo homem afeta grande parte dos organismos e ecossistemas, é importante considerarmos que o efeito de fatores antropogênicos é peculiar para cada tipo de organismo e paisagem considerada. As características biológicas e a capacidade de dispersão variam entre as espécies, e a resistência do habitat alterado à dispersão dos organismos entre manchas de habitat muda considerando diferentes tipos de uso da terra (Enfjäll e Leimar 2009).

Declínios populacionais e extinções vêm sendo cada vez mais comuns em anfíbios (Blaustein e Wake 1990, Wake 1991, Blaustein et al 1994, Beebee e Griffiths 2005), e estão relacionados a diversos fatores. Entre esses diferentes fatores podemos citar poluição química, chuva ácida, radiação ultravioleta, introdução de espécies exóticas, doenças e flutuações naturais das populações (Blaustein e Wake 1990, Pechmann et al 1991, Blaustein et al 1994). Além desses, dois outros fatores apresentam destaque nas últimas décadas e estão entre os maiores causadores desses declínios: perda de habitat e fragmentação (Carr e Fahrig 2001, Houlahan e Findlay 2003, Cushman 2006).

A maioria desses trabalhos realizados com anuros, avaliando a perda de habitat em decorrência da utilização do solo, são estudos que utilizam componentes como a diversidade alfa de espécies e abundância (ver Findlay et al 2001, Fredericksen e Fredericksen 2004, Hamer e McDonnell 2008, Wanger et al 2010, Russell e Downs 2012). Essas medidas acabam se tornando problemáticas, pois o “resumo” de uma grande quantidade de informações em alguns índices pode esconder aspectos importantes das comunidades (Cianciaruso et al 2009). Essas medidas acabam possuindo pouco poder de

predição sobre a estrutura e o funcionamento dessas comunidades biológicas (Petchey 2004).

Dessa maneira, novas abordagens que avaliam o papel do parentesco evolutivo, dos atributos ecológicos (funcionais) das espécies tem sido desenvolvidas (Webb et al 2002, Petchey e Gaston 2002, 2006, Cianciaruso et al 2009; Pillar e Duarte 2010) para podermos predizer de forma mais completa o efeito de variáveis ambientais e históricas sobre a distribuição da biodiversidade, e acabam se mostrando com maior poder preditivo sobre os fatores que estruturam as comunidades biológicas (Graham et al 2009, Pillar et al 2009, Mouquet et al 2012). A respeito da diversidade funcional, uma definição bem aceita (e.g., Petchey e Gaston 2002, 2006) é: “o valor e a variação das características das espécies que influenciam o funcionamento das comunidades” (Tilman 2001). Aspectos das histórias de vida e morfologia das espécies podem ser utilizados como características funcionais, e ao serem “transformados” em métricas podem demonstrar como essas características influenciam os processos das comunidades, sem demonstrar dependência com as relações filogenéticas dos organismos em questão (Cianciaruso et al 2009, Sobral e Cianciaruso 2012). Tanto a competição e os filtros ambientais (processos contemporâneos), como a atuação de barreiras geográficas (processos históricos e evolutivos), podem ser inferidos como estruturantes das comunidades em diferentes escalas através dessas medidas de diversidade (Webb et al 2002, Graham et al 2009, Leibold et al 2010). Esses filtros ambientais poderiam surgir em decorrência das alterações antropogênicas, que modificam os ambientes e os utilizam de diferentes formas. Dessa forma, essas alterações estariam influenciando as espécies que utilizam essas áreas como



fonte de recursos, abrigo e refúgio.

Os Campos naturais associados a Mata Atlântica é um tipo e fitofisionomia comum nos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (Overbeck et al., 2007), e pode ser definida com uma estrutura herbácea com elementos arbustivos e lenhosos com ocorrência de floresta com araucaria (Maack, 2012). Essa formação natural representa uma fitofisionomia remanescente do Pleistoceno (Behling, 2002), que após uma drástica mudança no clima, se tornando mais quente e úmido, apresentou uma expansão da floresta com araucária deixando a paisagem em um mosaico entre campo e floresta. (Behling & Pillar, 2007).

A Mata Atlântica é o bioma mais devastado e ameaçado do Brasil, possui apenas 14% da sua vegetação original (Ribeiro et al 2009) e apresenta comunidades de anfíbios extremamente diversificadas e complexas (Haddad et al., 2008). Apresenta grande heterogeneidade estrutural, com diversos tipos de formações geológicas e fitofisionomias e grande variação longitudinal, latitudinal, altitudinal e climática (Morellato e Haddad 2000, Ribeiro et al 2009). Tais fatores contribuem para a existência, por exemplo, de uma grande diversidade de anfíbios (Haddad et al 2013). Mais de 50% das espécies registradas no Brasil ocorrem na Mata Atlântica, sendo que quase 90% são endêmicas desse bioma (Haddad et al., 2013). No entanto, muito pouco se conhece sobre os anfíbios dos campos naturais da Mata Atlântica distribuídos ao longo dos planaltos interioranos (Crivellari et al., 2012; Santos et al., 2014).

Assim, com o objetivo de entender um pouco mais sobre a influência dos diferentes tipos de uso do solo sobre diferentes comunidades de anfíbios

anuros, esta tese está estruturada e apresenta esta introdução geral, dois capítulos seguintes e conclusões finais. O primeiro capítulo apresenta uma revisão da literatura, onde apresento e discuto sobre as métricas utilizadas em trabalhos que investigam a influência de usos do solo sobre as comunidades de anfíbios. No segundo capítulo eu analiso como alguns diferentes tipos de uso do solo, como urbanização, pecuária e agricultura, influenciam na riqueza, abundância, diversidade taxonômica e diversidade funcional em comunidades de anuros em Campos Naturais e Mata Atlântica no Paraná. Nas conclusões finais eu apresento e resumo as principais conclusões da tese aqui apresentada.

## Referências Bibliográficas

Blaustein AR, Wake DB (1990) Declining amphibian populations: A global phenomenon? *Trends in Ecology and Evolution*, 5: 203 – 204.

Blaustein AR, Wake DB e Sousa WP (1994) Amphibian decline: Judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology*, 8 (1): 60 – 71.

Beebee TJC, Griffiths RA (2005) The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology?. *Biological Conservation*, 125: 271–285.

Bowler DE, Benton TG (2005) Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics. *Biological Reviews*, 80: 205–225.

Carr LW, Fahrig L (2001) Effect of road traffic on two amphibian species of different vagility. *Conservation Biology*, 15 (4): 1071–1078.

Cienciaruso MV, Silva IA, Batalha MA (2009) Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, Campinas, 9: 1-11

Curado N, Hartel T, Arntzen JW (2011) Amphibian pond loss as a function of landscape change e a case study over three decades in an agricultural area of northern France. *Biological Conservation*, 144: 1610 - 1618.

Cushman SA (2006) Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128: 231 – 240.

- Crivellari, LB, Leivas, PT, César, JLM, Gonçalves, DS, Mello, CM, Rossa-Feres, DC e Conte, CE (2014) Amphibians of grasslands in the state of Paraná, southern Brazil (Campos Sulinos). *Herpetology Notes* 7: 639–654.
- Enfjäll K, Leimar O (2009) The evolution of dispersal – the importance of information about population density and habitat characteristics. *Oikos*, 118: 291-299.
- Findlay CS, Lenton J, Zheng L (2001) Land-use correlates of anuran community richness and composition in southeastern Ontario wetlands. *Ecoscience*, 8 (3): 336 – 343.
- Fredericksen NJ e Fredericksen TS (2004) Impacts of selective logging on amphibians in a Bolivian tropical humid forest. *Forest Ecology and Management*, 191: 275 – 282.
- Haddad, CFB, Toledo, LF, Prado, CPA, Loebmann, D, Gasparini, JL e Sazima, I (2013) *Guia dos anfíbios da Mata Atlântica: diversidade e biologia*. Anolis Books, São Paulo.
- Hamer AJ e McDonnell (2008) Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. *Biological Conservation*, 141: 2432 – 2449.
- Houlahan JE e Findlay CS (2003) The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 1078–1094.
- Leibold MA, Economo EP e Perez-Neto P (2010) Metacommunity phylogenetics: separating the roles of environmental filters and historical biogeography. *Ecology Letters*, 13: 1290–1299.

- Leibold MA, Holyoak M, Mouquet N, Amarasekare P, Chase JM, Hoopes MF, Holt RD, Shurin JB, Law R, Tilman D, Loreau M, Gonzalez A (2004) The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7: 601–613.
- Logue JB, Mouquet N, Peter H, Hillebrand H, The Metacommunity Working Group (2011) Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends in Ecology & Evolution*, 26 (9): 482-491.
- Marín L, León-Cortés JL, Stefanescu C (2009) The effect of an agro-pasture landscape on diversity and migration patterns of frugivorous butterflies in Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 18: 919-934.
- Millenium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington DC.
- Mouquet N, Devictor V, Meynard CN, Munoz F, Bersier LF, Chave J, Coueron P, Dalecky A, Fontaine C, Gravel D, Hardy OJ, Jabot F, Lavergne S, Leibold M, Mouillot D, Münkemüller T, Pavoine S, Prinzing A, Rodrigues ASL, Rohr RP, Thébault E, Thuiller W (2012) Ecophylogenetics: advances and perspectives. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 87:769–785
- Pechmann JHK, Scott RD, Semlitsch RD, Caldwell JP, Vitt LJ, Gibbons JW (1991) Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science*, 253: 892–985.
- Petchey OL, Hector A, Gaston AJ (2004) How do different measures of functional diversity perform? *Ecology* 85 (3): 847 – 857.

- Petchey OL, Gaston KJ (2006) Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9 (6): 741-758.
- Petchey OL, Gaston KJ (2002) Functional Diversity (FD), species richness, and community composition. *Ecology Letters*, 5(3): 402-411.
- Pillar VP, Duarte, LS (2010) A framework for metacommunity analysis of phylogenetic structure. *Ecology Letters*, 13: 587 – 596.
- Pillar VD, Duarte LDS, Sosinski EE, Joner F (2009) Discriminating trait-convergence and trait divergence assembly patterns in ecological community gradients. *Journal of Vegetation Science*, 20: 334-348.
- Ribeiro MC, Metzger J.P, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153.
- Russel C, Downs CT (2012) Effect of land use on anuran species composition in north-eastern KwaZulu-Natal, South Africa. *Applied Geography* 35: 247 – 256.
- Santos, T.G., Iop, S., Alves, S. da Silva. (2014): Anfíbios dos Campos Sulinos: diversidade, lacunas de conhecimento, desafios para conservação e perspectivas. *Herpetologia Brasileira* 2: 51-59.
- Schtickzelle N, Augustin J, Van Dyck H, Baguette M (2007) Quantitative analysis of changes in movement behaviour within and outside habitat in a specialist butterfly. *BMC Evolutionary Biology*, 7(4): 1471-2148.

Sobral FL, Cianciaruso MV (2012) Estrutura filogenética e funcional de assembleias: (re)montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais. *Bioscience Journal* 28(4): 617-631.

Tilman D. (2001) Functional diversity. In *Encyclopedia of Biodiversity* (S.A. Levin, ed.). Academic Press, San Diego, p. 109-120.

Wanger TC, Iskandar DT, Motzke I, Brook BW, Sodhi NJ, Cloughy, Tscharntke, BW (2010) Effects of Land-Use Change on Community Composition of Tropical Amphibians and Reptiles in Sulawesi, Indonesia. *Conservation Biology*, 24 (3): 795 – 802.

Wake DB (1991) Declining amphibians populations. *Science*, 253: 860.

Webb CO, Ackerly DD, Mcpeck MA, Donoghue MJ (2002) Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 33: 475-505.

Wilson DS (1992) Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. *Ecology*, 73: 1984-2000.

## CAPÍTULO I

Artigo formatado para a revista Journal of Herpetology

JOURNAL OF HERPETOLOGY

Evaluating Land Use Effect on Amphibian Communities

Thiago A. L. Oliveira<sup>1,3</sup>, Ricardo J. Sawaya<sup>2</sup>, and Leandro D. S. Duarte<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Avenida Bento Gonçalves, 9500, 91501-970, Centro de Ecologia, Prédio 43411, Sala 213*

<sup>2</sup>*Setor de Ecologia e Biologia Evolutiva, Universidade Federal de São Paulo, Rua Prof. Artur Riedel, 275, 09972-270 Diadema, São Paulo*

<sup>3</sup>*Corresponding author. E-mail: thiago.aloliveira@gmail.com*

LRH: Oliveira et al.

RRH: Land Use on Amphibian Communities



Abstract. – Habitat loss and fragmentation are the main causes of amphibian extinctions worldwide. This situation is closely related to human population growth and the consequent search for new areas for agriculture and urban expansion. Several papers have analyzed the effects of different types of land use on anuran communities with an emphasis on traditional metrics related to species diversity. We present a review of studies evaluating the impacts of land use on amphibians from the past 18 years and seek to answer the following questions: i – What is the current knowledge of the effects of land use and occupation on anuran diversity? ii – How do different types of land use affect anuran communities? Finally, we discuss other ways of evaluating the effects of land use and occupation on the diversity of anuran amphibians. We searched for studies in the database of Web of Science. The great majority of studies used species richness and abundance to evaluate the impact of different types of land use. We observed a negative effect of all types of land use on species richness, however, the effect of land use on functional and phylogenetic diversity are still little explored. Future studies that incorporate the components of phylogenetic and functional diversity can produce results that are more effective at supporting conservation policies for amphibians.

*Key words:* Anthropogenic Habitats; Biodiversity and Conservation; Functional Diversity; Literature Review; Phylogenetic Diversity.

### Introduction

The world population has increased by nearly 26% to the current mark of approximately 7.3 billion people in the past 20 years (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division 2015). The

estimative for population growth for the next 15 years is around 19%, accumulating with an increase of more than 50% in 40 years and resulting in a population of approximately 8.5 billion people worldwide (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division 2015). This rapid increase will require the occupation of additional natural areas to address human needs (e.g. Copque *et al.* 2011). Thus, the conflict between human population growth and land occupation versus the persistence of species becomes increasingly intense.

In this context, anuran amphibians are a group of terrestrial vertebrates that have experienced high rates of species extinction in recent years (Blaustein *et al.* 1993; Young *et al.* 2001; Stuart *et al.* 2004; Beebee & Griffiths 2005; IUCN 2015). The causes of these extinctions are diverse, including emerging diseases, such as that caused by the fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* (Daszak *et al.* 2003), exposure to ultraviolet radiation (Blaustein *et al.* 2003), climate change (Carey & Alexander 2003), introduction of exotic species (Kats & Ferrer 2003) and agrochemical contaminants (Hayes *et al.* 2002). In addition to these factors, and with much more profound effects, are the two main causes of amphibian species loss, namely habitat loss and fragmentation (Marsh & Trenham 2001; Becker *et al.* 2007). Habitat loss and fragmentation of natural areas caused by deforestation are directly related to human activities (Metzger 2009). Among the most common human activities directly related to species loss are agriculture, extensive farming and the expansion of urban centers (Bariani *et al.* 2011).

Besides the direct effect on the extinction of species, habitat loss and fragmentation also influence amphibian communities in other ways. The

exploitation of native areas leads to changes in local species richness and abundance (Pineda & Halffter 2004; Rodríguez-Mendoza & Pineda 2010; Santos-Barrera & Urbina-Cardona 2011; Kurz *et al.* 2014). Changes in community structure may cause a decrease in local diversity. The dispersal of individuals of fragmented areas is also limited by human activities that negatively affect gene flow and the genetic structure of populations (Becker *et al.* 2007; Dixo *et al.* 2009; Emel & Storfer 2012).

Depending on the type and intensity of land use, communities will respond in different ways. Several studies have examined the effects of land use and occupation by different types of human activities on a variety of diversity metrics of anuran species (e.g. Fredericksen & Friedericksen 2004; Pillsbury & Miller 2008; Cubides & Cordona 2011; Murrieta-Galindo *et al.* 2013). The great majority of these studies use more traditional metrics of diversity such as species richness and relative abundance. Based on these studies, we can observe either positive or negative effects of human activities on species richness and abundance (Pineda & Halffter 2004; Ficetola *et al.* 2007; Suazo-Ortuño 2008; Kudavidanage *et al.* 2012; Pethiyagoda Jr & Manamendra-Arachchi 2012; Murrieta-Galindo *et al.* 2013; Sanchez *et al.* 2013).

Species richness and relative abundance have been used for a long time and are of great importance for understanding ecological processes and conservation of natural areas, but they can also hide important aspects of local communities. Although there is a discussion about these metrics having little predictive power with regard to the structure and functioning of biological communities (Petchey *et al.* 2004; Cianciaruso *et al.* 2009), some measures can present some redundancy due to the effects of sampling influenced by

species richness gradients (Stevens & Tello 2014). On the other hand, analyses combining phylogenetic information, functional attributes of species, environmental variables and biogeographic factors have been widely used and have resulted in more comprehensive and objective approaches to understanding the factors that structure communities (e.g. Graham *et al.* 2009; De Bello *et al.* 2010; Meynard *et al.* 2011; Mouquet *et al.* 2012). Functional diversity seeks to understand how variation in species characteristics influences the functioning of communities (Tilman 2001), whereas phylogenetic diversity allows the evaluation of the influence of evolutionary history on the structure of communities (Magurran 2004; Sobral & Cianciaruso 2012; Gerhold *et al.* 2015).

In this study, we reviewed the scientific literature for studies that evaluated the effects of land use and occupation on different aspects of diversity and abundance of anurans worldwide since 1945 (all Web of Science database). We explored the following questions: (i) What is the current knowledge of the effects of land use and occupation on anuran diversity? (ii) – How do different types of land use affect anuran communities? Finally, we discuss other ways of evaluating the effects of land use and occupation on the diversity of anuran amphibians.

#### Material and Methods

The compilation of information on the relationship between land use and occupation and the richness, abundance and diversity of anuran amphibians covered the period of the last 72 years (1945 – 2017). We consider diversity to be a broad term because different studies use different metrics to describe it. For instance, the most obvious example of a diversity metric is the number of species in a community (richness). But diversity can also be measured by the combination of species richness and relative abundance of the species in the

community, like Shannon-Wiener and Simpson's indices (Hill 1973), with variable weight being given to richness and abundance or evenness (Anand & Orłóci 2000). Herein when we use the term abundance we are referring to the absolute abundance of individuals. The diversity metrics included in the survey were: richness, abundance, composition, diversity, functional diversity and phylogenetic diversity. We used the "Web of Science" as a database and conducted searches using the following keywords and algorithm: [(toads\* OR amphibians\* OR anurans\* OR herpetofauna\*) AND (pasture\* OR agricultur\* OR plantation\* OR landscape\* OR land-use\* OR urban\*) AND (diversity\* OR composition\* OR richness\* OR abundance\* OR functional\* OR phylogenetic\*)].

From the items found we selected only those that analyzed effects on the metrics (positive, negative, none) and that focused only on amphibians. The following information was compiled: author(s), year of publication, title, metric used (alpha and/or beta diversity, functional diversity, richness and abundance), types of land use and/or occupation (e.g. plantation, logging, grazing, urbanization), effect of use (positive, negative, none) and region of the study (reserve, city, state or country).

To demonstrate the differences between the increasing number of papers using traditional diversity metrics and those using phylogenetic and functional diversity, we changed the search across the Web of Science database. We did searches by adding and removing keywords: removing the words "functional" and "phylogenetic" [(toads\* OR amphibians\* OR anurans\* OR herpetofauna\*) AND (pasture\* OR agricultur\* OR plantation\* OR landscape\* OR land-use\* OR urban\*) AND (diversity\* OR composition\* OR richness\* OR abundance\*)] and using only the words "functional" and

"phylogenetic" ([[toads\* OR amphibians\* OR anurans\* OR herpetofauna\*] AND (pasture\* OR agricultur\* OR plantation\* OR landscape\* OR land-use\* OR urban\*) AND (functional\* OR phylogenetic\*)]). The results were plotted on a histogram for better visualization.

To analyze the association between the effects of different types of land use and the diversity of anurans, considering the different types of metrics used, we fitted generalized linear models (GLMs) with binomial error distribution (Crawley 2007). The analyses were performed in R program (R Development Core Team 2012) using the 'glm' function. We considered values of  $P \leq 0.05$  to be significant.

## Results

Data collection resulted in 133 articles that met the search criteria (Table S1).

Considering all 133 articles (Table 1), 53.15% of the results were related to species richness, 30.63% to abundance, 15.276% to diversity, only 0.04% analyzed functional diversity and no study used phylogenetic diversity. More than two thirds of the results ( $n=7150$  67.5%) reported some negative effect of different forms of land use on the richness, abundance and diversity of species. Twenty-three results (23.4%) showed neutral results, meaning no influence on the communities, and only 20 (9%) demonstrated a positive effect of land use on some of the metrics of biodiversity of anurans (Figure S1). Almost all of the articles (99.5%) used traditional diversity metrics, which included species richness, abundance and composition. A single article (Ernst *et al.* 2006) reported a negative effect of land use on the functional diversity of frogs. The increasing numbers of papers using traditional diversity metrics up to March

2017, and the differences between the increase in these papers in relation to the papers that use phylogenetic and functional diversity are represented in the histogram (Figure S2).

GLM test showed differences between the different types of land use and the effects on the metrics analyzed. Agriculture and "others" had a significant negative effect on species richness ( $p= 0.004$  and  $0.04$ , respectively).

Urbanization had a significant negative effect ( $p= 0.018$ ) only on abundance in the studies analyzed. For diversity no metrics used had a significant negative effect (Table 1).

Table 1.

#### Discussion

Although the majority of the results showed a negative effect of the different types of land use on the diversity metrics used, these different types influence in different ways the amphibian communities. Agriculture and "others" (e.g. logging and fire) can present a simplified structure and an environment more conducive to the permanence and dispersion of generalist species (Silva *et al.* 2012; Moreira & Maltchik 2014; Gillespie *et al.* 2015). In the other hand, urbanization can be a key factor in the frequency of encounters, caused by a possible decrease in abundance, of the anurans that reproduce in puddles (Villaseñor *et al.* 2017).

Despite this, there is a small but interesting set of studies that showed a positive effect (e.g. Pineda & Halffter 2004; Murrieta-Galindo *et al.* 2013; Sanchez *et al.* 2013). For instance, in an environment similar to an agroforest system where plantations are shaded by some native trees, shaded coffee plantations provide environments that are protected from solar radiation, and can provide a greater quantity of microhabitats for anurans (Pineda & Halffter

2004). Furthermore, Sanchez *et al.* (2013) found greater anuran abundance and evenness in disturbed areas because of the development of natural vegetation and the presence of shelters as a result of the existence of local water bodies, probably provided conditions to the vegetation secondary growth. These positive results are closely linked to favorable conditions that arise in these areas such as shelter, protection from radiation and the presence of places for reproduction, and not necessarily the direct effect of different types of land use.

Even with the increase in the last 25 years in the number of studies that use the metrics of functional and phylogenetic diversity, the effects of different types of land use continue to be tested using the more traditional metrics such as richness and abundance. Few studies have used functional or phylogenetic measures in their analyses (but see Ernst *et al.* 2006; Brum *et al.* 2013). The conclusions reached by these few studies, as well as the limited number of these types of studies in relation to those that use traditional metrics, indicate that functional and phylogenetic dimensions need to be urgently incorporated into studies that assess the impact of human activities on anuran communities.

Ernst *et al.* (2006) found different results in comparing areas of preserved forest and logging in different regions of the world. At the Reserva Florestal de Mabura Hill in South America, the pattern of species richness and functional diversity was similar among preserved and disturbed sites, although both species richness and diversity were greater in preserved forests. On the other hand, in Tai National Park (West Africa), species richness was similar in areas of preserved forest and areas of logging, but functional diversity was higher in the preserved forest.



Different types of land use also can affect the phylogenetic structure of a region. Brum *et al.* (2013) found that areas with different types of land use, including cities and villages, affect the spatial distribution of anuran lineages that occur in each region, which influences endemism and the number of endangered species. On the other hand, the authors found no association between species richness and the type of land use. Therefore, valuable information on the effect of human land use and occupation is being largely ignored to date, thereby limiting the interpretation of the real impact of human activities on anurans.

Current knowledge suggests that the concordance among the responses of taxonomic (i.e., species), phylogenetic and functional diversity to different factors may be not linear, although these dimensions of diversity are not completely independent from each other, a negative effect of a given factor on species richness might not occur for functional diversity. These metrics may respond in different ways to land use and occupation gradients and climate change scenarios (e.g. Loyola *et al.* 2013; Trimble & Aarde 2014). Along a gradient of land use, species richness of amphibians showed no significant changes, but losses of functional groups were observed in plantations and crops (Trimble & Aarde 2014). Loyola *et al.* (2013) found a decrease in the amphibian species richness and diversity from present to modeled future climatic regimes; nonetheless the authors also found increased phylogenetic diversity as response to climate change.

These inconsistencies are also found for other groups of animal and plant communities along gradients of disturbance and stress (Frishkoff *et al.* 2014; Cisneros *et al.* 2015; Giehl & Jarenkow 2015). Taxonomic, functional and

phylogenetic diversity were not good proxies for each other in evaluating the effects of the conversion and fragmentation of habitat on bat communities, which responded in different ways depending on the season and the landscape configuration (Cisneros *et al.* 2015). For birds, species richness showed no significant differences between areas of forest and areas with agriculture, but phylogenetic diversity was lower in the agricultural areas (Frishkoff *et al.* 2014). Further, species richness and phylogenetic diversity provide little information about the ecological function of ecosystems (Giehl & Jarenkow 2015) and were weakly correlated with functional diversity (Cottenie 200; Pavoine *et al.* 2013). Giehl & Jarenkow (2015) concluded that stress and disturbance gradients determine functionally and phylogenetically distinct communities, and that such differences cannot be predicted by species richness and composition alone.

We conclude that the different types of land use affect in different ways the different metrics used in the reviewed articles, and that the effects of the different types of land use and occupation on functional and phylogenetic diversity are still little explored. Understanding the effects of different land uses, considering the decline of amphibian populations (Stuart *et al.* 2004; Collins 2010), and what land use affects the diversity of amphibians globally (Hof *et al.* 2011), can be better achieved using the available metrics of functional and phylogenetic diversity. In addition, we observed that in tropical environments, which present greater species richness, there is a concentration of studies in the Americas. Thus, there is a shortage of works in other regions that also have great diversity of anurans, such as Asia and Africa, which should receive more attention.

Finally, we suggest that the metrics of functional and phylogenetic diversity should be used when comparing different types of agriculture and agroforestry systems, sites for grazing and urban centers, taking into account local variables of vegetation structure and features of the landscape. These studies should be carried out in all regions and biomes, but mainly in areas of high population and intense land use. New evidence might provide the basis for more scientifically sound conservation policies and thus more efficient to more effective conservation of amphibians worldwide.

Acknowledgments. – TALO thanks Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) for financial support and Bruno Rodrigues Ginciene for help with ArcGIS. RJS also thanks Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) and Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) for financial support. LDSD research activities have been supported by CNPq (grants 445713/2014-3 and 307886/2015-8)

#### Literature Cited

- Anand, M. and L. Orlóci. 2000. On hierarchical partitioning of an ecological complexity function. *Ecological Modelling*. 132:51-62.
- Bariani, N.M.V., A. Zanella., P.C. Pazdiora, C.J.M.V. Bariani, M.F. Valim and R.D. Felice. 2011. Sistema integrado de monitoramento ambiental baseado no Spring: SIMA-S. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, INPE, p.0497.

- Becker, C.G., C.R. Fonseca, C.F.B. Haddad, R.F. Batista and P.I. Prado. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science*. 318:1775-1777.
- Beebee, T.J.C. and R.A. Griffiths. 2005. The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation* 125:271-285.
- Blaustein, A.R., D.B. Wake and W.P. Souza. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology* 8 :60-71.
- Blaustein, A.R., J.M. Romansic, J.M. Kiesecker and A.C. Hatch. 2003. Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. *Diversity and Distributions* 9:123-140.
- Brum, F.T., L.O. Gonçalves, L. Cappelatti, M.B. Carlucci, V.J. Debastiani, E.S. Salengue, G.D.S. Seger, C. Both, J.B. Bernardo-Silva, R.D. Loyola and L. S. Duarte. 2013. Land use explains the distribution of threatened New World amphibians better than climate. *PLoS ONE* 8:e60742.
- Carey, C. and M.A. Alexander. 2003. Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distributions* 9:111-121.
- Cianciaruso, M.V., I.A. Silva and M.A. Batalha. 2009. Diversidade filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9:93-103. <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/en/abstract?article+bn01309032009>.
- Cisneros, L.M., M.E. Fagan and M.R. Willig. 2015. Effects of human-modified landscapes on taxonomic, functional and phylogenetic dimensions of bat biodiversity. *Diversity and Distributions* 21:523-533.

- Collins, J.P. 2010. Amphibian decline and extinction: What we know and what we need to learn. *Diseases of Aquatic Organisms* 92:93-99.
- Copque, A.C.S.M., F.A. Souza, D.V.C. Santos and R.C. Paixão. 2011. Expansão urbana e redução de áreas verdes na localidade do Cabula VI região do miolo da cidade de Salvador, Bahia. *Anais XV Simpósio de Sensoriamento Remoto – SBSR, Curitiba, INPE*, p. 0706.
- Cottenie, K. 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters* 8:1175-1182.
- Cubides, P.J.I. and J.N.U. Cardona. 2011. Anthropogenic disturbance and edge effects on auran assemblages inhabiting cloud forest fragments in Colombia. *Natureza & Conservação* 9:39-46.
- Daszak, P., A.A. Cunningham and A.D. Hyatt. 2003. Infectious disease and amphibian population declines. *Diversity and Distributions* 9:141-150.
- De Bello, F., S. Lavorel, S. Díaz, R. Harrington, J.H.C. Cornelissen, R.D. Bardgett, M.P. Berg, P. Cipriotti, C.K. Feld, D. Hering, P.M. Silva, S.G. Potts, L. Sandin., J.P. Souza, J. Storkey, D.A. Wardle and P.A. Harrison. 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation* 19:2873-2893.
- Dixo, M., J.P. Metzger, J.S. Morgante and K.R. Zamudio. 2009. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Biological Conservation* 142:1560-1569.
- Emel, S.L. and A. Storfer. 2012. A decade of amphibian population genetics studies: synthesis and recommendations. *Conservation Genetics* 13:1685-1689.

- Ernst, R., K.E. Linsenmair and M.O. Rödel. 2006. Diversity erosion beyond the species level: Dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biological Conservation* 133:143-155.
- ESRI – Environmental Systems Research Institute, Inc. ArcGIS Professional GIS for the desktop, version 9.2. Software. 2006.
- Ficetola, G.F., R. Sacchi, S. Scali, A. Gentili, F. De Bernardi and P. Galeotti. 2007. Vertebrates respond differently to human disturbance: implications for the use of a focal species approach. *Acta Oecologia* 31:109-118.
- Fredericksen, N.J. and T.S. Fredericksen. 2004. Impacts of selective logging on amphibian in a Bolivian tropical humid forest. *Forest Ecology and Management* 191:275-282.
- Frishkoff, L.O., D.S. Karp, L.K. M'Gonigle, C.D. Mendenhall, J. Zook, C. Kremen, E.A. Hadly and G.C. Daily. 2015. Loss of avian phylogenetic diversity in neotropical agricultural systems. *Science* 345:1343-1346.
- Gerhold, P., J.F. Cahill, M. Winter, I.P. Bartish and A. Prinzing. 2015. Phylogenetic patterns are not proxies of community assembly mechanisms (they are far better). *Functional Ecology* 29:600-614.
- Giehl, E.L.H. and J.A. Jarenkow. 2015. Disturbance and stress gradients result in distinct taxonomic, functional and phylogenetic diversity patterns in a subtropical riparian tree community. *Journal of Vegetation Science* 26:889-901.
- Graham, C.H., J.L. Parra, C. Rahbek J.A. Mcguire. 2009. Phylogenetic structure in tropical hummingbird communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:19673–78.

Hayes, T.B., A. Collins, M. Lee, M. Mendoza, N. Noriega, A.A. Stuart, A. Vonk. 2002. Hermaphroditic, demasculinized frogs after exposure to the herbicide atrazine at low ecologically relevant doses. *Proceedings of the National Academy of Science* 99: 5476-80.

Hof, C., M.B. Araújo, W. Jetz and C. Rahbek. 2011. Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. *Nature* 480:516-521.

International Union for Conservation of Nature (IUCN) and NatureServe. 2015. *An Analysis of Amphibians on the 2015 IUCN Red List* <[www.iucnredlist.org/amphibians](http://www.iucnredlist.org/amphibians)>. Downloaded on 24 September 2015.

International Union for Conservation of Nature (IUCN), Conservation International, and NatureServe. 2006. *Global Amphibian Assessment*. [www.iucnredlist.org/amphibians](http://www.iucnredlist.org/amphibians). Digital media.

Kats, L.B. and R.P. Ferrer. 2003. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and Distributions* 9:99-110.

Kudavidanage, E.P., T.C. Wanger, C. Alwis, S. Sanjeewa and S.W. Kotagama. 2012. Amphibian and butterfly diversity across a tropical land-use gradient in Sri Lanka; implications for conservation decision making. *Animal Conservation* 15:256-265.

Kurz, D.J., A.J. Nowakowski, M.W. Tingley, M.A. Donnelly and D.S. Wilcove. 2014. Forest-land use complementarity modifies community structure of a tropical herpetofauna. *Biological Conservation* 170:246-255.

- Loyola, R.D., P. Lemes, F.T. Brum, D.B. Provete and L.D.S. Duarte. 2013. Clade-specific consequences of climate change to amphibians in Atlantic Forest protected areas. *Ecography* 36:1-8.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Science Ltd. 256p.
- Marsh, D.M. and P.C. Trenham. 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15:40-49..
- Metzger, J.P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142:1138-1140.
- Meynard, C.N., V. Devictor, D. Mouillot, W. Thuiller, F. Jiguet and N. Mouquet. 2011. Beyond taxonomic diversity patterns: how do  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$  components of bird functional and phylogenetic diversity respond to environmental gradients across France? *Global Ecology and Biogeography* 20:893-903.
- Mouquet, N., V. Devictor, C.N. Meynard, F. Munoz, L. Bersier, J. Chavê, P. Couteron, A. Dalecky, C. Fontaine, D. Gravel, O.J. Hardy, F. Jabot, S. Lavergné, M. Leibold, D. Mouillot, T. Münkemüller, S. Pavoine, A. Prinzing, A.S.L. Rodrigues, R.P. Rohr and W. Thebault. 2012. Ecophylogenetics: advances and perspectives. *Biological Reviews* 87:769–785.
- Murrieta-Galindo, R., F. López-Barrera, A. González-Romero, G. Parra-Olea. 2013. Matrix and habitat quality in a montane cloud-forest landscape: amphibians in coffee plantations in central Veracruz, Mexico. *Wildlife Research* 40:25-35.
- Pavoine, S., A. Gasc, M.B. Bonsall and N.W.H. Mason. 2013. Correlations between phylogenetic and functional diversity: mathematical artefacts or



true ecological and evolutionary processes? *Journal of Vegetation Science* 24:781-793.

Petchey, O.L., A. Hector and A.J. Gaston. 2004. How do different measures of functional diversity perform? *Ecology* 85:847-857.

Pethiyagoda, Jr R.S. and K. Manamendra-Arachchi. 2012. Endangered anurans in a novel forest in the highlands of Sri Lanka. *Wildlife Research* 39: 641-648.

Pillsbury, F.C. and J.R. Miller. 2008. Habitat and landscape characteristics underlying anuran community structure along an urban-rural gradient. *Ecological Applications* 18:1107-1118.

Pineda, E. and G. Halffter. 2004. Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation* 117:499-508.

R Development Core Team. 2012. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Rodríguez-Mendoza, C. and E. Pineda. 2010. Importance of riparian remnants for frog species diversity in a highly fragmented rainforest. *Biology Letters* 6:781-784.

Sala, O.E., F.S. Chapin III, J.J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L.F. Huenneke, R.B. Jackson, A. Kinzing, R. Leemans, D.M. Lodge, H.A. Mooney, M. Oesterheld, N.L. Poff, M.T. Sykes, B.H. Walker, M. Walker and D.H. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Nature* 287:1770-1774.

- Sanchez, L.C., P.M. Peltzer, R.C. Lajmanovich, A.S. Manzano, C.M. Junges, A.M. Attademo. 2013. Reproductive activity of anurans in a dominant agricultural landscape from central-eastern Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84:912-926.
- Santos-Barrera, G. and N. Urbina-Cardona. 2011. The role of the matrix-edge dynamics of amphibian conservation in tropical montane fragmented landscape. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:679-687.
- Stevens, R.D. and J.S. Tello. 2014. On the measurement of dimensionality of biodiversity. *Global Ecology and Biogeography* 23:1115-1125.
- Stuart, S.N., J.S. Chanson, N.A. Cox, B.E. Young, A.S.L. Rodrigues, D.L. Fischman and R.W. Waller. 2004. Status and trends of amphibians declines and extinctions worldwide. *Science* 306:1783-1785.
- Suazo-Ortuño, I., J. Alvarado-Díaz and M. Martínez-Ramos. 2008. Effects of conservation of dry tropical forest to agricultural mosaic on herpetofaunal assemblages. *Conservation Biology* 22:362-374.
- Tilman, D. 2001. Functional diversity. In *Encyclopedia of Biodiversity* (S.A. Levin, ed.). Academic Press, San Diego, p. 109-120.
- Trimble, M.J. and R.J. Van Aarde. 2014. Amphibian and reptile communities and functional groups over a land-use gradient in a coastal tropical forest landscape of high richness and endemism. *Animal Conservation* 17:441-453.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2015. *World Population Prospects: The 2015 Revision, Key Findings and Advance Tables*. Working Paper No. ESA/P/WP.241.

Villaseñor, N.R., D.A. Driscoll, P. Gibbons, A.J.K. Calhoun and D.B.

Lindenmayer. 2017. The relative importance of aquatic and terrestrial variables for frogs in an urbanizing landscape: Key insights for sustainable urban development. *Landscape and Urban Planning* 157:26-35.

Young, B.E., K.R. Lips, J.K. Rease, R. Ibáñez, A.W. Salas, J.R. Cedeño, L.A.

Coloma, S. Ron, E.L. Marca, J.R. Meyer, A. Muñoz, F. Bolaños, G.

Chaves, A.D. Romo. 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology* 15:1213-1223.

Zar, J.H. 2010. *Biostatistical Analysis*. Pearson prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ, 5 ed., 944 pp.

Tables

Table 1. Glm test for the effects of the different types of land use on analyzed metrics. p: significance; \*significant values)

| Metric    | Type of use       | Estimate | Std. Error | z Value | p      |
|-----------|-------------------|----------|------------|---------|--------|
| Richness  | Agriculture       | 1.558    | 0.550      | 2.832   | 0.004* |
|           | Outros            | -1.221   | 0.623      | -1.960  | 0.049* |
|           | Livestock/pasture | -0.998   | 0.706      | -1.413  | 0.157  |
|           | Urbanization      | -0.559   | 0.705      | -0.793  | 0.427  |
| Abundance | Agriculture       | -0.336   | 0.585      | -0.575  | 0.565  |
|           | Outros            | 0.806    | 0.710      | 1.134   | 0.256  |
|           | Livestock/pasture | 1.292    | 0.787      | 1.641   | 0.100  |
|           | Urbanization      | 2.821    | 1.194      | 2.363   | 0.018* |
| Diversity | Agriculture       | 1.791    | 1.080      | 1.659   | 0.097  |
|           | Outros            | -0.780   | 1.227      | -0.635  | 0.525  |
|           | Livestock/pasture | -0.944   | 1.281      | -0.737  | 0.461  |
|           | Urbanization      | -1.791   | 1.472      | -1.217  | 0.223  |

## Figures

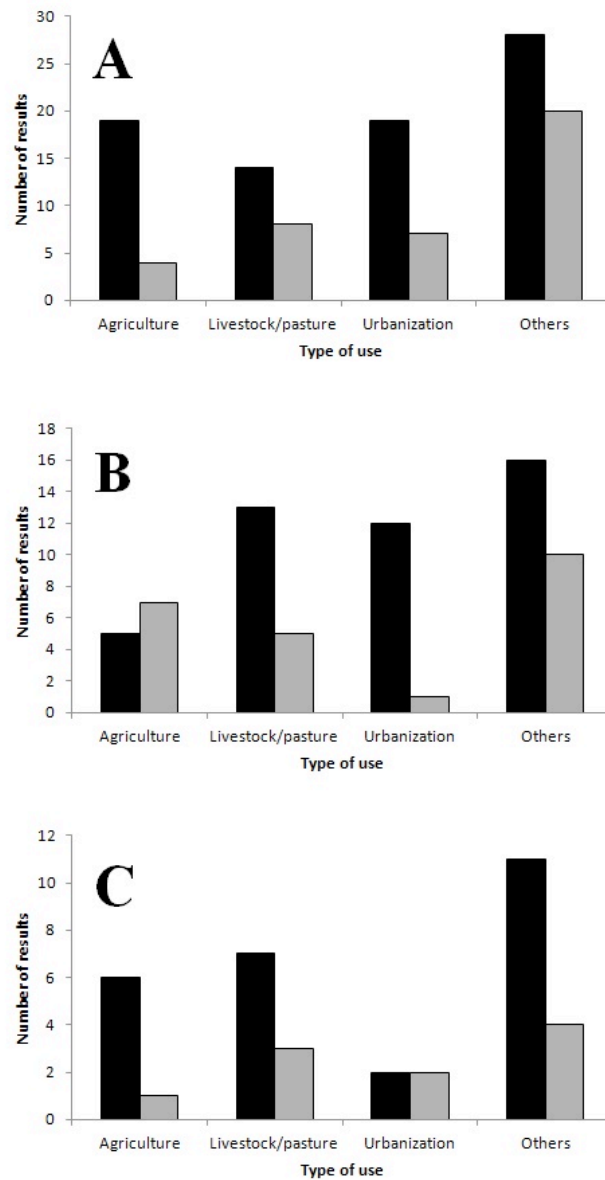


FIG. 1. – Number of results in relationship with each type of land use. A – Richness; B – Abundance; C – Diversity. Black bars: Negative results. Grey bars: Positive end none results.

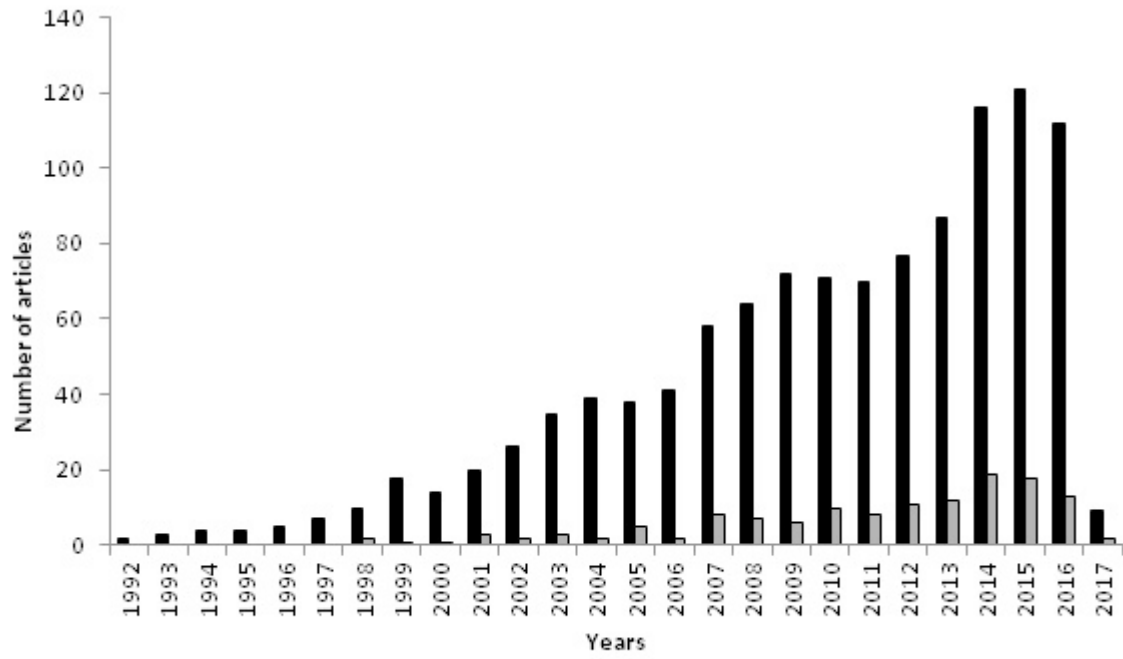


FIG. 2. – Number of articles since 1992 (2017 until march). Black bars: Tradicional metrics. Grey bars: Phylogenetic and functional diversity.

## CAPÍTULO II

Artigo formatado para a revista Austral Ecology

### **A influência do uso da terra sobre diversidade taxonômica e funcional de comunidades de anuros no Sul do Brasil.**

THIAGO A L OLIVEIRA<sup>1\*</sup>, RICARDO J SAWAYA<sup>2</sup>, LUCAS B CRIVELARI<sup>3</sup>,  
CARLOS E CONTE<sup>3</sup>, E LEANDRO D S DUARTE<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Avenida Bento Gonçalves 9500, Centro de Ecologia, Prédio 43411, Sala 213, Porto Alegre, Brasil (e-mail: thiago.aloliveira@gmail.com), <sup>2</sup> Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Paulo, Rua Professor Artur Riedel, 275, Diadema, São Paulo, Brasil, <sup>3</sup> Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Curitiba, Paraná.

**Resumo** A população global cresce a cada dia em um ritmo mais acelerado, e um dos principais efeitos diretos desse crescimento é a busca de novas áreas para o estabelecimento de atividades humanas. A busca por novas áreas para a agricultura e urbanização determinam a perda e fragmentação de habitats naturais. Por essa razão, a biodiversidade mundial vem sofrendo grandes impactos decorrentes de atividades humanas, e as respostas de diferentes grupos de organismos podem ser utilizadas como ferramenta para se estabelecer as relações entre o avanço populacional e a perda de biodiversidade. Neste sentido, os anfíbios têm se mostrado úteis para se analisar a associação entre atividades humanas e biodiversidade, pois tem sido severamente afetados por múltiplos impactos humanos sobre ambientes naturais. Esse trabalho busca responder as seguintes questões: (1) Riqueza de espécies, diversidade taxonômica, abundância e diversidade funcional são maiores em áreas que possuem uma menor pressão antrópica? (2) Como as diferentes formações naturais (Campos e Mata Atlântica) influenciam a riqueza de espécies, diversidade taxonômica, abundância e diversidade funcional? (3) Quais as diferenças entre as variáveis preditoras (locais, paisagem ou usos do solo) na predição das variáveis respostas? Riqueza de espécies, diversidade taxonômica, abundância e diversidade funcional não apresentaram diferenças significativas em relação às áreas com diferentes níveis de pressão antrópica. Áreas de Campos e Mata Atlântica apresentando diferentes tipos de uso do solo em seu entorno foram amostradas em relação à abundância, riqueza e diversidade taxonômica, as quais não sofreram influência de nenhuma das variáveis locais, de paisagem e de uso do solo analisadas. A quantidade de formações florestais possui efeito negativo sobre a diversidade funcional, ao contrário das áreas de campo que possui um efeito positivo. Apenas as variáveis de paisagem apresentaram um efeito sobre a diversidade funcional de anfíbios, mostrando que quanto menor as distâncias entre as áreas nativas e os corpos d'água, maior foi a diversidade funcional.

**Palavras-chave:** Agricultura, GLMM, Seleção de modelos, Uso do solo.

## INTRODUÇÃO

Um dos maiores problemas enfrentados pela população mundial é o seu próprio crescimento exponencial (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division 2015). Esse aumento da população e a demanda por recursos resultam em diferentes tipos de transformações do ambiente, permanentes ou temporárias, incluindo agricultura, exploração madeireira e diferentes níveis de ocupação humana (Ellis *et al.* 2010). Os impactos causados por fatores antropogênicos são, em sua maioria, evidenciados por sua maior intensidade, persistência e extensão (Foster *et al.* 2003). Esses impactos causados pelas alterações antrópicas são muito maiores do que aqueles causados por causas naturais (Foster *et al.* 2003). Dois dos principais efeitos dessas alterações são a fragmentação e a perda de habitats naturais (Fahrig 2003), as quais causam uma considerada modificação na estrutura das paisagens (Ramankutty & Foley 1999). Esse histórico de distúrbios acaba moldando a estrutura, composição e o funcionamento dos ecossistemas e paisagens (Foster *et al.* 2003), e se considerados, podem tornar mais efetivo o manejo nessas áreas naturais (Swetnam *et al.* 1999).

Os anfíbios exibem uma alta sensibilidade às modificações do ambiente, principalmente devido as suas particularidades ecológicas, fisiológicas e comportamentais (Wells 2007). Diversos aspectos em escala local influenciam na estruturação de comunidades de anfíbios: área (Werner *et al.* 2007; Silva *et al.* 2011), profundidade (Both *et al.* 2009; Ximenez *et al.* 2014), heterogeneidade da vegetação nas margens (Oliveira & Eterovick 2009; Vasconcelos *et al.* 2009) heterogeneidade da vegetação no interior do corpo d'água (Shulse *et al.*, 2010, Provete *et al.*, 2014) e hidroperíodo (Babbitt 2005; Karraker & Gibbs 2009; Prado & Rossa-Feres 2014). Além das variáveis locais,



as comunidades de anfíbios também podem ser estruturadas por fatores e características da paisagem (Shulze *et al.* 2010; Hamer & Parris 2011). Por exemplo, características da paisagem tais como as distâncias entre os corpos d'água utilizados para reprodução e os fragmentos florestais mais próximos e as distâncias entre os corpos d'água influenciam a abundância dos anfíbios anuros (Becker *et al.* 2007; Silva *et al.* 2012). Além disso, ainda em uma escala de paisagem, a baixa capacidade de dispersão (Smith & Green 2005), a sensibilidade a dessecação (Becker *et al.* 2007; 2010), a disponibilidade de corpos d'água e os diferentes tipos de matrizes, acabam influenciando a composição e diversidade em diferentes áreas (Guerry & Hunter 2002; Semlitsch 2002; Cushman 2006; Richter-Boix 2007; Soares & Brito 2007), estruturando assim as comunidades.

Somando-se às características locais e de paisagem, os diferentes tipos de uso do solo também possuem um importante papel na moldagem da estrutura das comunidades de anfíbios, tanto em escala local como em escala de paisagem (Surasinghe & Baldwin 2014). Os diferentes tipos de uso podem afetar essas comunidades de maneiras diferentes, dependendo da escala e da guilda em questão (ver Pineda & Halffter 2004; Pillsbury & Miller 2008). Segundo Pillsbury & Miller (2008), os anuros mais afetados pela urbanização foram aqueles que são associados a curtos hidroperíodos e cuja atividade reprodutiva se apresenta no início da estação. Em relação ao uso do solo pela agropecuária comparando com áreas naturais, a porcentagem de espécies que possuem ovos com desenvolvimento fora da água e girinos que se desenvolvem dentro da água diminui com a diminuição da proporção de cobertura de dossel (Pineda & Halffter 2004). Áreas destinadas à pecuária e

pastagens acabam apresentando um maior número de corpos d'água temporários, pois os animais pastadores preferem as áreas mais úmidas e produtivas para o pastejo (Hartel & Wehrden 2013). A criação e manutenção de corpos d'água nessas áreas, com pastejo moderado, pode acabar beneficiando algumas espécies de anfíbios (Briggs 2001; Pyke & Marty 2005), e assim, acabam influenciando a estrutura das comunidades locais. Essas comunidades também sofrem influencia do processo de urbanização, e os seus efeitos aumentam conforme o tempo de exposição dessas áreas. Esses efeitos são causados pelo acúmulo de contaminantes, canalização de corpos d'água e aumento da densidade de rodovias (Walsh 2005; Gagné & Fahrig 2010). Além disso, a predação por animais domésticos (Riffell et al 1996; Crooks 2002) e a invasão de áreas preservadas também são fatores que potencializam os impactos da urbanização. Sendo assim, as comunidades de anfíbios são excelentes modelos para trabalhos que buscam investigar os efeitos, e os diferentes impactos, das diferentes ações antrópicas (Ernst & Rödel 2005).

Recentemente, um estudo demonstrou que as tendências temporais na riqueza de espécies são insuficientes para detectar mudanças na biodiversidade em ambientes alterados (Hillebrand *et al.* 2017). Outros trabalhos que avaliaram diferentes métricas encontraram resultados semelhantes (Trimble & Aarde 2014; Frishkoff *et al.* 2014). Trimble & Aarde (2014) não encontraram diferenças na riqueza de espécies de anfíbios em um gradiente de uso da terra, mas demonstraram perda de grupos funcionais nessas mesmas áreas. Já para aves, resultados semelhantes demonstraram uma menor diversidade filogenética em áreas de agricultura, em relação a ambientes florestais, e nenhuma diferença na riqueza de espécies nessas

mesmas áreas (Frishkoff *et al.* 2014). Apesar de alguns estudos já terem demonstrado uma maior diversidade funcional de anuros em florestas primárias da América do Sul e África Ocidental do que em florestas alteradas (Ernst *et al.* 2006), ainda não se sabe como as metacomunidades de anuros de biomas Campos associados à Mata Atlântica respondem funcionalmente à perda de habitat. Além disso, como já demonstrado, os diferentes tipos de usos do solo podem influenciar de maneiras distintas os diferentes tipos de métricas nessas áreas. Dessa forma, o objetivo desse trabalho é investigar o efeito de variáveis ambientais locais e de paisagens, bem como o efeito de diferentes usos da terra sobre a metacomunidade de anuros dos Campos de Cima da Serra do Sul do Brasil, buscando responder as seguintes questões: (1) Como os diferentes aspectos da diversidade respondem em relação aos diferentes tipos de uso do solo? (2) Riqueza de espécies, diversidade taxonômica, abundância e diversidade funcional são maiores em áreas que possuem uma menor pressão antrópica? (3) Como os diferentes aspectos da diversidade respondem em relação aos diferentes tipos de cobertura do solo (florestais X campos naturais)? Com base na literatura apresentada e nas questões levantadas, esse trabalho possui as seguintes hipóteses: (1) Riqueza, abundância, diversidade taxonômica e funcional serão menores em áreas de maior influência antrópica; (2) As formações naturais florestais apresentam um efeito negativo sobre a riqueza, abundância, diversidade taxonômica e diversidade funcional, enquanto as formações naturais de campo apresentam uma influência positiva nas comunidades de anfíbios do Paraná.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de amostragem**

Os Campos de Altitude do Planalto das Araucárias ou Campos de Cima da Serra são campos subtropicais associados à Mata Atlântica, e possuem uma localização geralmente associada a zonas de maior altitude (a cima de 800 metros) e são muito associados à floresta com araucária (Boldrini 2009). Essa paisagem regional é caracterizada pela presença de campos naturais que se misturam com matas de galeria, matas de encosta, formações florestais e alguns afloramentos rochosos, e que juntos formam uma paisagem típica da região sul do Brasil (Maack 2012).

Esses campos apresentam um relevo levemente ondulado e estão sob a influência predominantemente do tipo climático Cfb (temperado úmido) de Köppen (Vélez *et al.* 2009), apresentando temperaturas médias anuais que variam entre 16C° a 22C°, precipitação média entre 1.500 e 2.000 mm, com verões quentes, mas sem estação seca definida, com chuvas distribuídas ao longo do ano e com probabilidades de geadas e neve durante a estação mais fria (Nimer 1990).

### **Coleta de dados e delineamento amostral**

Foram selecionados oitenta e um corpos d'água, distribuídos em oito áreas do estado do Paraná e Santa Catarina distantes entre 7 km e 287 km em linha reta. Essas áreas representam um gradiente latitudinal Norte-Sul (24° 30'00" a 26°36'36") e longitudinal Leste-Oeste (49°04'00" a 51°42'00") compreendendo uma extensa área de abrangência dos Campos de Cima da Serra.

As visitas nos corpos d'água foram realizadas entre janeiro de 2013 e dezembro de 2014, amostrando um total de 81 corpos d'água em 12 visitas.

Entre fevereiro de 2013 e janeiro de 2014, foram amostrados 13 corpos d'água na Área de Proteção Ambiental Serra Dona Francisca (APAS), no município de Joinville, estado de Santa Catarina. Entre abril 2013 e março de 2014, foram amostrados 14 corpos d'água no Parque Nacional dos Campos Gerais (PNCG) e entorno, município de Castro, Ponta Grossa e Carambeí, estado do Paraná (PR); 8 corpos d'água no Parque Estadual de Vila Velha (PEVV), no município de Ponta Grossa, PR; 10 corpos d'água no Parque Estadual do Guartelá (PEGU), município de Tibagi, PR, e 12 corpos d'água no Refúgio da Vida Silvestre Campos de Palmas (RFVS), município de Palmas, PR. No período de agosto 2013 a julho de 2014 foram amostrados 8 corpos d'água na Floresta Nacional de Irati (FLOI), município de Irati, PR, e 8 corpos d'água na Fazenda Experimental Galha Azul (PUC – Paraná) (FERG), município de Fazenda Rio Grande, PR. Durante o período de janeiro a dezembro de 2014, foram amostrados 8 corpos d'água na Floresta Nacional de Piraí do Sul (FLOP) e entorno, município de Piraí do Sul, PR.

A riqueza de espécies e a abundância populacional foram determinadas pelo método de amostragem em sítio de reprodução (Scott Jr. & Woodward 1994), sendo o perímetro de cada corpo d'água percorrido lentamente, e anotados todos os indivíduos avistados e/ou machos em atividade de vocalização. As amostragens foram realizadas no período noturno, entre 18:00h até aproximadamente 0:00h. As visitas nos diferentes corpos d'água diferiram em sua sequência para tentar diminuir as variações decorrentes do turno de vocalização das espécies (Conte & Rossa-Feres 2006). 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. Para diversidade taxonômica utilizamos o índice de Simpson.

### **Atributos e diversidade funcional**

Para determinar a diversidade funcional em cada comunidade, foram tomados diferentes atributos das espécies encontradas. Foram utilizadas três categorias de atributos: morfológicos, ecomorfológicos e ecológicos/reprodutivos (Tabela 1).

A diversidade funcional foi determinada pelo índice de entropia quadrática de Rao, utilizando a função `rao.diversity`, disponibilizada no pacote SYNCSA (Debastiani & Pillar 2012).

### **Variáveis ambientais locais**

As variáveis locais (com exceção do hidroperíodo) foram medidas no período entre dezembro de 2013 e janeiro de 2014, quando o maior volume de precipitação e a maior média térmica são registrados na região (Cruz 2007).

Foram medidos os seguintes descritores ambientais:

- 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 m<sup>2</sup> a 18.93 m<sup>2</sup> de área (= 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 ( $= 104.37, \pm se = 71.47$ ).
- 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 semi-permanentes (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.
- Porcentagem de área da superfície do corpo d'água com vegetação emergente (PVI): estimada visualmente.
- 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).

## Características da paisagem

Foram determinados *buffers* em escalas de 250 m, 500 m e 1.000 m de raio a partir de cada corpo d'água, para avaliar o efeito de cada elemento específico da paisagem sobre as diferentes métricas de diversidade dos anuros locais. Foram mensuradas as seguintes características de composição e configuração da paisagem:

- Distância até o fragmento florestal mais próximo (DFG), em metros.
- Distância até a poça mais próxima ocupada por anuros (DPP), em metros.
- Cobertura de água (AGU): quantidade de superfície de água (área-m<sup>2</sup>) presente nos *buffers*, como um indicador da disponibilidade de habitats aquáticos para reprodução.
- Cobertura de campos naturais (CAM): quantidade de superfície de solo (área em m<sup>2</sup>) coberta por campos naturais em cada *buffer*.
- Cobertura de floresta nativa (FOR): quantidade de superfície de solo (área em m<sup>2</sup>) coberta por formações florestais nativas em cada *buffer*.
- Cobertura de área agrícola (CUL): quantidade de superfície de solo (área em m<sup>2</sup>) coberta por formações de cultivo agrícola (em sua maioria soja, milho e trigo) em cada *buffer*.
- Cobertura de área antropizada (ANT): quantidade de superfície de solo (área em m<sup>2</sup>) coberta por áreas que sofreram influência antrópica em cada *buffer*, sendo em geral áreas alteradas por desmatamento, assentamento humano, estradas rurais, pequenas vilas.
- Cobertura de área com reflorestamento de exóticas (REF): quantidade de superfície de solo (área em m<sup>2</sup>) coberta por reflorestamento com exóticas, em sua maioria *Pinus elliottii* e *Pinus taeda*, em cada *buffer*.



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 (DPP) e distância até o fragmento florestal mais próximo (DFG) foram determinadas em imagens aéreas de alta resolução da região, disponíveis no Google Earth (<http://earth.google.com/>).

## **ANALISES ESTATÍSTICAS**

Para investigar o efeito da estrutura do habitat e da paisagem sobre a distribuição da riqueza, abundância, diversidade taxonômica e diversidade funcional, foi utilizado uma abordagem de seleção de modelos e inferência multi-modelos (Burnham & Anderson 2002).

Devido a heterogeneidade nas escalas em que as variáveis preditoras foram mensuradas, e com o objetivo de normalizar os dados, os valores foram transformados pela aplicação de log para variáveis em m<sup>2</sup>, de arcoseno para variáveis em porcentagem, e de raiz quadrada para distância até a poça mais próxima e até o fragmento florestal mais próximo (Zuur *et al.* 2010). Após as transformações, todas as variáveis foram padronizadas em uma mesma escala (média zero e desvio padrão 1).

Pelo fato de que muitas das variáveis ecológicas preditoras podem não constituir observações espacialmente independentes (Legendre 1993; Nekola & White 1999) foi verificado se existia a presença de estrutura espacial em todas as variáveis preditoras por meio do teste de Moran's *I* para dez classes

de distância, utilizando o pacote SPDEP (Bivand & Piras 2015). Foram encontradas evidências de estrutura espacial significativa para algumas das variáveis preditoras, e por isso, foram utilizados Modelos lineares Generalizados Mistos (Dormann *et al.* 2007; Bolker *et al.* 2009). Os Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) são uma extensão dos modelos lineares generalizados (GLM), no qual efeitos aleatórios, também podem ser incorporados ao preditor linear, além dos efeitos fixos (Zuur 2010).

Todos os modelos foram checados quanto a hiperdispersão, através da função *gof*, disponível no pacote *aods3* (Lesnoff & Lancelot 2013). Para determinar o modelo com melhor ajuste, aquele com as variáveis ambientais que melhor explicam a distribuição da riqueza, abundância e diversidade funcional nos 81 corpos d'água, nós ranqueamos os modelos preditivos através do Critério de Informação de Akaike Corrigido para pequenas amostras (AICc), e utilizamos o peso de AICc para avaliar a incerteza entre os modelos (Burnham & Anderson 2002). Quando o valor de dAICc era menor que 2 para mais de um modelo, foi utilizado o modelo médio com a função *model.avg* do pacote *MuMIn*, versão 1.15.6 (Barton 2015). Todas as análises foram desenvolvidas no programa computacional R versão 3.2.2 (R Core Team 2015).

## **RESULTADOS**

A riqueza de espécies nos corpos d'água variou entre duas a 19 espécies, a diversidade de Simpson de 0,891 a 0,408, a abundância de 7 a 3.332 indivíduos e a diversidade funcional variou entre 0,056 e 0,406. A espécie mais

comum e abundante foi *Dendropsophus minutus* com 4.548 indivíduos, tendo sido registrada em 64 corpos d'água (79% das poças). Essa espécie pertence a família Hylidae, que apresentou o maior número de espécies (N= 35 espécies no total). *Adenomera nana* (Müller 1922), *Aplastodiscus ehrhardti* (Müller 1924), *Bokermannohyla hylax* (Heyer 1985), *Dendropsophus weneri* (Cochran 1952), *Boana albomarginatus* (Spix 1824), *Boana pulchellus* (Duméril & Bibron 1841), *Leptodactylus labyrinthicus* (Spix 1824), *Melanophryniscus alipioi* (Langone, Segalla, Bornschein & de Sá 2008), *Phyllomedusa rustica* (Bruschi, Lucas, Garcia & Recco-Pimentel), *Pseudis cardosoi* (Kwet 2000), *Rhinella henseli* (A. Lutz 1934), *Scinax perpusillus* (A. Lutz & B. Lutz 1939), e *Scythrophrys sawayae* (Cochran 1953) são espécies que ocorreram em no máximo em dois corpos d'água.

Para riqueza de espécies o melhor modelo selecionado por Akaike foi o modelo nulo (intercepto) (AICc = 428,9; dAICc = 0; df = 3) (Tabelas 2). Para diversidade taxonômica, quatro modelos apresentaram dAICc menor que 2: modelo apenas com as variáveis de paisagem (dAICc = 0; df =3), modelo nulo (dAICc = 2,3; df = 6), modelo apenas com as variáveis locais (dAICc = 2,7; df =11), e o modelo com as variáveis locais e duas variáveis de paisagem (distância da poça mais próxima e fragmento mais próximo) (dAICc = 2,9; df =13). Para abundância, três modelos apresentaram dAICc menor que 2: modelo nulo (dAICc = 0; df = 3), modelo com as variáveis locais e duas variáveis de paisagem (distância da poça mais próxima e fragmento mais próximo) (dAICc = 0,5; df = 13) e modelo apenas com as variáveis locais (dAICc = 1,2; df = 11) (Tabela 2). A aplicação do modelo médio não apresentou nenhuma variável sendo significativamente positiva.

Para a diversidade funcional nenhum modelo que incluía os usos do solo apresentaram resultados significativos. Por outro lado, as variáveis de paisagem e de cobertura nativa apresentaram resultados significativos: modelo apresentando apenas as variáveis distância da poça mais próxima e distância até o fragmento mais próximo ( $dAICc = 0$ ;  $df = 6$ ) e modelo apresentando as variáveis de uso do solo em um buffer de 1000 metros de diâmetro ( $dAICc = 0,2$ ;  $df = 13$ ) (Tabela 2). Quando aplicado o modelo médio, foram observados que a distância da poça mais próxima possui um efeito negativo sobre a diversidade funcional ( $p = 0,022$ ), a interação distância até a poça mais próxima e fragmento mais próximo possui efeito positivo ( $p = 0,017$ ), a quantidade de formações florestais possui efeito negativo ( $p = 0,0002$ ) e a quantidade de áreas de campo possui um efeito positivo sobre a diversidade funcional dos anfíbios ( $p = 8 \times 10^{-6}$ ) (Tabela 3). Em relação à autocorrelação espacial não foi encontrado nenhum resultado positivo para o índice de Moran's  $I$ , para nenhuma classe de distância sobre nenhum dos índices utilizados.

## **DISCUSSÃO**

A presença de efeitos das variáveis preditoras sobre a diversidade funcional e a ausência desses efeitos sobre as métricas mais tradicionais de diversidade (riqueza, abundância e diversidade taxonômica) representam um importante resultado e um avanço nas escolhas das métricas em estudos que visam à conservação. Um recente estudo demonstra que tendências temporais na riqueza de espécies são insuficientes para detectar mudanças na biodiversidade em ambientes alterados (Hillebrand *et al.* 2017), assim como outros trabalhos que avaliaram diferentes métricas encontraram resultados

semelhantes (Trimble & Aarde 2014; Frishkoff *et al.* 2014). Dessa forma, como discutido por Oliveira *et al.* (2017, em revisão), a inclusão de métricas como a diversidade funcional podem apresentar diferentes resultados em estudos futuros e melhorar ações de manejo e conservação em diferentes grupos de espécies.

Apesar de termos encontrado efeitos do ambiente sobre a diversidade funcional, nenhuma métrica utilizada sofreu efeito das variáveis especificamente de uso do solo. Resultados semelhantes já foram apresentados em outros trabalhos. Por exemplo, King *et al.* (2007) encontraram a mesma riqueza de espécies entre áreas florestais, plantações de pimenta e áreas de pecuária. Manenti *et al.* (2013) também não encontraram diferenças significativas entre áreas de cobertura florestal e pastagens. Apesar de não haver diferenças entre a maioria das métricas utilizadas entre os diferentes tipos de ambientes analisados, não podemos considerar esses resultados de forma positiva. Uma possível explicação para esse fato pode ser a movimentação forçada dessas espécies, das áreas naturais para as áreas antropizadas, devido a uma diminuição das áreas naturais e consequentemente uma menor oferta de áreas para reprodução. Esse movimento forçado de indivíduos para matrizes mais inóspitas, em busca de ambientes reprodutivos que não são encontrados nas áreas naturais, é denominado de “habitat split” (Becker *et al.* 2010). Esse processo pode expor os indivíduos a um maior risco de mortalidade devido a maior exposição à predação e exposição à radiação (Becker *et al.* 2007, Becker *et al.* 2010).

Uma possível explicação para a não observação de efeitos dos diferentes tipos de uso do solo sobre as métricas utilizadas poderia ser

encontrada no “fantasma do uso do solo passado” (Harding *et al.* 1998, Surasinghe & Baldwin 2014). Segundo Harding *et al.* (1998), históricos mais antigos de uso do solo poderiam influenciar de maneira mais efetiva a diversidade de espécies. Nesse contexto, o tempo das diferentes alterações ocorridas nas áreas estudadas, pode ser um fator determinante na atual diversidade de espécies. Talvez as diferenças não significativas possam ser apenas um artefato da falta de tempo para as mudanças ocorrerem, e possivelmente, apresentar em alguns anos ou décadas uma real diferença entre as áreas naturais e as áreas antropizadas. Harding *et al.* (1998) ainda ressaltam que as áreas de agricultura poderiam alterar profundamente as comunidades, fazendo com que os seus efeitos sejam mais persistentes. Os modelos preditivos dos efeitos dos diferentes tipos de uso do solo sobre a diversidade funcional apontaram efeito negativo significativo das variáveis que englobam cultivos e áreas antropizadas. Mesmo não sendo selecionados pelo modelo, esses resultados apontam para a mesma direção da discussão de Harding *et al.* (1998), onde a agricultura apresentaria um maior efeito sobre a diversidade.

Em outro trabalho, Surasinghe & Baldwin (2014) encontraram efeitos em comunidades de salamandras, tanto em relação a usos históricos como usos atuais em escalas locais e de paisagem. Os resultados apresentados, em decorrência da perda de cobertura florestal, foram devidos às alterações causadas pela agricultura e urbanização afetando a complexidade vegetal, aumentam as superfícies impermeáveis e alteram a dinâmica de matéria e energia, (Angermeier 2000; Baron *et al.* 2002; Scott *et al.*

2002). Apesar disso, por se tratar de áreas prioritariamente de cobertura vegetal de Campos (áreas mais abertas), o tamanho dos efeitos e as alterações poderiam afetar de maneira diferentes as áreas de interesse do trabalho, e por isso, tenha apresentado a maioria dos resultados negativos em relação aos usos do solo.

Apesar de os diferentes tipos de uso do solo não afetarem as métricas utilizadas, os tipos de formações naturais tiveram resultados significativos. As áreas amostradas possuem influências de outras fitofisionomias adjacentes como Campos dos Pampas ao sul e Cerrado ao norte (ver Overbeck 2007). Esse tipo de composição da paisagem é responsável pela composição e distribuição das espécies locais. Além disso, processos neutros que estruturam as comunidades em áreas abertas e processos baseados em nicho que estruturam áreas florestais (Prado & Rossa-Feres 2014), também podem ser responsáveis pelos resultados encontrados. A maioria das espécies encontradas no trabalho são de uso de habitat generalistas, áreas abertas e/ou associadas a florestas e bordas, como também encontrado por Crivellari *et al.* (2014), e podem estar intimamente ligadas a distribuição dessas espécies. Outro importante fator é a disponibilidade de recursos reprodutivos (Vasconcelos *et al.* 2009) que poderiam estar em maior oferta em áreas de Campo. Por último, o comprimento relativo dos membros pode estar associado a uma maior diversidade funcional em áreas de Campo. Os maiores valores encontrados são de espécies da família Leptodactylidae, que se deslocam mais e utilizam mais as áreas abertas e de Campo.

Reforçando a ideia de disponibilidade de recursos reprodutivos, a distância da poça mais próxima é um importante fator em relação à diversidade

funcional de anfíbios. Segundo os resultados, quanto maior a distância da poça mais próxima menor será a diversidade funcional. Esses resultados já foram observados em outros estudos tanto em áreas temperadas para riqueza e abundância de espécies (Findlay & Houlihan 1997; Herrmann *et al.* 2005), como para áreas tropicais com abundância (Silva & Rossa-Feres 2011; Silva *et al.* 2012). Os anfíbios possuem dependência dos ambientes úmidos para completarem seu ciclo de vida (Duellman & Trueb 1994), e os traços ecológicos/reprodutivos podem estar relacionados à proximidade com os corpos d'água. Ambientes reprodutivos mais próximos podem apresentar diferentes configurações e estrutura e assim influenciar nos traços como modos reprodutivos, padrão reprodutivo e sítio de vocalização, como influenciam a riqueza de espécies por exemplo (Burne & Griffin 2005; Lichtenberg *et al.* 2006, Peltzer *et al.* 2006).

## **CONCLUSÃO**

Os resultados reforçam a ideia de que os habitats reprodutivos são de extrema importância para os anfíbios (Duellman & Trueb 1994), principalmente em ambientes onde a influência antrópica possui grande influência (Becker *et al.* 2010; Silva & Rossa-Feres 2011; Silva *et al.* 2012). A ausência de outros tipos de uso do solo, como a pecuária, por exemplo, pode ter influenciado nos resultados não significativos em relação às métricas utilizadas. Áreas abertas de campo, destinadas a pecuária, podem configurar um ambiente hostil para os anfíbios, apresentando maiores riscos em decorrência de uma maior exposição à radiação solar e a predação.



Por fim, os resultados não significativos para riqueza, abundância e diversidade taxonômica, em contraste aos resultados significativos para a diversidade funcional, demonstram a importância da utilização de diferentes métricas em estudos de conservação. Assim como discutido por Hillebrand *et al.* (2017) a riqueza de espécies, por exemplo, não pode ser utilizada para observar mudanças na biodiversidade e outros fatores como identidade, dominância, contexto espacial e estudos de longo prazo devem ser considerados para avaliar as mudanças temporais da biodiversidade. A inclusão de “métricas não tradicionais”, como a diversidade funcional, em estudos e trabalhos de conservação é de fundamental importância para melhorar ações de manejo e conservação em diferentes grupos de espécies.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Angermeier P. L. (2000) The natural imperative for biological conservation. *Conserv. Biol.* **14**, 373–381
- Babbitt K. J., Baber M. J., Childers D. L. & Hocking, D. (2009) Influence of agricultural upland habitat type on larval anuran assemblages in seasonally inundated wetlands. *Wetlands* **29**, 294–301.
- Babbitt K. J. (2005) The relative importance of wetland size and hydroperiod for amphibians in southern New Hampshire, USA. *Wetlands Ecol. Manag.* **13**, 269–279.
- Becker C. G., Fonseca C. R., Haddad C. F. B. & Prado P.I. (2010) Habitat split as a cause of local population declines of amphibians with aquatic larvae. *Conserv. Biol.* **24**, 287–294.
- Becker C. G., Fonseca C. R., Haddad C. F. B., Batista R. F. & Prado P.I. (2007) Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* **318**, 1775–1777.
- Beebee T. J. C, Griffiths R. A (2005) The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology?. *Biol. Conserv.* **125**, 271–285.
- Baron J. S., Poff N. L., Angermeier P. L., Dahm C. N., Gleick P. H., Hairston N. G., Jr. Jackson R. B., Johnston C. A., Richter B. D. & Steinman A. D. (2002) Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecol. Appl.* **12**, 1247–1260.
- Bivand R. & Piras G. (2015) Comparing implementations of estimation methods for spatial econometrics. *J. Stat. Softw.* **63**, 1–36.

- Blaustein A. R., Wake D. B. & Sousa W. P. (1994) Amphibian decline: Judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conserv. Biol.* **8**, 60 – 71.
- Blaustein A. R. , Wake D. B. (1990) Declining amphibian populations: A global phenomenon? *Trends Ecol. Evol.* **5**, 203 – 204.
- Boldrini I. I. (2009) Biodiversidade dos Campos do Planalto das Araucárias. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Bolker B. M., Brooks M. E., Clark C. J., Geange S. W., Poulsen J. R., Stevens M. H. H. & White J. S. S. (2009) Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol. Evol.* **24**, 127–135.
- Burne M. R., Griffin C. R. (2005) Habitat associations of pool-breeding amphibians in eastern Massachusetts, USA. *Wetl Ecol Manage* **13**, 247–259.
- Burnham, K. K. P. & Anderson, D. R. D. (2002) *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach* (2nd ed). Springer, New York.
- Cadotte M. W., Carscadden K. & Mirotnick N. (2011) Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *J. Appl. Ecol.* **48**, 1079–1087.
- Carr L. W., Fahrig L. (2001) Effect of road traffic on two amphibian species of different vagility. *Conserv. Biol.* **15**, 1071–1078.
- Cianciaruso M. V., Silva I. A., Batalha M. A. (2009) Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. *Biota Neotrop. Campinas* **9**, 1-11.
- Cisneros L. M., Fagan M. E. & Willig M. R. (2014) Effects of human-modified landscapes on taxonomic, functional and phylogenetic dimensions of bat biodiversity. *Divers. Distrib.* 1–11.
- Conte C. E. & Rossa-Feres D. C. (2006) Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* **23**, 162–175.
- Crivellari L. B., Leivas P. T., Leite J. C. M. et al. (2014) Amphibians of grasslands in the state of Paraná, southern Brazil (Campos Sulinos). *Herpetol. Notes* **7**, 639-654.
- Cruz, G. C. F. (2007) Alguns aspectos do clima dos Campos Gerais. In: *Patrimônio Natural dos Campos Gerais do Paraná* (eds M. S. Melo., R. S. Moro & G. B. Guimarães) pp 59-72. UEPG, Ponta Grossa.
- Cushman S. A. (2006) Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biol. Conserv.* **128**, 231 – 240.
- Debastiani, V. J. & Pillar, V. D. (2012) SYNCOSA: R tool for analysis of metacommunities based on functional traits and phylogeny of the community components. *Bioinform.* **28**, 2067-2068.
- Dormann C. F., McPherson J. M., Araújo M. B., Bivand R., Bolliger J., Carl G., Davies R. G., Hirzel A., Jetz W., Kissling D. W., Kühn I., Ohlemüller R., Peres-Neto P. R., Reineking B., Schröder B., Schurr F. M. & Wilson R. (2007) Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: A review. *Ecography* **30**, 609–628.
- Duellman, W.E. & Trueb, L. (1994) *Biology of Amphibians*. McGraw-Hill, New York.

- Ellis, E. C., Klein Goldewijk K., Siebert S., Lightman D. & Ramankutty N. (2010) Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecol. Biogeogr.* **19**, 589–606.
- Enfjäll K, Leimar O. (2009) The evolution of dispersal – the importance of information about population density and habitat characteristics. *Oikos*, **118**, 291-299.
- Ernst R., Linsenmair K. E. & Rödel M. O. (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.
- Ernst R. & Rödel M. O. (2005) Anthropogenically induced changes or predictability in tropical anuran assemblages. *Ecology* **86**, 3111–3118.
- ESRI (2011): ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute. Redlands CA.
- Eterovick P. C. & Sazima I. (2000) Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat, and predation. *Amphib-Reptil.* **21**, 439–461.
- Fahrig (2003) Effects of habitat fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **34**, 487–515.
- Findlay C. S, Houlihan J. (1997) Anthropogenic correlates of species richness in Southeastern Ontario Wetlands. *Conserv. Biol.* **11**, 1000–1009
- Frishkoff L. O., Karp D. S., M’Gonigle L. K. et al. (2014) Loss of avian phylogenetic diversity in neotropical agricultural systems. *Science* **345**, 1343-1346.
- Guerry A. D. & Hunter M. L. (2002) Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: An examination of landscape composition and configuration. *Conserv. Biol.* **16**, 745–754.
- Haddad C. F. B. & Prado C. P. A. (2005) Reproductive Modes in Frogs and Their Unexpected Diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *Biosci.* **55**, 207-217.
- Hamer A. J. & Parris K. M. (2011) Local and landscape determinants of amphibian communities in urban ponds. *Ecol. Appl.* **21**: 378–390.
- Harding J. S., Benfield E.F., Bolstad P. V., Helfman G. S. & Jones III E. B. D. (1998) Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* **95**, 14843-14847.
- Heesy C. P. (2009) Seeing in stereo: The ecology and evolution of primate binocular vision and stereopsis. *Evol Anthropol.* **18**, 21–35.
- Herrmann H. L., Babbitt K. J., Baber M. J. (2005) Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. *Biol. Conserv.* **123**, 139–149.
- Hill M. O. (1973) Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* **54**, 427-473.
- Hillebrand H., Blasius B., Borer E. T. et al. (2017) Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: consequences for conservation and monitoring. *J. Appl. Ecol.* Accepted Author Manuscript. doi:10.1111/1365-2664.12959.
- Houlihan J. E. & Findlay C. S. (2003) The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **60**, 1078–1094.

- Karraker N. E., Gibbs J. P. (2009) Amphibian production in forested landscapes in relation to wetland hydroperiod: A case study of vernal pools and beaver ponds. *Biol. Conserv.* **142**, 2293–2302.
- King D. I., Hernandez-Mayorga M. D., Trubey R. et al (2007) An evaluation of the contribution of cultivated allspice (*Pimenta dioica*) to vertebrate biodiversity conservation in Nicaragua. *Biodivers. Conserv.* **16**, 1299-1320.
- Legendre P. (1993) Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? *Ecology* **74**, 1659–1673.
- Lesnoff M. & Lancelot R. (2013) aods3: analysis of overdispersed data using S3 methods. R-package version 0.4-1.
- Lichtenberg J. S., King S. L., Grace J. B., Walls S. C. (2006) Habitat associations of chorusing anurans in the lower Mississippi river alluvial valley. *Wetlands* **26**, 736–744.
- Maack, R. (2012) *Geografia Física do Estado do Paraná* (4th Ed). Ponta Grossa, Editora UEPG.
- Manenti R., De Bernardi F., Ficetola G. F. (2013) Pastures vs forests: do traditional pastoral activities negatively affect biodiversity? The case of amphibians communities. *North-West J. Zool.* **9**, 284-292.
- Mouquet N., Devictor V., Meynard C. N., Munoz F., Bersier L. F., Chave J., Couteron P., Dalecky A., Fontaine C., Gravel D., Hardy O. J., Jabot F., Lavergne S., Leibold M., Mouillot D., Münkemüller T., Pavoine S., Prinzing A., Rodrigues A. S. L., Rohr R. P., Thébault E., Thuiller W. (2012) Ecophylogenetics: advances and perspectives. *Biol. Rev. Biol. P. Camb.* **87**, 769–785
- Nekola, J. C. & White, P. S. (1999) The Distance Decay of Similarity in Biogeography and Ecology The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *J. Biogeogr* **26**, 867–878.
- Nimer E. (1990) Clima. In: *Geografia do Brasil: Região Sul* (ed. IBGE), pp. 151-187. IBGE, Rio de Janeiro.
- Oliveira T. A. L., Sawaya R. J., Duarte L. D. S. (2017) Evaluating land use effect on amphibian communities. *S. Am. J. Herpetol.* (em revisão).
- Oliveira, F. F. R. & Eterovick, P. C. (2009) The role of river longitudinal gradients, local and regional attributes in shaping frog assemblages. *Acta Oecol.* **35**, 727–738.
- Overbeck G., Muller S., Fidelis A. et al. (2007) Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspect Plant Ecol. Evol. Syst.* **9**, 101–116
- Pechmann J. H. K., Scott R. D., Semlitsch R. D., Caldwell J. P., Vitt L. J., Gibbons J. W. (1991) Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science* **253**, 892–985.
- Peltzer P. M., Lajmanovich R. C., Attademo A. M., Beltzer A. H. (2006) Diversity of anuran across agricultural ponds in Argentina. *Biodivers. Conserv.* **15**, 3499–3513.
- Petchey O. L., Gaston K. J. (2006) Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol. Lett.* **9**, 741-758.
- Petchey O. L., Hector A., Gaston A. J. (2004) How do different measures of functional diversity perform? *Ecology* **85**, 847 – 857.
- Petchey OL, Gaston KJ (2002) Functional Diversity (FD), species richness, and community composition. *Ecology Letters*, 5(3): 402-411.
- Pillar V. P., Duarte, L. D, S. (2010) A framework for metacommunity analysis of phylogenetic structure. *Ecol. Lett.* **13**, 587 – 596.

- Pillar V. D., Duarte L. D. S., Sosinski E. E., Joner F. (2009) Discriminating trait-convergence and trait divergence assembly patterns in ecological community gradients. *J. Veg. Sci.* **20**, 334-348.
- Pillsbury F. C., Miller J. R. (2008) Habitat and landscape characteristics underlying anuran community structure along an urban-rural gradient. *Ecol. Appl.* **18**, 1107 – 1118.
- Pineda E., Halffter G. (2004) Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biol. Conserv.* **117**, 499 – 508.
- Pough F. H., Janis C. M. & Heiser J. B. (2008) *A Vida dos Vertebrados*. P. 684 (F. H. Pough, C. M. Janis, and J. B. Heiser, Eds.) (Quarta edi). Atheneu, São Paulo.
- Prado V. H. M. & Rossa-Feres D. C. (2014) Multiple determinants of Anuran richness and occurrence in an agricultural region in southeastern Brazil. *Environ Manage* **53**, 823–837.
- Provede D. B., Gonçalves-Souza T., Garey M. V., Martins I. A., Rossa-Feres D. C. (2014) Broad-scale spatial patterns of canopy cover and pond morphology affect the structure of a Neotropical amphibian metacommunity. *Hydrobiologia* **734**, 69–79.
- R Development Core Team (2015) A language and environment for statistical computing, reference index version 3.2.2. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Available: <http://www.Rproject.orgR>.
- Richter-Boix A., Llorente G. A. & Montori A. (2007) Structure and dynamics of an amphibian metacommunity in two regions. *Journal of Animal Ecology* **76**: 607–618.
- Ricklefs R. E. (1987) Community Diversity: Relative roles of local and regional processes Testing Predictions of Local-Process Theories. *Science* **235**, 167-171.
- Scott Jr., N. J. & Woodward B. D. (1994) Surveys at breeding sites. In: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for amphibians*, (eds W.R. Heyer, M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.A.C. Hayek & M.S. Foster), pp. 84-92. Smithsonian Institution Press. Washington & London.
- Scott M. C., Helfman G. S., McTammany M. E., Benfield E. F. & Bolstad, P. V. (2002) Multiscale influences on physical and chemical stream conditions across Blue Ridge landscapes. *J. Am. Water Resour. Assoc.* **38**, 1379–1392.
- Semlitsch R. (2002) Critical Elements for biologically based recovery plans of aquatic breeding amphibians. *Conserv. Biol.* **16**, 619–629.
- Shulse C. D., Semlitsch R. D., Trauth K. M. & Williams A. D. (2010) Influences of design and landscape placement parameters on amphibian abundance in constructed wetlands. *Wetlands* **30**, 915–928.
- Silva F. R., Almeida-Neto M., Prado V. H. M. et al. (2012) Humidity levels drive reproductive modes and phylogenetic diversity of amphibians in the Brazilian Atlantic Forest. *J. Biogeogr.* **39**, 1720–1732.
- Silva F. R., Gibbs J. P., Rossa-Feres D. C. (2011) Breeding habitat and landscape correlates of frog diversity and abundance in a tropical agricultural landscape. *Wetlands* **31**, 1079–1087.
- Smith M. A. & Green D. M. (2005) Dispersal and the metapopulation in amphibian and paradigm ecology: are all amphibian conservation populations metapopulations ? *Ecography* **28**, 110–128.

- Soares C. & Brito J. C. (2007) Environmental correlates for species richness among amphibians and reptiles in a climate transition area. *Biodivers. Conserv.* **16**, 1087–1102.
- Sobral F. L., Cianciaruso M. V. (2012) Estrutura filogenética e funcional de assembleias: (re)montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais. *Biosci. J.* **28**, 617-631.
- Strauß A., Reeve E., Randrianiaina R., Vences M. & Glos J. (2010) The world' s richest tadpole communities show functional redundancy and low functional diversity: ecological data on Madagascar' s stream-dwelling amphibian larvae. *BMC Ecology* **10**, 1–10.
- Surasinghe T. & Baldwin R. F. (2014) Ghost of land-use past in the context of current land cover: evidence from salamander communities in streams of Blue Ridge and Piedmont ecoregions. *Can. J. Zool.* **92**, 527-536.
- Tilman D. (2001) Functional diversity. In *Encyclopedia of Biodiversity* (S.A. Levin, ed.). Academic Press, San Diego, p. 109-120.
- Trimble M.J., Van Aarde R.J. 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.
- Vallan D. (2000) Influence of forest fragmentation on amphibians diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. *Biol. Conserv.* **96**, 31–43.
- Vasconcelos T. S., Santos T.G., Rossa-Feres D. C. & Haddad C. F. B. (2009) Influence of the environmental heterogeneity of breeding ponds on anuran assemblages from southeastern Brazil. *Can J Zool* **87**, 699-707.
- Vélez E., Chomenko L., Schaffer W. & Madeira M. (2009) Um panorama sobre as iniciativas de conservação dos Campos Sulinos. In: *Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade* (eds. V.P.Pillar, S.C. Müller, Z.M.S. Castilhos, A.V.A. Jacques) pp.356 -379. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2015. *World Population Prospects: The 2015 Revision, Key Findings and Advance Tables*. Working Paper No. ESA/P/WP.241.
- Wake D. B. (1991) Declining amphibians populations. *Science* **253**, 860.
- Webb C. O., Ackerly D. D., Mcpeck M. A., Donoghue M. J. (2002) Phylogenies and community ecology. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **33**, 475-505.
- Wells K. D. (2007) *The ecology and behavior of amphibians*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Werner E. E., Skelly D. K., Relyea R. A. & Yurewicz K. L. (2007) Amphibian species richness across environmental gradients. *Oikos* **116**, 1697–1712.
- Ximenez S. S., Oliveira M., Santos M. B. & Tozetti A. M. (2014) The influence of habitat configuration on anuran species composition in subtemperate wetlands of southernmost Brazil. *South Am. J. Herpetol.* **9**, 235–243.
- Zuur A. F., Ieno E. N. & Elphick C. S. (2010) A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods Ecol Evol* **1**, 3–14.

## TABELAS

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

| Tipo de atributo            | Atributo                         | Sigla                                       | Observações   |
|-----------------------------|----------------------------------|---|---|
| Morfológicos                | Comprimento rostro-cloacal       | CRC   | -   |
|                             | Largura da cabeça                | LCB   | -   |
|                             | Comprimento da cabeça            | CCB   | -   |
|                             | Diâmetro do olho                 | DOL   | -   |
|                             | Distância inter-orbital          | 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 =<br>CCB/LCB                            | Modo de alimentação (Wells 2007)                                  |
|                             | Posição relativa do olho         | PRO =<br>DIO/LCB<br>CRM =                   | Indica o tipo de substrato (Heesy 2009)                           |
|                             | Comprimento relativo dos membros | (CCX+CTB+C<br>TA+CPE)/(CB<br>R+CAB+CMA<br>) | Indica a capacidade de locomoção das espécies (Pough et al. 2008) |
|                             | Tamanho relativo do olho         | TRO =<br>DOL/CCB                            | Indica o tipo de substrato (Heesy 2009)                           |
| Ecológicos/<br>Reprodutivos | Distribuição das espécies        | distrib                                     | Floresta Atlântica, Ampla distribuição ou Floresta Ombrófila      |
|                             | Macrohabitat                     | m.habit                                     | Florestal ou área aberta  |
|                             | Sítio de vocalização             | sit.voca                                    | Empoleirado, água, solo ou bromélia                               |
|                             | Padrão reprodutivo               | p.reprod                                    | Prolongado ou explosivo   |
|                             | Modos reprodutivos               | -   | (Haddad & Prado 2005)   |

Tabela 2. Modelos significativos predizendo a relação entre riqueza de espécies, diversidade taxonômica, abundância e diversidade funcional (variáveis respostas) e as variáveis ambientais (locais, paisagem e usos de solo; variáveis preditoras), com valores de dAICc menores que 3. AICc = Critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras; dAICc = Critério de informação de Akaike para cada modelo a partir do modelo mais parcimonioso; df = graus de liberdade; Peso = Peso de cada modelo. Obs: abreviações explicadas nos métodos.

| Métrica    | Modelos   | AICc   | dAICc | df | Peso   |
|------------|---|--------|-------|----|--------|
| Riqueza    | Nulo  | 428.9  | 0     | 3  | 0.91   |
|            | DPP+DFG+DPP*DFG   | 168.5  | 0     | 3  | 0.55   |
|            | Nulo  | 166.2  | 2.3   | 6  | 0.17   |
| Simpson    | ARE+PRO+HID+HVM+PVI+<br>HVI+BRO+COB   | 165.9  | 2.7   | 11 | 0.15   |
|            | ARE+PRO+HID+HVM+PVI+<br>HVI+BRO+COB+DPP+DFG                                     | 165.7  | 2.9   | 13 | 0.13   |
|            | Nulo  | 1228.5 | 0     | 3  | 0.386  |
| Abundância | ARE+PRO+HID+HVM+PVI+<br>HVI+BRO+COB+DPP+DFG                                     | 1229   | 0.5   | 13 | 0.2991 |
|            | ARE+PRO+HID+HVM+PVI+<br>HVI+BRO+COB   | 1229.7 | 1.2   | 11 | 0.2128 |
|            | DPP+DFG+DPP*DFG   | 1231.3 | 2.7   | 6  | 0.0989 |
|            | DPP+DFG+DPP*DFG   | -250.5 | 0     | 6  | 0.434  |
| RAO        | FOR1000+CAM1000+CUL1000+<br>ANT1000+REF1000+AGU1000+<br>CUL1000*ANT1000*REF1000 | -250.2 | 0.2   | 13 | 0.384  |
|            | Nulo  | -248.3 | 2.1   | 3  | 0.151  |



Tabela 3. Conjunto de modelos preditivos da diversidade funcional ajustados por máxima verossimilhança. Em negrito modelos com  $P(z) < 0,05$ .

|                         | Estimado | Erro Padrão | SE Ajustado | Valores Z | P ( $> z $ )      |
|-------------------------|----------|-------------|-------------|-----------|-------------------|
| Intercepto              | 0.3257   | 0.0190435   | 0.0194099   | 16.78     | <b>&lt; 2e-16</b> |
| dpp                     | -0.01347 | 0.0057838   | 0.0058855   | 2.288     | <b>0.022118</b>   |
| dfg                     | -0.01407 | 0.01473     | 0.0149891   | 0.939     | 0.347938          |
| dfg:dpp                 | 0.020886 | 0.0086404   | 0.0087924   | 2.375     | <b>0.017529</b>   |
| for1000                 | -0.19586 | 0.0523579   | 0.0533831   | 3.669     | <b>0.000244</b>   |
| cam1000                 | 0.221314 | 0.0486404   | 0.0495928   | 4.463     | <b>8.10E-06</b>   |
| cul1000                 | -0.03216 | 0.1597962   | 0.162925    | 0.197     | 0.843532          |
| ant1000                 | 0.00239  | 0.0602734   | 0.0614536   | 0.039     | 0.968978          |
| ref1000                 | -0.04769 | 0.0500816   | 0.0510622   | 0.934     | 0.350363          |
| agu1000                 | 0.024448 | 0.0348612   | 0.0355438   | 0.688     | 0.491555          |
| ant1000:cul1000         | -0.04391 | 0.3451242   | 0.3518818   | 0.125     | 0.900701          |
| cul1000:ref1000         | -0.03515 | 0.2661525   | 0.2713639   | 0.13      | 0.896946          |
| ant1000:ref1000         | -0.06774 | 0.1067143   | 0.1088038   | 0.623     | 0.533546          |
| ant1000:cul1000:ref1000 | -0.00097 | 0.5605481   | 0.5715237   | 0.002     | 0.998645          |

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Foram analisados 133 artigos científicos, que representam 20 anos de trabalhos que analisaram a influência de diferentes usos do solo sobre as comunidades de anfíbios anuros. Mais de 50% desses trabalhos utilizam riqueza de espécies como variável resposta, e apenas 0.04% testaram essa influência sobre outras métricas, como por exemplo, diversidade funcional.
- Quase 70% desses trabalhos demonstraram um efeito negativo dos diferentes tipos de uso do solo sobre a riqueza, abundância e a diversidade taxonômica. Agricultura e urbanização apresentaram um efeito negativo sobre a riqueza de espécies e a abundância, respectivamente.
- Além de constatar que fatores antrópicos como urbanização, agricultura e pecuária influenciam as comunidades de anfíbios, esse trabalho demonstra a necessidade de que novos trabalhos utilizem diferentes métricas, como a diversidade funcional, em suas futuras análises.
- Em relação as áreas estudadas no Paraná, encontramos uma ampla variação da riqueza, abundância, diversidade taxonômica e funcional entre as poças analisadas. A riqueza de espécies variou entre duas a 19 espécies, a diversidade de Simpson de 0,891 a 0,408, a abundância de 7 a 3.332 indivíduos e a diversidade funcional variou entre 0,056 e 0,406.

- A espécie mais comum e abundante foi *Dendropsophus minutus* com 4.548 indivíduos, registrada em quase 80% dos corpos d'água. Essa espécie pertence a família Hylidae, que apresentou o maior número de espécies (N= 35 espécies no total). *Adenomera nana*, *Aplastodiscus ehrhardti*, *Bokermannohyla hylax*, *Dendropsophus weneri*, *Boana albomarginatus*, *Boana pulchellus*, *Leptodactylus labyrinthicus*, *Melanophryniscus alipioi*, *Phyllomedusa rustica*, *Pseudis cardosoi*, *Rhinella henseli*, *Scinax perpusillus*, e *Scythrophrys sawayae* são espécies que ocorreram em no máximo em dois corpos d'água.
- Apesar de não ter observado a influência de qualquer variável de uso do solo sobre as métricas analisadas, nós não podemos descartar os efeitos das ações antrópicas sobre as comunidades naturais. Uma das possíveis explicações poderia estar baseada no “fantasma do uso do solo passado”, onde os efeitos das alterações no uso do solo talvez ainda não teriam afetado essas comunidades.
- Além disso, esse trabalho gerou importantes informações a respeito das comunidades estudadas, em relação a resultados obtidos previamente por outros estudos. Aspectos da paisagem, como a distância de corpos d'água, influenciam de forma direta essas comunidades. Quanto maior a distância dos corpos d'água, menor é a diversidade funcional das comunidades.
- Outro aspecto importante é a influência da cobertura natural dos locais. Áreas naturais florestais influenciam negativamente e áreas de campo possuem uma influência positiva sobre a diversidade funcional dos

anuros. Isso pode ser devido as características da fauna local, onde grande parte das espécies apresentadas são de habitat de áreas abertas e generalistas.

- Outro ponto importante é a questão do uso da riqueza de espécies como variável resposta nas análises dos trabalhos. Talvez a riqueza de espécies pode ser utilizada e não demonstrar mudanças na biodiversidade e outros fatores como identidade, dominância, contexto espacial. ASSIM, Estudos de longo prazo devem ser considerados para avaliar as mudanças temporais da biodiversidade. A inclusão de “métricas não tradicionais”, como a diversidade funcional, em estudos e trabalhos de conservação é de fundamental importância para melhorar ações de manejo e conservação em diferentes grupos de espécies.

