



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA
(ILACVN)**

**CIÊNCIAS BIOLÓGICAS-ECOLOGIA E
BIODIVERSIDADE**

**EFEITOS DOS FATORES LOCAIS E DA PAISAGEM NA
ESTRUTURAÇÃO DA METACOMUNIDADE DE ANFÍBIOS ANUROS
EM ÁREAS URBANAS**

LARA JULIA GONÇALVES DE SOUSA

Foz do Iguaçu-PR
2021

**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA
(ILACVN)**

**CIÊNCIAS BIOLÓGICAS-ECOLOGIA E
BIODIVERSIDADE**

**EFEITOS DOS FATORES LOCAIS E DA PAISAGEM NA
ESTRUTURAÇÃO DA METACOMUNIDADES DE ANFÍBIOS ANUROS
EM ÁREAS URBANAS**

LARA JULIA GONÇALVES DE SOUSA

Projeto de Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito para a aprovação na disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso II do curso de Ciências Biológicas- Ecologia e Biodiversidade.

Orientador: Dr. Michel Varajão Garey

Foz do Iguaçu-PR
2021

LARA JULIA GONÇALVES DE SOUSA

**EFEITOS DOS FATORES LOCAIS E DA PAISAGEM NA ESTRUTURAÇÃO DA
METACOMUNIDADES DE ANFÍBIOS ANUROS EM ÁREAS URBANAS**

Projeto de Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito para a aprovação na disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso II do curso de Ciências Biológicas- Ecologia e Biodiversidade.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Michel Varajão Garey
UNILA

Prof. Dr. Cleto Kaveski Peres
UNILA

Prof. Dr. Luiz Roberto Ribeiro Faria Junior
UNILA

Foz do Iguaçu, 07 de outubro de 2021.

Dedico este trabalho à minha mãe Lucia e meu pai Julio.

AGRADECIMENTOS

Não existe outra forma de começar agradecendo que não fosse agradecendo a minha família, minha mãe Lucia, meu pai Julio César e minha irmã Letícia, que sem eles nada disso estaria acontecendo. Agradeço por todos ensinamentos na vida, todo carinho e todo incentivo e apoio sobre a doideira que é ir para outro estado fazer graduação. Um agradecimento especial a minha mãe por todo mimo de fazer a comida que gosto toda vez que voltava para casa, um acalanto para o coração depois de meses longe de casa. Amo vocês.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Parceiro de gole Michel Garey. Michel, muito obrigada por compartilhar seu conhecimento comigo, seja em aula, em campo, em grupo de discussão, é claro e bonito de ver seu interesse para que as pessoas realmente aprendam. Mas para muito além do que se refere a ser orientador, gostaria de agradecer você por todas as risadas, histórias de campo. *happy hour* do laboratório, apoio em momentos difíceis, paciência e confiança. Aos meus companheiros de laboratório e amigos Dérlis Villanueva, Jean, Fati's, Antonella e Matheus obrigada por todo apoio nas coletas que sempre renderam boas risadas, mesmo debaixo do solzão, a ajuda nos processos de identificação e fixação dos bichos, pelas risadas e conversas. Um agradecimento mais que especial ao meu amigo do coração Tarik Kardush, por toda sua ajuda em todas as etapas desse trabalho e as horas e horas de conversas e parceria, obrigada demais.

Agradecimento mais que especial aqueles que foram minha família nesses cinco anos, dividindo teto e filhos caninos (Baderico Calato e Vilma Pietra), Matheus Tognolli (Tog), Carol Maiã (Ca) e Barbara Lima (Bau). Olha, foi uma loucura, dá para quase escrever A Grande Família dos tempos modernos, porque história tem. Obrigada por terem sido minha família e meu apoio durante todo esse tempo, amo vocês e nossos nenês.

Club das cobras, o que falar de vocês? Josi, Luccas, Ciça, Adrieli, Tog, Carol, Sara e Renata, vocês são TUDO. Fica até difícil nomear tudo que sou grata a vocês, obrigada por cada almoço no banquinho, tradicionais festas juninas, roles, fofocas, surtos pré-prova/prazos (Adri, obrigada por cada resumo top compartilhado, salvou nois). A amizade de vocês foi muito importante nessa caminhada, amo vocês bebes. Aos meus parceiros Tsu e Sthe, obrigada por todos momentos relax na feirinha e nos gramadinhos do ju e toda parceria nessa caminhada. Sthe, a amiga mais chic que tenho e com o coração gigante, obrigada por compartilhar seus pensamentos comigo, fizeram total diferença no meu pessoal. Tsu, obrigada por todo carinho e ajuda, principalmente nessa reta final. A minha amiga Lara, e meu amigo Will, poucos anos de convivência na faculdade, mas mais que suficientes para criar um carinho

especial por vocês, obrigada por toda conversa, roles e concelhos e por se manterem presentes apesar da distância.

Maria e Yolanda Barmaimon, obrigada por estarem comigo e todo carinho de vocês nesse último ano de 2020, que não foi fácil para ninguém, mas estar com vocês com certeza fez as coisas serem mais leves e melhores.

A minha amiga irmã Bruna, sete anos de amizade e muita história. Obrigada por toda cervejinha, praia e conversas, por nem esperar eu chegar direito em Vila Velha para chamar para rolezinho e colocar todas as novidades de meses em dia.

Agradeço a todos meus professores do curso de Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade, por terem compartilhado o conhecimento e dedicarem uma boa parte da vida de vocês conosco. Ana, Carla, Danúbia, Elaine, Giovana, Laura, Rafa, obrigada por ocupar esse espaço de professoras Doutoradas, cientistas e não terem desistido, por ter chego onde vocês chegaram, certamente não foi fácil, mas hoje vocês mostram a todxs que esse espaço também é nosso. Aos professores Cleto e Nuno, obrigada por terem aceito contribuir com este trabalho, mas para além das valiosas contribuições, obrigada por serem ótimos professores e amigos, obrigada por toda filosofada, conversas na hora do almoço, companheirismo e incentivo, sinto um carinho muito grande por vocês.

Agradeço a Alexandra Elbakyan por democratizar o acesso ao conhecimento.

Por fim, obrigada UNILA por toda vivencia que seu projeto oferece, é uma experiência impar poder participar dele.

SOUSA, Lara Julia Gonçalves de. **Efeitos dos Fatores Locais e da Paisagem na Estruturação da Metacomunidades de Anfíbios Anuros em Áreas Urbanas**. 2021. 38p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade) – Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2021.

RESUMO

A urbanização é uma das mais severas mudanças na paisagem ocasionada pelos humanos, a qual altera drasticamente as propriedades do sistema biótico e abiótico influenciando diretamente na distribuição da biodiversidade e no funcionamento ecossistêmico. Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a influência da paisagem, das características estruturais dos corpos d'água e do espaço na variação espacial da riqueza e composição de anfíbios anuros que utilizam ambientes lênticos para a reprodução ao longo de um gradiente de urbanização. Para tanto, foram amostrados 22 corpos d'água na região urbana e periurbana de Foz do Iguaçu. No total registramos 17 espécies de anuros. Aplicamos Modelos Gerais Linearizados e Análise de Redundância parcial para avaliar os efeitos dos fatores ambientais locais dos corpos d'água, da paisagem circundante e espaciais na riqueza e composição de espécies, respectivamente. O modelo que melhor explicou a variação espacial na riqueza de espécies foi o modelo contendo as variáveis do corpo d'água e da paisagem. Dentre as variáveis deste modelo, a única que teve efeito foi a profundidade, sendo que quanto maior a profundidade de um corpo d'água menor foi a riqueza de anuros. Em relação a variação na composição de espécies na metacomunidade foi influenciada tanto por fatores locais da estrutura do corpo d'água e da paisagem circundante. Verificamos que a composição de espécies na metacomunidade varia em função da profundidade dos corpos d'água e pela disponibilidade de corpos d'água na matriz urbana. Desta forma, adicionar e/ou reter vários corpos d'água dentro da matriz urbana, em especial corpos d'água menores como brejos e poças, é importante para manter uma maior biodiversidade de espécies, em comparação a não reter ou manter apenas corpos d'água grandes, como normalmente é feito durante o planejamento urbano.

Palavras chaves: Anfíbios; diversidade beta; ecologia de paisagem; paisagem urbana; riqueza de espécies; uso de solo.

SOUSA, Lara Julia Gonçalves de. **Effects of Local and Landscape Factors in Structuring Anuran Amphibian Metacommunities in Urban Areas.** 2021. 38p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade) – Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2021.

ABSTRACT

Urbanization is one of the most severe changes in the landscape caused by humans, which changes drastically as a property of the biotic and abiotic system, directly influencing the distribution of biodiversity and functioning ecosystem. In this context, the present work aimed to evaluate the landscape, the characteristics of water bodies, and space in the spatial variation of the composition of anuran amphibians using lentic environments for reproduction along an urbanization gradient. For this purpose, 22 bodies of water in the urban and peri-urban region of Foz do Iguaçu were sampled. In total, we recorded 17 species of anurans. We apply General Linearized Models and Partial Redundancy Analysis to assess the effects of local environmental factors of water bodies, specific landscape, and spatial on species richness and composition, respectively. The model that best explained the spatial variation in species richness was the model containing the water body and landscape variables. Among the variables in this model, the only one that had an effect was depth, and the greater the depth of a water body, the lower the anuran richness. Regarding the variation in species composition in the metacommunity, it was influenced by both local factors of the structure of the water body and the specific landscape. We found that the composition of species in the metacommunity varies depending on the depth of water bodies and the availability of water bodies in the urban matrix. Thus, adding and/or retaining several water bodies within the urban matrix, in special smaller water bodies such as swamps and puddles, is important to maintain greater species biodiversity, compared to not retaining or just maintaining large water bodies, as is usually done during urban planning.

Keywords: Amphibians; beta diversity; landscape ecology; urban landscape; species richness; land use.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1** - Mapa de localização do presente estudo. a) Mapa categorizado de Foz do Iguaçu com a distribuição espacial dos 22 pontos amostrados (em amarelo) na área urbana e periurbana; b) Círculos concêntricos representando os 10 buffers (com 100 metros de raio acrescidos a cada buffer adicionado a partir do corpo d'água), utilizados para medir os diferentes tipos de uso de solo (indicados na legenda) ao redor de cada corpo d'água amostrado. 16
- Figura 2** - Alguns representantes da anurofauna da região urbana e periurbana de Foz do Iguaçu (PR). a) *Dendropsophus minutus*; b) *Scinax fuscovarius*; c) *Leptodactylus podicipinus*; d) *Physalaemus cuvieri*; e) *Boana albopunctata*; f) *Rhinella diptycha*; g) *Elaistocleis bicolor*; h) *Dendropsophus nanus*; i) *Boana raniceps*; Créditos das fotos: Tárík Kardush. 25
- Figura 3** - Gráfico de dispersão mostrando a relação negativa entre a riqueza de espécies de anuros e a variável local profundidade do corpo d'água. 27
- Figura 4** - Resultado da partição da variação da Análise de Redundância parcial (pRDA), indicando o poder de explicação dos diferentes conjuntos de variáveis preditoras sozinhas e combinadas entre os conjuntos na variação na composição de espécies de anuros na metacomunidade de anuros de áreas urbanas e periurbanas de Foz do Iguaçu-PR. 28

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Resultado das análises espaciais para riqueza e composição de espécies com base em diferentes matrizes de conectâncias.	19
Tabela 2 - Resultados das análises de modelos gerais linearizados (GLM) e RDA realizadas para verificar em qual escala as características da paisagem melhor explicam a variação na riqueza e composição das espécies de anuros na área urbana e periurbana de Foz do Iguaçu-PR. $\Delta AICc$ = valores de Akaike corrigido; gl = grau de liberdade; wAICc = peso Akaike....	20
Tabela 3 - Composição de espécies de anfíbios anuros em estágio larval registradas na área urbana e periurbana de Foz do Iguaçu - Paraná, Brasil. Os pontos de coleta estão organizados da maior a menor profundidade máxima (em centímetros) dos corpos d'água.	24
Tabela 4 - Resultado da seleção do modelo que melhor explica a variação da riqueza, contendo as variáveis preditoras do local e paisagem. $\Delta AICc$ = valores de Akaike corrigido; gl = graus de liberdade; wAICc = peso Akaike.	26
Tabela 5 - Efeito das variáveis preditoras componentes do melhor modelo, neste caso o modelo global selecionado pela análise Modelos Gerais Linearizados, contendo as variáveis local do corpo d'água e da paisagem circundante, para explicar a variação da riqueza de espécies de anuros no ambiente urbano e periurbano de Foz do Iguaçu – PR.	26
Tabela 6 - Análise da significância das variáveis preditoras (locais do corpo d'água e da paisagem circundante) analisadas na análise pRDA para explicar a variação na composição de espécies de anuros em estágio larval na área urbana e periurbana de Foz do Iguaçu-PR.	29

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	12
2. METODOLOGIA.....	15
2.1 ÁREA DE ESTUDO	15
2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL.....	17
2.3 ANÁLISES DOS DADOS	19
2.3.1 TRATAMENTO DOS DADOS.....	19
2.3.1.1 <i>Riqueza</i>	21
2.3.1.2 <i>Composição</i>	21
3 RESULTADOS	22
3.1 RIQUEZA	25
3.2 COMPOSIÇÃO.....	27
4 DISCUSSÃO.....	29
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	32
REFERÊNCIAS.....	33

1 INTRODUÇÃO

Uma das principais ameaças à biodiversidade na Terra é a perda e fragmentação de habitat. A perda e fragmentação de habitat se dá principalmente pela conversão do uso do solo para atividades humanas, como silvicultura, agricultura e urbanização, a qual altera a estrutura, a função e a dinâmica dos ecossistemas terrestres e aquáticos (Grimm et al., 2008a). A conversão de áreas naturais para áreas antropizadas acompanham uma série de modificações dos ambientes, as quais diminuem a disponibilidade de habitat adequado para as espécies nativas, alterando a estrutura e funcionamento dos ecossistemas (Ellis, 2011; McKinney, 2002), que podem ser sentidas em múltiplas escalas (Grimm et al., 2008a). Entre as principais alterações no ecossistema estão as alterações no ciclo de nutrientes como carbono, fósforo e nitrogênio (Ellis, 2011); aumento da superfície impermeável devido ao pavimento, asfalto e edificações; aumento da poluição do ar, solo e dos corpos d'água; aumento da temperatura média formando ilhas de calor em áreas urbanas (McKinney, 2002) e aumento da temperatura nas áreas úmidas presentes na matriz (Johnson et al., 2013); e alteração na precipitação média anual (McKinney, 2002). Além disso, ambientes antropizados tendem a interferir nos corpos d'água, alterando o ciclo hidrológico, dada a utilização para irrigação, drenagem, represas e desvio de água para a agricultura e abastecimento da população (Ellis, 2011), isolando e muitas vezes rompendo a conectividade entre ambientes aquáticos (Grimm, 2008b), alterando a profundidade do corpo d'água pelo aporte de matéria orgânica de origem alóctone e lixiviação do solo. Essas alterações dos ecossistemas naturais se intensificam à medida que aumenta o grau de urbanização, afetando assim, a biodiversidade local (McKinney, 2002; Ellis, 2011; Gámez-Virué et al., 2015).

Transformações antrópicas do uso do solo se apresentam como forte impulsionador da perda de biodiversidade globalmente (Tilman, 2017). As modificações do uso do solo, como a eliminação da vegetação para a expansão urbana, resultam na perda e fragmentação de habitats e na degradação do habitat relictual, levando a uma menor disponibilidade e conectividade de habitats (Dickman, 1987; Hamer & McDonnell, 2008; McKinney, 2002, 2008). Desta forma, a urbanização altera atributos bióticos e abióticos desses ambientes, os quais atuam selecionando espécies com capacidade de adaptação ou que possuam atributos que permitam a colonização e sobrevivência nesse novo ambiente (Keddy, 1992; McKinney, 2006). Portanto, espécies com diferentes atributos tendem a sentir de maneiras diferentes os efeitos da urbanização (Liu et al., 2021). Em termos de populações, as espécies urbanas são comumente encontradas em uma ampla variedade de ambientes, incluindo outras áreas antropizadas (Ducatez et al., 2018), evidenciando que a urbanização tende a selecionar

espécies generalistas em relação ao uso do habitat, clima e dieta (Gámez-Virués et al., 2015; Ducatez et al., 2018; Liu et al., 2021) ou ainda espécies que possuem adaptações para lidar com distúrbios ambientais em geral (Ducatez et al., 2018; Steinicke; Pe'Er & Henle, 2018). Espécies generalistas podem persistir em paisagens fragmentadas apresentando uma dinâmica fonte-sumidouro, entretanto, tendem a exibir menor abundância, ou ainda, mostrar tendências ao declínio ao longo prazo caso essa dinâmica seja interrompida, podendo levar à extinção das espécies (Steinicke; Pe'Er & Henle, 2018). Por outro lado, espécies especialistas de habitat tendem a serem mais sensíveis à urbanização a medida que a urbanização aumenta a fragmentação e diminui a disponibilidade de habitat, limitando as chances de seu nicho ser representado nessa nova paisagem (Henle et al., 2004; Keinath et al., 2017). Além disso, ambientes urbanos tendem a favorecer o estabelecimento de espécies exóticas, pois muitas delas são cultivadas e criadas pela população humana (McKinney, 2002, 2006). Em termos de comunidade, a fragmentação do habitat envolta por uma matriz inóspita, resulta em um desafio a mais para as espécies conseguirem se dispersarem entre habitats disponíveis, pois a urbanização tende a fragmentar rotas de dispersão e aumentar a distância entre os habitats disponíveis (Rubbo & Kiesecker, 2005). Como consequência temos, o isolamento das comunidades locais dentro da dinâmica da metacomunidade. por meio de estradas, ruas e edificações (McKinney, 2002, 2008; Parris, 2006; Hamer & Parris, 2011; Johnson et al., 2013; Newbold et al., 2015), impedindo o fluxo gênico (Hamer & McDonnell, 2008; Van Buskirk, 2012) e o efeito resgate de populações (Rubbo & Kiesecker, 2005), influenciando a coexistência das espécies (Leibold & Chase, 2017). Como resultado do isolamento das metacomunidades e a seleção de espécies aptas a urbanização, a dinâmica da metacomunidade experiência na escala local a redução da riqueza e abundância de espécies e em escalas mais amplas modificações na composição de espécies, tendendo a homogeneização biótica (Rubbo & Kiesecker, 2005; Hamer & McDonnell, 2008; McKinney, 2006, 2008).

Estudos avaliando os impactos da urbanização sobre os anuros ainda são escassos, principalmente, na América do Sul (McDonnell & Haas, 2008; Cordier et al., 2021). De maneira geral a urbanização tende a reduzir a riqueza de espécies e homogeneizar a composição de espécies (McKinney, 2002; McKinney, 2008; Cordier et al., 2021), contudo os efeitos nas populações dependem dos atributos das espécies, tais como o modo de reprodutivo, o sítio de canto e as repostas às condições climáticas (Villaseñor et al., 2017; Liu et al. 2021). Para anuros, espécies que utilizam áreas naturalmente abertas tendem a terem maiores chances de serem encontradas em ambientes urbanos (Hamer & Parris, 2011), enquanto espécies especialistas de habitat e de clima, e com grande alcance geográfico tendem a serem menos

comuns ou desaparecer destes ambientes (Liu et al., 2021). Além disso, espécies com modos reprodutivos independentes de corpos d'água são as mais negativamente afetadas (Liu et al., 2021), pois, estas espécies dependem da serrapilheira úmida para desovar, sendo que estas condições são menos frequentes em ecossistemas urbanos. Ademais, os efeitos da urbanização são capazes de alterar características ambientais em diferentes escalas, desta forma, espécies com desenvolvimento terrestres também podem ser afetadas pelas alterações microclimáticas, como alterações na umidade nos fragmentos, podendo então, diminuir a abundância ou ainda a permanência dessas espécies nesses locais (Grimm et al., 2008a; Almeida-Gomes & Rocha, 2015). Ainda, conforme diminui heterogeneidade da vegetação na paisagem diminui a proporção de espécies arbóreas encontradas na matriz urbana (Oda et al., 2017). Em geral, espécies de anfíbios encontradas em ambientes urbanos são normalmente encontradas em outros ambientes antropizados (i.e., área agrícola), sendo assim, consideradas generalistas de habitat (Oda et al., 2017; Ducatez et al., 2018). Portanto, de maneira geral, a riqueza de espécies de anuros tende a diminuir conforme aumenta o grau de urbanização e a composição de espécies tende a modificar conforme os atributos ambientais (local e da paisagem) são alterados (Hamer & Parris, 2011; Oda et al. 2017).

Apesar de bem documentada os efeitos da urbanização globalmente, pouco se sabe dos efeitos da urbanização em ambientes tropicais, principalmente quando se trata dos anfíbios (ver McDonnell & Hahs, 2008; McKinney, 2008; Cordier et al., 2021). Além disso, estudos avaliando a influência dos fatores locais e da paisagem ao redor dos habitats utilizados pelos anuros para a reprodução, e a distribuição espacial dos anuros em ambientes urbanizados são escassos (e.g., Oda et al., 2017; Villaseñor et al., 2017). A inclusão de métricas da paisagem em estudos de metacomunidades, principalmente em áreas antropizadas é extremamente relevante, tendo em vista que as características da paisagem, tais como grau de urbanização, densidade de rodovias e presença de fragmentos de habitat interferem diretamente na dinâmica espacial ao influenciar diretamente na dispersão. Almeida-Gomes e colaboradores (2020) revisaram, globalmente, estudos que buscam compreender os efeitos da paisagem na estrutura da metacomunidade e encontraram que são escassos estudos que realizaram esse tipo de pesquisa (N=32), sendo apenas 11 foram realizados com anfíbios. Ainda, a maior parte dos estudos realizados resumiram a métrica da paisagem em uma única métrica ou juntaram a métrica da paisagem e local em uma única variável, dificultando analisar a contribuição específica de cada métrica da paisagem sobre os processos ecológicos por trás da distribuição das espécies (Almeida-Gomes et al., 2020). Assim, apesar de incomum, a integração da teoria de metacomunidade e a ecologia da paisagem se faz necessária para conseguirmos entender,

por meio de análises de particionamento, os efeitos das variáveis preditoras separadamente sobre as espécies em suas respectivas escalas (Almeida-Gomes et al., 2020).

As florestas tropicais abrangem os biomas mais importantes, contendo as maiores taxas de produtividade primária líquida, maior extensão geográfica e maior diversidade de espécies que os outros biomas (Ellis, 2011). Considerada como um dos oito *hotspot* mais importantes globalmente, o bioma Mata Atlântica vem sofrendo com a perda de sua área devido à alta fragmentação de habitat, permanecendo hoje entorno de 7% a 11.7% do seu território original, segundo diferentes estimativas (i.e., Myers et al., 2000; Ribeiro et al., 2009; VaRjabedian, 2010; Steinicke; Pe'Er & Henle, 2018). Contudo, a pressão antrópica sobre a biodiversidade, em especial dos anuros, neste bioma ainda é grande, principalmente pelas atividades agrícolas e a urbanização, tendo em vista que aproximadamente 70% da população brasileira vive neste bioma (Pinto & Brito, 2005). A Mata Atlântica é o berço de mais de 625 espécies de anfíbios, sendo que cerca de 78% são endêmicas deste bioma e 80% usam corpos d'água para a reprodução (Rossa-Feres et al., 2017). Sendo assim, compreender como as características da paisagem e dos corpos d'água em áreas urbanizadas afetam os anuros é fundamental para orientar ações de conservação. Desta forma, o presente artigo busca compreender como que mudanças locais, na paisagem e a disposição espacial dos corpos d'água dada pela urbanização afetam a estruturação das metacomunidades de anfíbios anuros. Especificamente, investigamos como que os gradientes ambientais locais dos corpos d'água utilizados para a reprodução pelos anuros, as características da paisagem circundante e fatores espaciais afetam na distribuição espacial da riqueza e composição de espécies. Nossas predições são de que a riqueza e a composição serão influenciadas tanto pelas características locais quanto da paisagem, pois as variáveis locais influenciam as espécies na seleção dos ambientes adequados para a reprodução das espécies, enquanto, as variáveis da paisagem refletem o grau de isolamento dos corpos d'água e a presença de manchas de habitat terrestres utilizados pelos anuros adultos (Villaseñor et al., 2017). Além disso, as variáveis espaciais serão menos importantes na estruturação das comunidades devido ao alto grau de isolamento dessas comunidades, a pequena extensão espacial da área de estudo (Soininen, 2016) e pelo fato de as espécies viventes em paisagens antropizadas serem espécies generalistas, ocorrendo em uma ampla gama de ambientes (McKinney 2002, 2006; Ducatez et al., 2018).

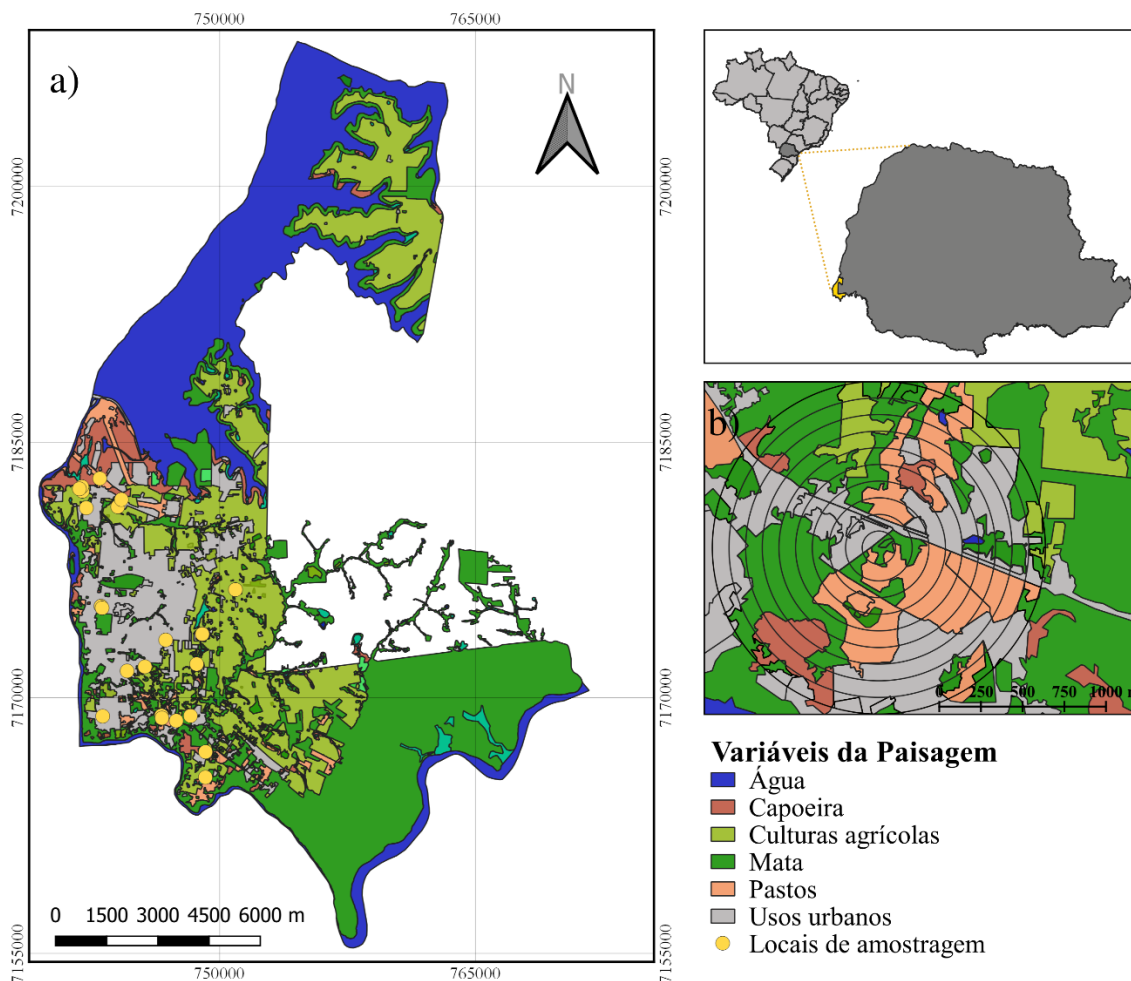
2. METODOLOGIA

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O presente trabalho foi realizado na área urbana e periurbana do município

de Foz do Iguaçu ($25^{\circ} 32' 52''$ S; $54^{\circ} 35' 52''$ O), localizado no extremo oeste do estado do Paraná, Brasil (Figura 1). O clima da região é classificado como Cfa (*sensu* Köppen), subtropical úmido, sem estação seca e com verão quente (Alvares et al., 2013). A precipitação média anual varia entre 1600mm e 1900mm, podendo chover em todos os meses do ano, mas com uma maior concentração de outubro a março (Alvares et al., 2013). A umidade relativa do ar anual média está entorno de 73% (Nitsche et al., 2019). A temperatura média anual varia entre 20°C a 22°C , onde no verão a média é de 26°C e no inverno a média é de 17°C (Alvares et al., 2013; Nitsche et al., 2019). A formação vegetacional de Foz do Iguaçu é pertencente ao bioma Mata Atlântica e é caracterizada por ser uma Floresta Estacional Semidecidual (FSOSMA, 2019). A cidade abrange a Unidade de Conservação Parque Nacional do Iguaçu, a qual possui uma área protegida de mais de 185 mil hectares, segundo ICMBio. Foz do Iguaçu possui uma população estimada de 257.971 pessoas (IBGE, 2021), apresentando uma densidade demográfica de 414, 58 hab/km² (IBGE, 2010).

Figura 1 - Mapa de localização do presente estudo. a) Mapa categorizado de Foz do Iguaçu com a distribuição espacial dos 22 pontos amostrados (em amarelo) na área urbana e periurbana; b) Círculos concêntricos representando os 10 buffers (com 100 metros de raio acrescidos a cada buffer adicionado a partir do corpo d'água), utilizados para medir os diferentes tipos de uso de solo (indicados na legenda) ao redor de cada corpo d'água amostrado.



2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

Amostramos anuros em estágio larval (i.e., girinos) em 22 corpos d'água lânticos distribuídos na área urbana e periurbana de Foz do Iguaçu, entre os anos de 2017 e 2019. Cada corpo d'água foi amostrado em três períodos diferentes durante a época de maior atividade reprodutiva dos anuros (Silva, 2010), ou seja, na estação quente e chuvosa, correspondendo aos meses de setembro a março da área de estudo (M.V. Garey, observação pessoal). Entre um evento de coleta e o próximo foi respeitado o intervalo de pelo menos 30 dias, a fim de aumentar a chance de coletar espécies que apresentam diferentes fenologias. Para coleta diurna dos girinos, foi utilizada uma rede de 32 cm² de diâmetro com malha de 3mm² ou peneiras em ambientes mais rasos (Shaffer et al., 2001), a qual foi passada em toda margem dos corpos d'água durante 60 minutos por corpo d'água e por evento de coleta, totalizando um esforço amostral de três horas por corpo d'água. Os girinos coletados foram eutanasiado, e posteriormente fixados e conservados em solução 1:1 de álcool 70% e formalina a 10%. Todos os indivíduos coletados foram identificados utilizando chaves de identificação (e.g., Rossa-Feres & Nomura, 2006), por comparação com descrições originais dos girinos e, também, a

partir da comparação com os espécimes inseridos na coleção de girinos do Departamento de Zoologia e Botânica (DZSJRP-tadpoles) da Universidade Estadual de São Paulo (UNESP) utilizando microscópio estereoscópico. Todos os espécimes coletados foram depositados na coleção de anfíbios da Universidade Federal da Integração Latino-Americana (CA-UNILA).

Foram obtidos três conjuntos de variáveis potenciais para explicar a variação espacial na riqueza e composição de espécies de anuros: variáveis locais estruturais do corpo d'água, variáveis da paisagem circundante e espaciais. Para caracterização do corpo d'água foram mensuradas: (i) área superficial; (ii) porcentagem de vegetação dentro do corpo d'água; (iii) profundidade máxima; (iv) porcentagem da cobertura de dossel (v) hidroperíodo. A área superficial foi mensurada levando em consideração a figura geométrica que mais se aproximava do formato do corpo d'água. A profundidade foi mensurada com a utilização de uma trena. Para estimar a cobertura de dossel, foram obtidas cinco fotografias em cada corpo d'água a uma altura padronizada, com a câmera direcionada do solo ao dossel, sendo quatro fotos em cada um dos pontos cardeais e uma no centro do corpo d'água. As fotos capturadas foram analisadas no software Image J para estimar a fração (i.e., porcentagem) de dossel visível.

A caracterização da paisagem circundante foi realizada através da utilização do mapa vetorizado de Foz do Iguaçu (Adami; Oliveira; Vendruscolo, 2019) gerado pelas imagens de satélite RapidEye (2013). Os vetores foram classificados em diferentes tipos de uso de solo: (i) água (corpos d'água lênticos e lóticos); (ii) capoeira (vegetação secundária); (iii) culturas agrícolas (monoculturas de soja e milho); (iv) mata (manchas de Floresta Estacional Semidecidual); (v) pasto (terreno limpo para pastagem do gado); (iv) usos urbanos (edificações). Todas as categorias foram expressadas em metros quadrados. Seguindo a abordagem proposta por Jackson & Fahring (2015), foram criados 10 buffers com o raio variando de 100 a 1000 metros ao redor de cada ponto de coleta, acrescentando uma distância de 100 metros de um buffer a outro, a fim de identificar a área ocupada por cada tipo de uso do solo nesse espaço utilizando o software Qgis 3.4.13 (Qgis, 2018). Os buffers de diferentes tamanhos foram usados para verificar em qual escala a riqueza, composição e de espécies anuros foi mais influenciada pelas características da paisagem (Jackson & Fahring, 2015).

Para obtenção das variáveis espaciais, utilizamos a análise de distance-based Moran Eigenvector Maps (dbMEM) com base nas coordenadas geográficas latitude e longitude de cada corpo d'água. Utilizamos quatro matrizes de ponderação espacial diferentes para gerar as variáveis (i.e., eixos) MEM, aplicando um protocolo que otimiza a seleção de uma matriz de ponderação espacial (Bauman et al., 2018), sendo elas: Principal Coordinates of

Neighbourhood Matrix (PCNM), Gabriel linear, MST linear e Dnear Linear. Foi utilizada uma abordagem de seleção das variáveis espaciais com base nas diferentes matrizes de conectância. Entretanto, para riqueza de espécies, nenhum método gerou eixos positivos significativos (Tabela 1). Desta forma, nas análises subsequentes de avaliação da variação na riqueza de espécies não incluímos nenhum eixo da variação espacial. Assim como para a riqueza, nenhum modelo espacial gerou eixos MEM significativos para a composição de espécies (Tabela 1). Contudo, como a abordagem deste artigo é baseada na teoria de metacomunidades, optamos por manter a variação espacial nas análises subsequentes de composição de espécies retendo os dois primeiros eixos, pois são eles que abrangem as maiores variações espaciais em escalas amplas.

Tabela 1- Resultado das análises espaciais para riqueza e composição de espécies com base em diferentes matrizes de conectâncias.

	Riqueza		Composição	
	r ² adj	P	r ² adj	P
PCNM	-0.19	0.9995	-0.01	0.9714
Gabriel Linear	-0.50	0.9999	0.09	0.5644
MST Linear	-0.26	0.9987	0.07	0.6916
Dnear Linear	-0.35	0.9999	0.11	0.3473

2.3 ANÁLISES DOS DADOS

2.3.1 Tratamento Dos Dados

Inicialmente, foi utilizado a análise Variation Inflation Factor (VIF) para remover a colinearidade das variáveis preditoras da paisagem dentro de cada *buffer*. Quando foram detectadas variáveis multicolineares (i.e., VIF>3) em nossos modelos, optamos por excluir a variável com menor suporte teórico e novamente foi implementado a análise de VIF. Este procedimento foi realizado até que restassem apenas variáveis com valores de VIF<3 nos modelos, as quais foram mantidas nas análises posteriores. Desta forma, retiramos a variável

pasto dos *buffers* de raio de 100 e 200 metros e a variável cultura agrícola dos demais *buffers* (300, 400, 500, 600, 700, 800, 900 e 1000).

Para verificar em qual escala as variáveis da paisagem melhor explicam a variação na riqueza e composição de espécies, utilizamos as análises de Modelos Gerais Linearizados (GLM) utilizando os valores de Akaike corrigido e utilizamos a análise de Redundância com base nos valores r^2 respectivamente. A GLM indicou que o melhor modelo foi aquele contendo as variáveis da paisagem em um raio de 200 metros (*buffer* 200) do ponto amostral (AICc= 0,30; Tabela 2). A Análise de Redundância (RDA) de cada um dos 10 *buffers* indicou que o *buffer* de raio de 300 metros ($R^2 = 0.19$) explica melhor a composição das espécies de anfíbios anuros em ambientes urbanos (Tabela 2). Desta forma, nas análises subsequentes de riqueza e composição foram incluídas as variáveis da paisagem num raio de 200 e 300 metros ao redor do corpo d'água, respectivamente.

Tabela 2 - Resultados das análises de modelos gerais linearizados (GLM) e RDA realizadas para verificar em qual escala as características da paisagem melhor explicam a variação na riqueza e composição das espécies de anuros na área urbana e periurbana de Foz do Iguaçu-PR. Δ AICc = valores de Akaike corrigido; gl = grau de liberdade; wAICc = peso Akaike.

Raio do <i>Buffer</i>	GLM			RDA
	Δ AICc	gl	wAICc	r^2
200	0.0	7	0.30	0.18
100	0.7	7	0.21	0.05
400	2.2	7	0.10	0.13
300	2.3	7	0.09	0.18
500	2.5	7	0.08	0.05
1000	3.2	7	0.06	0.16
600	3.9	7	0.04	0.01

700	4.7	7	0.02	0.00
800	4.8	7	0.02	0.05
900	4.8	7	0.02	0.05

2.3.1.1 Riqueza

Inicialmente, analisamos a presença multicolinearidade entre as variáveis da paisagem (*buffer* de 200 m) e ambientais do corpo d'água utilizando VIF. Assim, as variáveis locais que não foram colineares e, conseqüentemente, foram mantidas nas análises posteriores foram a área do corpo d'água, profundidade, dossel, hidroperíodo, já as variáveis da paisagem foram mantidas: área ocupada por corpos d'água, capoeira, culturas agrícolas, mata e usos urbanos. Após a eliminação das variáveis multicolineares, as variáveis preditoras foram padronizadas por meio da padronização Z-score, de modo que todas as variáveis ficaram com média igual a zero e desvio padrão igual a um.

Para seleção do modelo que melhor explica a variação na riqueza de espécies de anuros, construímos modelos lineares da riqueza em função das variáveis da paisagem utilizando a análise de modelos gerais linearizados (GLM). As análises dos dados foram executadas a partir de um vetor contendo a riqueza de espécies por corpo d'água e duas matrizes de variáveis preditoras (local e paisagem). Desta forma, foi gerado um modelo global contendo todas as variáveis preditoras (paisagem e corpo d'água), e depois mais três modelos, um apenas com as variáveis do corpo d'água, outro modelo com apenas variáveis da paisagem e um modelo aleatório contendo apenas o intercepto. Para a seleção do melhor modelo, foi utilizado o princípio da máxima verossimilhança, adotado o critério de informação de Akaike corrigido (AICc) e o peso do modelo (Akaike weights) (Burnham & Anderson, 2002; Burnham et al., 2011).

2.3.1.2 Composição

Para as análises de composição, utilizamos uma matriz de composição de espécies de anuros contendo as abundâncias de girinos e as três matrizes diferentes de variáveis ambientais: uma com as variáveis locais, outra com as variáveis da paisagem circundante e

outra com as variáveis espaciais. Utilizamos novamente a análise VIF para reter as variáveis não colineares das características do corpo d'água, da paisagem em um raio de 300 metros e espaciais. Desta forma, excluímos das variáveis locais o hidroperíodo e a vegetação aquática, das variáveis da paisagem a cultura agrícola, capoeira e mata. Assim, para as posteriores análises da composição de espécies, retemos as variáveis locais: área, profundidade e dossel; a área ocupada na paisagem por água, pasto e usos urbanos, na paisagem; e as variáveis espaciais: MEM1 e MEM2. As variáveis preditoras foram padronizadas por meio do Z-score, onde todas as variáveis ficaram com média igual a zero e desvio padrão igual a um. Com a finalidade de padronizar a matriz de composição de espécies e reduzir o efeito das espécies muito abundantes, empregamos o método de Hellinger (Legendre & Gallagher, 2001).

A diversidade beta entre os pontos amostrais foi calculada utilizando o método Raup - Crick, que é uma medida de diversidade beta padronizada (Chase et al., 2011). Com base no valor gerado pela análise indicando a diversidade beta entre os locais, aplicamos a análise RDA parcial (pRDA) para avaliar a relação que existe entre a composição de espécies de anfíbios anuros e os três conjuntos de variáveis preditoras: local, paisagem e espacial (Legendre & Legendre, 2012). A fim de compreender os efeitos de cada conjunto de variáveis (local, paisagem e espacial) separadamente, utilizamos a análise de partição da variação (Borcard et al., 1992). A partição da variação apresenta valores em porcentagem da associação pura e compartilhada dos diferentes conjuntos de variáveis analisadas. Desta forma, foram gerados oito componentes: ambiental local puro, paisagem pura, espaço puro, variação ambiental espacialmente estruturada, variação na paisagem espacialmente estruturadas, variação ambiental estruturada na paisagem, porcentagem de explicação da variação conjunta das características locais e da paisagem estruturadas espacialmente e a porcentagem que não foi explicada por nenhum dos conjuntos anteriores.

3 RESULTADOS

Registramos na região urbana e periurbana da cidade de Foz do Iguaçu 17 espécies de anuros, distribuídas em cinco famílias e oito gêneros (Tabela 3). As famílias Hylidae e Leptodactylidae foram as mais ricas com nove e quatro espécies respectivamente, seguida por Odontophrynidae com duas espécies e Microhylidae e Bufonidae com uma espécie cada. A ocorrência espacial foi distinta entre as espécies, sendo que *Physalaemus cuvieri* foi a espécie que ocorreu em mais ambientes (15 corpos d'água dos 22 amostrados), seguida por *Dendropsophus nanus* presente em 13 corpos d'água, *Scinax fuscovarius* presente em 11 corpos d'água. Contudo, outras espécies apresentaram uma ocorrência restrita a apenas um corpo

d'água, que foram as espécies *Odontophrynus americanus*, *Odontophrynus* sp., *Leptodactylus* aff. *chaquensis*, *Leptodactylus podicipinus* e *Boana* aff. *punctatus*.

Figura 2 - Alguns representantes da anurofauna da região urbana e periurbana de Foz do Iguaçu (PR). a) *Dendropsophus minutus*; b) *Scinax fuscovarius*; c) *Leptodactylus podicipinus*; d) *Physalaemus cuvieri*; e) *Boana albopunctata*; f) *Rhinella diptycha*; g) *Elastocleis bicolor*; h) *Dendropsophus nanus*; i) *Boana raniceps*; Créditos das fotos: Tárik Kardush.



3.1 RIQUEZA

O modelo que melhor explicou a riqueza de espécies de anuros na área urbana e periurbana de Foz do Iguaçu, foi o modelo global ($\Delta AICc = 0.0$; $gl = 10$; $wAICc = 0.774$), o qual contém as variáveis preditoras do local e da paisagem circundante explicando cerca de 77% da variação da riqueza de espécies de anuros (Tabela 4). Dentro do modelo global, as variáveis significativas para explicar a variação na riqueza foram a profundidade do corpo d'água ($P = 0.0342$) e o intercepto ($P < 0.0001$; Tabela 5). A variável profundidade foi negativamente relacionada com a riqueza de espécies, indicando que, corpos d'água que possuem uma maior profundidade apresentaram uma menor riqueza de espécies de anuros (Figura 3). Já intercepto evidencia uma variação na riqueza que independe das variáveis preditoras, ou seja, não foi explicada por nenhuma das variáveis mensuradas.

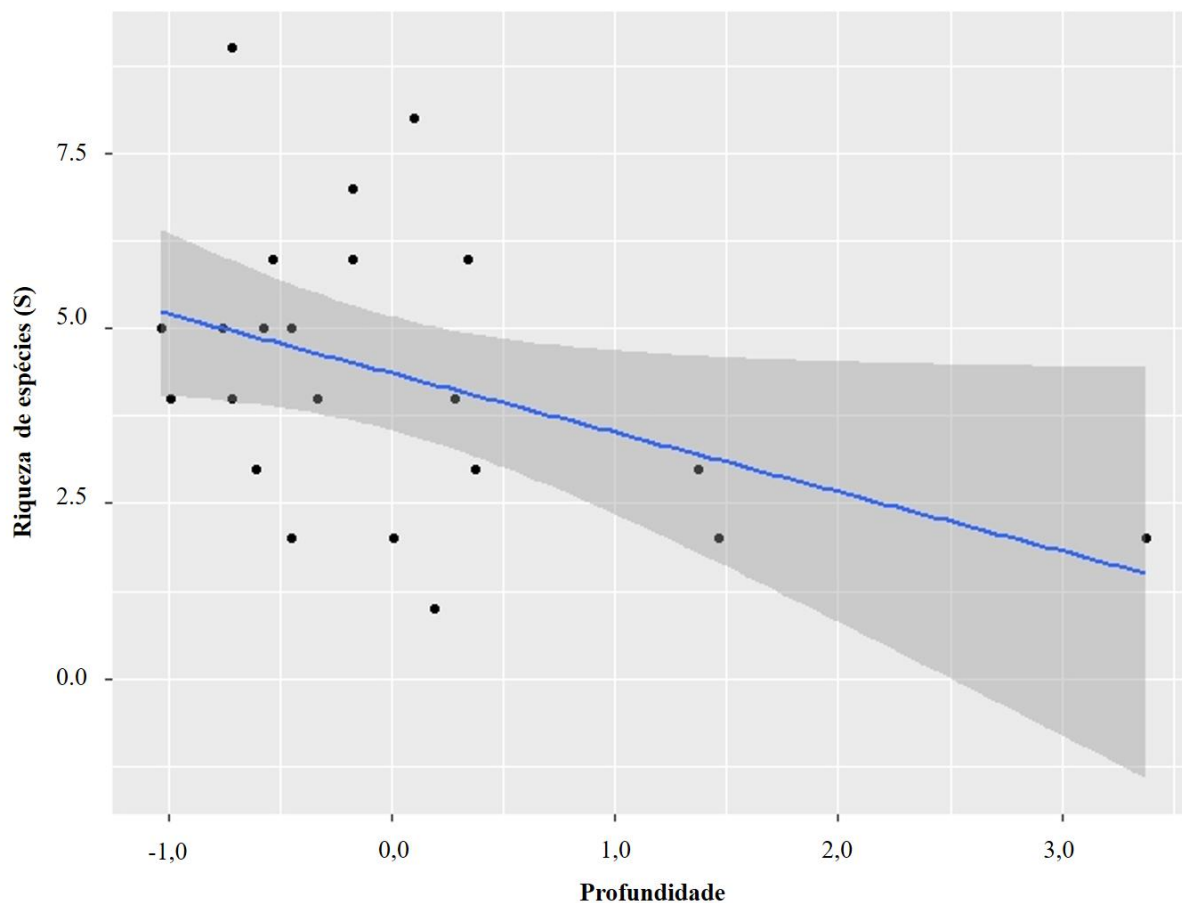
Tabela 4 - Resultado da seleção do modelo que melhor explica a variação da riqueza, contendo as variáveis preditoras do local e paisagem. $\Delta AICc$ = valores de Akaike corrigido; gl = graus de liberdade; wAICc = peso Akaike.

Modelo	Variáveis	$\Delta AICc$	gl	wAICc
Global	Área superficial + profundidade + hidroperíodo + dossel + água + capoeira + agrícola + mata + urbano	0.0	10	0.774
Paisagem	Água + capoeira + agrícola + mata + urbano	3.3	5	0.149
Local	Área superficial + profundidade + hidroperíodo + dossel	4.6	6	0.077
Nulo	Intercepto	Inf	2	<0.001

Tabela 5 - Efeito das variáveis preditoras componentes do melhor modelo, neste caso o modelo global selecionado pela análise Modelos Gerais Linearizados, contendo as variáveis local do corpo d'água e da paisagem circundante, para explicar a variação da riqueza de espécies de anuros no ambiente urbano e periurbano de Foz do Iguaçu – PR.

Preditores	Estimado	Erro padrão	Z	P
Intercepto	1.42	0.17	8.32	<2e-16
Área	0.14	0.16	0.89	0.3685
Profundidade	-0.40	0.19	-2.11	0.0342
Hidroperíodo	-0.06	0.36	-0.18	0.8511
Dossel	-0.04	0.18	-0.27	0.7865
Água	0.12	0.13	0.88	0.3752

Figura 3 - Gráfico de dispersão mostrando a relação negativa entre a riqueza de espécies de anuros e a variável local profundidade do corpo d'água.



3.2 COMPOSIÇÃO

A análise de Redundância parcial (RDAP) apontou que nosso conjunto de variáveis preditoras do local, paisagem e espaço explicam a variação na composição de espécies de anuros em estágio larval de Foz do Iguaçu ($R^2 = 0.56$; $P = 0.027$). Verificamos 11% da variação na composição de espécies de anuros em estágio larval na área urbana e periurbana foi explicada puramente pelas características ambientais locais dos corpos d'água e 4% pelas características da paisagem circundante (Figura 4). Dentro destes conjuntos de variáveis, verificamos que a composição de espécies na metacomunidade foi influenciada principalmente pelo gradiente de profundidade dos corpos d'água e pela área ocupada por outros corpos d'água (i.e., lânticos e lóticos) ao redor do ponto amostrado (Tabela 6). De maneira geral, verificamos que *Leptodactylus fuscus*, *Scinax squalirostris* e *Scinax fuscovarius* foram positivamente relacionados a ambientes mais rasos, enquanto só *Rhinella diptycha* se associou de forma

positiva a locais profundos. Ainda, observamos que a composição de espécies presentes na área urbana variou conforme a disponibilidade de corpos d'água na matriz.

Figura 4 - Resultado da partição da variação da Análise de Redundância parcial (pRDA), indicando o poder de explicação dos diferentes conjuntos de variáveis preditoras sozinhas e combinadas entre os conjuntos na variação na composição de espécies de anuros na metacomunidade de anuros de áreas urbanas e periurbanas de Foz do Iguaçu-PR.

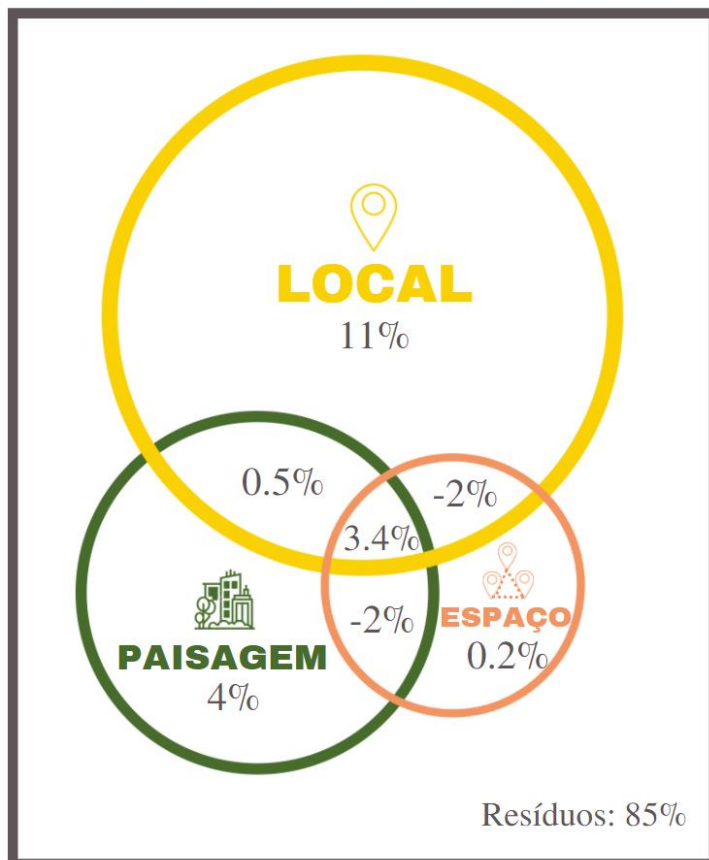


Tabela 6 - Análise da significância das variáveis preditoras (locais do corpo d'água e da paisagem circundante) analisadas na análise pRDA para explicar a variação na composição de espécies de anuros em estágio larval na área urbana e periurbana de Foz do Iguaçu-PR.

Variáveis preditoras	Variância	F	P
Área	0.02	0.89	0.548
Profundidade	0.10	3.71	0.004
Dossel	0.03	1.11	0.319
Água	0.06	2.13	0.041
Pastos	0.01	0.65	0.730
Usos urbanos	0.03	1.06	0.384
Resíduo	0.37		

4 DISCUSSÃO

A área urbana e periurbana do município de Foz do Iguaçu abrigou 17 espécies de anfíbios anuros, o que representa aproximadamente 47% da riqueza de anuros conhecida para o oeste do Paraná (36 espécies no total) (Leivas et al., 2018). Muitas das espécies encontradas na região urbana são consideradas espécies mais generalistas, sendo frequentemente encontradas em áreas abertas antropizadas, tais como: *Dendropsophus minutus*, *D. nanus*, *Leptodactylus fuscus*, *Rhinella diptycha* e *Scinax fuscovarius* (Santos, 2011; Silva et al., 2007; Silva et al., 2008; Oda et al., 2017). Verificamos que a riqueza de espécies foi influenciada principalmente pelas características dos ambientes utilizados para a reprodução. De maneira geral, quanto maior a profundidade de um corpo d'água menor foi a riqueza de anuros. Por outro lado, a composição de espécies foi influenciada tanto pelas características do habitat como da paisagem circundante, sendo que a composição de espécies

variou ao longo dos gradientes de profundidade e pela quantidade de corpos d'água existentes na paisagem circundante.

Nossos resultados mostraram que a estruturação da metacomunidade de anfíbios anuros em ambientes urbanos é moldada por processos determinísticos locais (i.e., nicho) e pela heterogeneidade ambiental (i.e., disponibilidade de corpos d'água na matriz urbana com diferentes profundidades), enquanto demonstraram pouco efeito do espaço. Esses resultados indicam que os efeitos espaciais, ou seja, a configuração espacial dos corpos d'água presentes na matriz urbana, não apresentou efeito na riqueza e composição de espécies, indicando que independente da distância espacial e das possíveis barreiras à dispersão dada pela estrutura da matriz urbana, as espécies presentes na área urbana conseguem ou conseguiram (e se mantem relictuais) se dispersar e selecionar os habitats disponíveis no gradiente ambiental, seguindo um modelo de classificação de espécies (*species sorting*), com as características ambientais do local e da paisagem sendo importantes para a estruturação da metacomunidade (Leibold et al., 2004; Johnson et al., 2013; Andrade et al., 2021). Esses resultados corroboram com os resultados encontrados pelo Villaseñor e colaboradores (2017), o qual notou que as espécies raras e comuns encontradas em ambientes urbanos sentem os efeitos da urbanização em diferentes escalas, evidenciando que espécies com diferentes requisitos, respondem em escalas diferentes aos efeitos da urbanização. Portanto, fica claro que para manter uma maior biodiversidade de anfíbios anuros na matriz urbana é necessário além de preservar as características estruturais do corpo d'água, garantir em nível de paisagem (em nosso estudo pelo menos 300 metros de raio ao redor do corpo d'água) uma paisagem permeável que garanta a conectividade entre as metacomunidades (Compton et al., 2007; Harper; Rittenhouse & Semlitsch, 2008).

A profundidade do corpo d'água parece ser um fator chave para a manutenção da diversidade de espécies de girinos de anuros. Corpos d'água rasos foram importantes por abrigar uma maior riqueza de espécies de anuros em ambientes tropicais, tanto em áreas preservadas (Eterovick, 2003; Eterovick & Barata, 2006), como em áreas urbanas (presente estudo). Corpos d'água mais profundos tendem a não secar durante algum período do ano, favorecendo a ocorrência de predadores de grande porte, tais como peixes. Desta forma, os anuros podem evitar se reproduzir nestes ambientes (Buxton & Sperry, 2017) ou mesmo que se reproduzam nestes ambientes, as chances de sobrevivência dos girinos são reduzidas pelo aumento da incidência de predação (Pearman, 1993, 1995). Buxton e Sperry (2017) revisaram mais de 30 estudos e notaram uma clara tendência dos anuros adultos de diferentes espécies a evitarem ovipor em locais com presença de predadores. Apesar de não termos coletados

predadores, em campo observamos a presença de peixes carnívoros apenas nos corpos d'água mais profundos. A ocorrência de espécies em ambientes mais profundos, e consequentemente, com maior risco de predação, é favorecida pela existência de mecanismos de anti-predação, tais como impalatabilidade dos girinos de *Rhinella diptycha* (Nomura et al., 2011), o que pode desencadear em uma maior pressão de predadores nas espécies que não possuem mecanismos anti-predador diminuindo, assim, a riqueza local. Contudo, apesar de abrigar uma maior riqueza, locais mais rasos tendem a ser mais susceptíveis à dessecação, o que pode afetar negativamente a sobrevivência dos girinos (Kehr et al., 2014). Em resposta ao risco de dessecação, as espécies que se reproduzem em tais locais, aumentam a velocidade de metamorfose à medida que o volume de água diminui, resultando em uma baixa taxa média de crescimento (Kehr et al., 2014), a qual pode ser compensada depois na ontogenia (Pearman, 1993). Desta forma, nossos resultados mostram que as espécies encontradas na matriz urbana responderam negativamente ao aumento da profundidade, diminuindo a riqueza e alterando a composição ao decorrer desse gradiente, evidenciando que as espécies presentes no ambiente urbano tendem a ter respostas mais gerais a distúrbios ambientais (i.e., dessecação) em comparação a respostas mais específicas, como mecanismos anti-predador.

O gradiente de disponibilidade de corpos d'água na paisagem foi um importante direcionador da variação espacial na composição de anuros em ambientes urbanos. Atividades antrópicas como a dragagem, drenagem e inundação de corpos d'água estão entre as atividades que mais afetam o sistema de áreas úmidas (Gibbs, 2000). A exemplo deste efeito, o presente trabalho incluía *a priori* a amostragem de 26 corpos d'água, entretanto, finalizamos esta pesquisa amostrando 22 corpos d'água, pois quatro unidades amostrais sofreram interferências antrópicas desse tipo durante nosso estudo, evidenciando a instabilidade que o ambiente urbano pode oferecer aos anuros. A persistência de uma metapopulação em uma paisagem é dependente da movimentação dos indivíduos, que vão em busca de colonizar habitats recém-criados ou mesmo habitats desocupados (Gibbs, 1993). Desta forma, a estrutura da paisagem afeta diretamente a distribuição dos adultos (Villaseñor et al. 2017), pois eles podem selecionar locais específicos para reprodução, influenciando na distribuição dos girinos entre os habitats, de maneira, por exemplo, a reduzir o contato com predadores (Evans et al., 1996; Alford, 1999; Eterovick & Barros, 2003). Sendo assim, promover habitats distribuídos na paisagem, que podem ser colonizados ou mesmo utilizados durante a dispersão pelos juvenis e adultos, tende a favorecer a persistência das espécies, promovendo a conectividade entre as populações (Hamer & McDonnell, 2008), favorecendo a persistência e coexistência das espécies (Leibold & Chase, 2017). Por outro lado, a redução da disponibilidade de áreas úmidas

em uma paisagem está ligada ao aumento do grau de isolamento das comunidades entre corpos d'água, impactando negativamente na movimentação dos indivíduos (Semlistch; Bodie, 1998; Gibbs, 2000). Desta forma, a redução da disponibilidade de corpos d'água em uma paisagem aumenta a distância até a área úmida mais próxima, dificultando a dispersão, e afetando negativamente a dinâmica das metapopulações e da metacomunidade, podendo limitar e até mesmo impedir o resgate das populações da extinção local à medida que o indivíduo passa mais tempo suscetível a interferências físicas ou ambientais da paisagem, impactando diretamente na diversidade de anuros da região (Dickman, 1987; Semlistch; Bodie, 1998; Russell; Guynn; Hanlin, 2002; Cadotte, 2006; Parris, 2006).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os anuros são organismos fundamentais para controle de invertebrados considerados pragas em ambientes urbanos e rurais (Naz et al., 2019; García-Padrón, 2021). Desta forma, para mantermos a biodiversidade anuros em paisagens antropizadas e assim os processos ecossistêmicos desempenhados por eles, é necessário incluir no Plano Diretor Municipal a necessidade de conservar o máximo possível de áreas úmidas, com diferentes características estruturais. Nossos resultados evidenciam que a disponibilidade de corpos d'água na matriz urbana, assegura uma maior conectividade entre metacomunidades, possibilitando, por exemplo, o efeito resgate entre populações. Enquanto, características estruturais do corpo d'água, como a profundidade, age selecionando as espécies, com corpos d'água rasos assegurando maior riqueza de espécies. Desta forma, como visto por Villasenõr e colaboradores (2017), adicionar e/ou reter vários corpos d'água dentro da matriz urbana, em especial corpos d'água menores como brejos e poças, é importante para manter uma maior biodiversidade de espécies, em comparação a não reter ou manter apenas corpos d'água grandes, como normalmente é feito durante o planejamento urbano. Desta forma, gerenciar os diferentes corpos d'água e suas características estruturais juntamente com a paisagem ao redor do corpo d'água (em nosso estudo a um raio de pelo menos 300 metros ao redor do corpo d'água) assegurará uma maior biodiversidade anfíbios anuros em ambientes urbanos.

REFERÊNCIAS

- Adami, S. F., Oliveira, V. F. D., & Vendruscolo, G. S. (2019). Dinâmica Espacial-Temporal dos usos das terras na Microrregião de Foz do Iguaçu, 1980/2017.
- Alford, R.A. (1999). Ecology: resource use, competition, and predation, p. 240-278. In: R.W. Mcdiarmid & R. Altig (Eds). Tadpoles: the biology of anuran larvae. Chicago, The University of Chicago Press, XIII+444p.
- Almeida-Gomes, M., & Rocha, C. F. (2015). Habitat loss reduces the diversity of frog reproductive modes in an Atlantic forest fragmented landscape. *Biotropica*, 47(1), 113-118.
- Almeida-Gomes, M., Valente-Neto, F., Pacheco, E. O., Ganci, C. C., Leibold, M. A., Melo, A. S., & Provete, D. B. (2020). How does the landscape affect metacommunity structure? A quantitative review for lentic environments. *Current Landscape Ecology Reports*, 1-8.
- Altermatt, F., Schreiber, S., & Holyoak, M. (2011). Interactive effects of disturbance and dispersal directionality on species richness and composition in metacommunities. *Ecology*, 92(4), 859-870.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. D. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728.
- Anciutti, M. A. C., Bastiani, V. I. M. D., Dal Magro, J., Carasek, F. L., Baldissera, R., & Lucas, E. M. (2019). Local and landscape factors affecting tadpole diversity in subtropical Atlantic Forest streams. *Austral Ecology*, 44(8), 1311-1321.
- Andrade, R., Franklin, J., Larson, K. L., Swan, C. M., Lerman, S. B., Bateman, H. L., ... & York, A. (2021). Predicting the assembly of novel communities in urban ecosystems. *Landscape Ecology*, 36(1), 1-15.
- Bauman, D., Drouet, T., Fortin, M. J., & Dray, S. (2018). Optimizing the choice of a spatial weighting matrix in eigenvector-based methods. *Ecology*, 99(10), 2159-2166.
- 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(5857), 1775-1777.
- Becker, C. G., Fonseca, C. R., Haddad, C. F., & Prado, P. I. (2010). Habitat split as a cause of local population declines of amphibians with aquatic larvae. *Conservation Biology*, 24(1), 287-294.
- Borcard, D., Legendre, P., & Drapeau, P. (1992). Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73(3), 1045-1055.
- Burnham, K. P. & D. R. Anderson, 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach, 2nd ed. Springer, New York.
- Burnham, K. P., D. R. Anderson & K. P. Huyvaert, 2011. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65: 23–35.

- Buxton, V. L., & Sperry, J. H. (2017). Reproductive decisions in anurans: a review of how predation and competition affects the deposition of eggs and tadpoles. *BioScience*, 67(1), 26-38.
- Cadotte, M. W. (2006). Dispersal and species diversity: a meta-analysis. *The American Naturalist*, 167(6), 913-924.
- Chase, J. M., Kraft, N. J., Smith, K. G., Vellend, M., & Inouye, B. D. (2011). Using null models to disentangle variation in community dissimilarity from variation in α -diversity. *Ecosphere*, 2(2), 1-11.
- Compton, B. W., McGarigal, K., Cushman, S. A., & Gamble, L. R. (2007). A resistant-kernel model of connectivity for amphibians that breed in vernal pools. *Conservation Biology*, 21(3), 788-799.
- Cordier, J. M., Aguilar, R., Lescano, J. N., Leynaud, G. C., Bonino, A., Miloch, D., ... & Nori, J. (2021). A global assessment of amphibian and reptile responses to land-use changes. *Biological Conservation*, 253, 108863.
- Cottenie, K. (2005). Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters*, 8:1175-1182.
- Dickman, C. R. (1987). Habitat fragmentation and vertebrate species richness in an urban environment. *Journal of Applied Ecology*, 337-351.
- Dixo, M., & Metzger, J. P. (2010). The matrix-tolerance hypothesis: an empirical test with frogs in the Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, 19(11), 3059-3071.
- Ducatez, S., Sayol, F., Sol, D., & Lefebvre, L. (2018). Are urban vertebrates city specialists, artificial habitat exploiters, or environmental generalists?. *Integrative and Comparative Biology*, 58(5), 929-938.
- Ellis, E. C. (2011). Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369(1938), 1010-1035.
- Eterovick, P. C. (2003). Distribution of anuran species among montane streams in south-eastern Brazil. *Journal of tropical ecology*, 219-228.
- Eterovick, P. C., & Barata, I. M. (2006). Distribution of tadpoles within and among Brazilian streams: the influence of predators, habitat size and heterogeneity. *Herpetologica*, 62(4), 365-377.
- Eterovick, P. C., & Barros, I. S. (2003). Niche occupancy in south-eastern Brazilian tadpole communities in montane-meadow streams. *Journal of tropical ecology*, 19(4), 439-448.
- Evans, M., Yáber, C., Hero, J.-M., & Yaber, C. (1996). Factors Influencing Choice of Breeding Site by *Bufo marinus* in Its Natural Habitat. *Copeia*, 1996(4), 904.
- FSOSMA, I. (2019). Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica Período 2017-2018. Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Paulo.

Gámez-Virués, S., Perović, D. J., Gossner, M. M., Börschig, C., Blüthgen, N., De Jong, H., ... & Westphal, C. (2015). Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. *Nat Commun* 6: 8568.

García-Padrón, L. Y. (2021). Diet of a community of frogs in an agroecosystem in western Cuba. *Caribbean Herpetology*, 76, 1-8.

Gibbs, J. P. (1993). Importance of small wetlands for the persistence of local populations of wetland-associated animals. *Wetlands*, 13(1), 25-31.

Gibbs, J. P. (2000). Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation biology*, 14(1), 314-317.

Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *science*, 319(5864), 756-760.

Grimm, N. B., Foster, D., Groffman, P., Grove, J. M., Hopkinson, C. S., Nadelhoffer, K. J., ... & Peters, D. P. (2008). The changing landscape: ecosystem responses to urbanization and pollution across climatic and societal gradients. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(5), 264-272.

Hamer, A. J., & McDonnell, M. J. (2008). Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. *Biological Conservation*, 141(10), 2432–2449.

Hamer, A. J., & Parris, K. M. (2011). Local and landscape determinants of amphibian communities in urban ponds. *Ecological Applications*, 21(2), 378-390.

Henle, K., Davies, K. F., Kleyer, M., Margules, C., & Settele, J. (2004). Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity & Conservation*, 13(1), 207-251.

IBGE. 2021. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/foz-do-iguacu/panorama>> acesso: 01/09/2021.

IBGE. 2010. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/foz-do-iguacu/panorama>> acesso: 01/09/2021.

ICMBio. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/parnaiguacu/quem-somos.html>> acesso: 01/09/2021.

Jackson, H. B., & Fahrig, L. (2015). Are ecologists conducting research at the optimal scale?. *Global Ecology and Biogeography*, 24(1), 52-63.

Johnson, P. T., Hoverman, J. T., McKenzie, V. J., Blaustein, A. R., & Richgels, K. L. (2013). Urbanization and wetland communities: applying metacommunity theory to understand the local and landscape effects. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 34-42.

Keddy, P. A. (1992). Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3(2), 157-164.

Kehr, A. I., Schaefer, E. F., Dure, M. I., & Gómez, V. I. (2014). Influence of light intensity, water volume and density in tadpoles raised in mesocosm experiments. *Journal of Zoology*, 293(1), 33-39.

Keinath, D. A., Doak, D. F., Hodges, K. E., Prugh, L. R., Fagan, W., Sekercioglu, C. H., ... & Kauffman, M. (2017). A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. *Global Ecology and Biogeography*, 26(1), 115-127.

Leibold, M. A., & Chase, J. M. (2017). *Metacommunity ecology*, volume 59. Princeton University Press.

Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., & Gonzalez, A. (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters*, 7(7), 601-613.

Legendre, P., & Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), 271–280.

Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology, Developments in Environmental Modelling*. Elsevier.

Leivas, P. T., de Oliveira Calixto, P., Hiert, C., & Garey, M. V. (2018). Anurans of anthropogenic areas and remnants of Semideciduous Forest in western State of Paraná, Brazil. *Herpetology Notes*, 11, 543-551.

Leuven, R. S. E. W., Den Hartog, C., Christiaans, M. M. C., & Heijligers, W. H. C. (1986). Effects of water acidification on the distribution pattern and the reproductive success of amphibians. *Experientia*, 42(5), 495-503.

Liu, G., Rowley, J. J., Kingsford, R. T., & Callaghan, C. T. (2021). Species' traits drive amphibian tolerance to anthropogenic habitat modification. *Global Change Biology*, 27(13), 3120-3132.

McDonnell, M. J., & Hahs, A. K. (2008). The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecology*, 23(10), 1143-1155.

McKinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation. The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience*, 52(10), 883-890.

McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*, 127(3), 247-260.

McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban ecosystems*, 11(2), 161-176.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.

Naz, S., Akbar, H., Habib, S., Rais, M. F., & Malik, M. A. (2019). Role of anuran tadpoles as biological control for dengue larvae. *International Journal of Mosquito Research*, 6, 22-26.

Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., ... & Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45-50.

Nitsche, P. R.; Caramori, P. H.; Ricce, W. S.; Pinto, L. F. D. (2019). Atlas Climático do Estado do Paraná. Londrina, PR: IAPAR.

Nomura, F., do Prado, V. H. M., da Silva, F. R., Borges, R. E., Dias, N. Y. N., & Rossa-Feres, D. D. C. (2011). Are you experienced? Predator type and predator experience trade-offs in relation to tadpole mortality rates. *Journal of Zoology*, 284(2), 144-150.

Oda, F. H., Gonçalves, S., Oda, T. M., Tschope, L. C. R., Briso, A. L. F., Oliveira, M. R. F., ... & Vasconcelos, T. S. (2017). Influence of vegetation heterogeneity and landscape characteristics on anuran species composition in aquatic habitats along an urban-rural gradient in southeastern Brazil. *Zoology and Ecology*, 27(3-4), 235-244.

Parris, K. M. (2006). Urban amphibian assemblages as metacommunities. *Journal of Animal Ecology*, 75(3), 757-764.

Pearman, P. B. (1993). Effects of habitat size on tadpole populations. *Ecology*, 74(7), 1982-1991.

Pearman, P. B. (1995). Effects of pond size and consequent predator density on two species of tadpoles. *Oecologia*, 102(1), 1-8.

Pinto, L. P., & Brito, M. D. (2005). Dinâmica da perda da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira: uma introdução. Belo Horizonte: SOS Mata Atlântica/Conservação Internacional do Brasil.

Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142(6), 1141-1153.

Rossa-Feres, D. C., & Nomura, F. (2006). Characterization and taxonomic key for tadpoles (Amphibia: Anura) from the northwestern region of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica*, 6(1).

Rossa-Feres, D. D. C., Garey, M. V., Caramaschi, U., Napoli, M. F., Nomura, F., Bispo, A. A., ... & Haddad, C. F. (2017). Anfíbios da Mata Atlântica: lista de espécies, histórico dos estudos, biologia e conservação. *Revisões em Zoologia: Mata Atlântica*, 237-314.

Rubbo, M. J., & Kiesecker, J. M. (2005). Amphibian breeding distribution in an urbanized landscape. *Conservation biology*, 19(2), 504-511.

Russell, K. R., Guynn Jr, D. C., & Hanlin, H. G. (2002). Importance of small isolated wetlands for herpetofaunal diversity in managed, young growth forests in the Coastal Plain of South Carolina. *Forest Ecology and Management*, 163(1-3), 43-59.

Santos, I. (2011). Anuros de áreas conservadas e urbanizadas do município de Iporanga, estado de São Paulo, Brasil.

Semlitsch, R. D., & Bodie, J. R. (1998). Are small, isolated wetlands expendable?. *Conservation biology*, 12(5), 1129-1133.

Shaffer, B. H., Alford, R. A., Woodward, B. D., Richards, S. F., Altig, R. G., & Gascon, C. (2001). Muestreo cuantitativo de larvas de anfibios. *Medición y Monitoreo de la Diversidad Biológica: Métodos Estandarizados para Anfibios* (WR Heyer, MA Donnelly, R. McDiarmid, LC Hayek, and MS Foster, eds.). Smithsonian Institution Press, USA, 126-131.

Silva, F. R. Da. (2010). Evaluation of Survey Methods for Sampling Anuran Species Richness in the Neotropics. *South American Journal of Herpetology*, 5(3), 212–220.

Silva, F. R. D., & Rossa-Feres, D. D. C. (2007). Uso de fragmentos florestais por anuros (Amphibia) de área aberta na região noroeste do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, 7, 141-147.

Silva, R. A., Martins, I. A., & de Cerqueira Rossa-Feres, D. (2008). Bioacústica e sítio de vocalização em taxocenoses de anuros de área aberta no noroeste paulista. *Biota Neotropica*, 8(3), 123-134.

Soininen, J. (2016), Spatial structure in ecological communities – a quantitative analysis. *Oikos*, 125: 160-166.

Steinicke, H., Pe'Er, G., & Henle, K. (2018). Abundance and survival rates of three leaf-litter frog species in fragments and continuous forest of the Mata Atlântica, Brazil. *Nature Conservation*, 26, 77.

Tilman, D., Clark, M., Williams, D. R., Kimmel, K., Polasky, S., & Packer, C. (2017). Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature*, 546(7656), 73.

Van Buskirk, J. (2012). Permeability of the landscape matrix between amphibian breeding sites. *Ecology and evolution*, 2(12), 3160-3167.

VaRjabedian, R. (2010). Lei da Mata Atlântica: retrocesso ambiental. *Estudos avançados*, 24(68), 147-160.

Villasenor, N. R., Driscoll, D. A., Gibbons, P., Calhoun, A. J., & Lindenmayer, D. B. (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.



ATA DE DEFESA DO TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

Ao(s) dia(s) 07 do mês de outubro do ano de 2021 realizou-se a apresentação pública de defesa do Trabalho de Conclusão de Curso, intitulado Efeitos dos fatores locais e da paisagem na estruturação da metacomunidade de anfíbios anuros em áreas urbanas

apresentado pelo discente Lara Júlia Gonçalves de Sousa, do curso Ciências Biológicas - Ecologia e Biodiversidade. Os trabalhos foram iniciados às 14 h 00, pelo(a) docente orientador(a) Michel Varajão Garey

presidente da banca examinadora, com o(a) docente Cleto Kaveski Peres, e o(a) docente Luiz Roberto Ribeiro Faria Junior.

Observações da Banca Examinadora:

Corrigir problemas gramaticais e de edição do texto para entrega da versão final para a biblioteca. As demais sugestões serão julgadas pelo orientador e orientada quanto a pertinência para a redação do manuscrito para a publicação.

A Banca Examinadora, ao término da apresentação oral e da arguição do acadêmico, encerrou os trabalhos às 16 h 30. Os examinadores atribuíram as seguintes notas:

orientador(a)	nota final: 9,5	Média final: 9,5
docente	nota final: 9,5	
docente	nota final: 9,5	

Proclamado o resultado pelo presidente da banca examinadora, encerraram-se os trabalhos e, para constar, eu Michel Varajão Garey lavrei a presente Ata que assino juntamente com os demais membros da banca.

Foz do Iguaçu, 07 de outubro de 2021.

Assinaturas:

--	--	--