



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

GUILHERME DE TOLEDO FIGUEIREDO

**ESTRUTURAÇÃO DE METACOMUNIDADES DE ANUROS
NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL**



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE LONDRINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Colegiado do Curso de Ciências Biológicas



Ciências Biológicas - UEL

GUILHERME DE TOLEDO FIGUEIREDO

**ESTRUTURAÇÃO DE METACOMUNIDADES DE ANUROS
NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL**

Londrina
2015

GUILHERME DE TOLEDO FIGUEIREDO

**ESTRUTURAÇÃO DE METACOMUNIDADES DE ANUROS
NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina como um dos requisitos à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Luiz dos Anjos

Coorientador: Prof. Dr. Mauricio Osvaldo Moura

Londrina
2015

**Catálogo elaborado pela Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central da
Universidade Estadual de Londrina.**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

F475e Figueiredo, Guilherme de Toledo.

Estruturação de metacomunidades de anuros no norte do Paraná, Brasil / Guilherme de Toledo Figueiredo. – Londrina, 2015.

74 f. : il.

Orientador: Luiz dos Anjos.

Coorientador: Mauricio Osvaldo Moura.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2015.

Inclui bibliografia.

1. Anuro – Teses. 2. Anfíbio – Mata Atlântica – Teses. 3. Comunidades animais – Teses. 4. Ecologia animal – Teses. I. Anjos, Luiz dos. II. Moura, Mauricio Osvaldo. III. Universidade Estadual Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU 597.8(816.2)

GUILHERME DE TOLEDO FIGUEIREDO

**ESTRUTURAÇÃO DE METACOMUNIDADES DE ANUROS NO
NORTE DO PARANÁ, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina como um dos requisitos à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

BANCA EXAMINADORA

Orientador : Prof. Dr. Luiz dos Anjos
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Prof. Dr. Michel Varajão Garey
Universidade Federal da Integração Latino-
Americana, Instituto Latino-Americano de Ciências
da Vida e da Natureza – UNILA

Prof. Dr. José Luís Oliván Birindelli
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Londrina, 11 de março de 2015.

**“Dedico a todos os biólogos e a natureza divina
do universo”**

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu Professor orientador Dr. Luiz dos Anjos pelas oportunidades, paciência e pelas inúmeras dicas e conselhos no decorrer do meu estudo. Ao Professor José Marcelo Torezan pelas conversas e dicas, aos parceiros do museu de zoologia da Universidade Estadual de Londrina, Oscar Akio Shibatta, José Birindelli, ao Alex e ao Jarduli. Aos Professores José Antonio Pimenta e Fernando Jerep por compor a banca de qualificação e contribuir com a melhoria da dissertação.

Agradeço ao Professor Dr. Michel Varajão Garey por aceitar compor a banca de defesa e contribuir com seu conhecimento para a melhoria da dissertação. Ao Professor Dr. Mauricio Osvaldo Moura pela paciência e inúmeras dicas no aprimoramento da dissertação.

Gratidão à minha tia Tânia Regina Montanha Toledo Scoparo por disponibilizar seu tempo e conhecimento para a correção da escrita da dissertação.

Agradeço aos proprietários das fazendas e aos funcionários dos parques que o estudo foi realizado. Ao Dr. Marcos Robalinho Lima pelos conselhos, aos amigos do LEPIB, Mario Orsi, Diego, Alexandre e Marcelo. Aos amigos do laboratório, Bárbara, Gabriel Rosa, Larissa, Gabriela Bochio. Agradeço ao Luis Fernando Storti por ajudar e tornar possível as coletas no primeiro ano de estudo. Ao Guilherme Zamarian Rezende pela amizade. Ao amigo Thiago Oliveira pelos conselhos e dicas no projeto.

Gratidão a quem eu tenho um carinho muito grande, à minha namorada Carolina Blefari Batista pela ajuda nas coletas e pelo companheirismo. Aos amigos Gabriela, Gisele e Reginaldo. Obrigado aos meus familiares por me ajudar a chegar até aqui e possibilitar o meu aperfeiçoamento nos estudos, ao meu pai grande Pai José Carlos Figueiredo, aos meus irmãos, Aline de Toledo Figueiredo e Rafael de Toledo Figueiredo, à minha mãe querida pelos conselhos e pelo carinho, Fátima Ap. M. B. de Toledo.

À coordenação do Programa de Pós-Graduação do Mestrado e aos Professores.

A CAPES pelo apoio financeiro.

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização da dissertação.

Obrigado.

Figueiredo, Guilherme de Toledo. **Estruturação de metacomunidades de anuros no norte do Paraná, Brasil. 2015.** 75 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2015.

RESUMO

A Mata Atlântica historicamente passou por profundas transformações em sua conformação original, dando origem a uma paisagem fragmentada em sua maioria. A fragmentação florestal é um fator que atua de forma negativa nos processos ecológicos e em diferentes proporções sobre a biodiversidade. Os anfíbios anuros são sensíveis à fragmentação porque possuem uma fisiologia adaptada a ambientes úmidos. Porém esta sensibilidade tem diferentes respostas: espécies associadas à floresta respondem de maneiras distintas ao desmatamento em comparação com as espécies vinculadas às áreas abertas. Diante deste processo de fragmentação dos habitats naturais muito se tem usado em ecologia o conceito de metacomunidades, que pode ser definido por comunidades locais formadas por múltiplas espécies as quais são conectadas por processos de dispersão e tem sido uma ferramenta muito útil para prever padrões na dinâmica das comunidades. Os principais processos que estão envolvidos em moldar a estrutura de uma metacomunidade são as interações biológicas, os filtros ambientais, a dispersão e eventos de colonização e extinção aleatórios. A partir destes fatores são descritos quatro modelos de dinâmica de metacomunidades: modelo neutro (*neutral model*); dinâmica de manchas (*patch dynamics*); efeito de massa (*mass effect*); triage de espécies (*species sorting*). Na definição de metacomunidades, as escalas locais e regionais atuam em conjunto na estruturação das comunidades locais. Porém, em escalas maiores, padrões gerais da distribuição das espécies e de diversidade espacial são mais diretamente responsáveis pela estruturação das comunidades. A partir dos modelos de metacomunidades tornou-se possível prever os efeitos da fragmentação do habitat sobre a dinâmica dos ecossistemas e a biodiversidade. Outro fator que atua na distribuição de anfíbios anuros são as variáveis climáticas, porque estão relacionadas às atividades reprodutivas, à sua fisiologia e além disso há uma ligação entre a filogenia das espécies e o gradiente climático. Por esse motivo é muito importante mensurar em diferentes escalas espaciais a variação das espécies em relação às variáveis climáticas. Neste estudo testou-se se a percentagem de cobertura florestal, as variáveis climáticas e o componente espacial influenciam a estruturação das comunidades de anuros na paisagem florestal fragmentada do norte paranaense.

Palavras-chave: Fragmentação. Anura. Escalas espaciais. Filtro ambiental.

Figueiredo, Guilherme de Toledo. **Structuring of meta-communities of anurans in northern Paraná, Brazil. 2015.** 75 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2015.

ABSTRACT

The Atlantic Forest historically had profound changes in its original state, resulting almost entirely in a fragmented landscape. Forest fragmentation is a factor which acts negatively on ecological processes and at different scales on biodiversity. The amphibians are sensitive to this process because they have a restricted physiology to moisture environments. Thus, this sensitivity has different responses: species on forest respond in different ways to deforestation in comparison with open areas species. Against these processes much has been used in ecology the concept of metacommunities that can be defined by multiple species interacting through dispersion and has been a very useful tool to predict patterns in assembly structure. The main processes involved in shaping the structure of a metacommunity are biological interactions, environmental filters, dispersion and random events of colonization and extinction. From these factors are described four models of metacommunities: neutral model; patch dynamics; mass effect; species sorting. In the definition of metacommunities, local and regional scales act together to shape the community traits. But at larger scales, general patterns of species distribution and spatial diversity are more directly responsible for structuring communities. With the metacommunities models become possible to predict how habitat fragmentation affects the dynamics of ecosystems and biodiversity. Another factor that acts in the distribution of amphibians are climate variables, because they are related to reproductive activities and there is a link between the phylogenies of species and the climate gradient. For this reason it is very important measure in different spatial and temporal scales the variation of species in relation to climate variables. This study aimed to test if the percentage of forest cover, climate variables and the spatial component influence the structure of anuran communities in fragmented forest landscape of northern Paraná state.

Keywords: Fragmentation. Anuran. Spatial scales. Environmental filters.

LISTA DE FIGURAS E TABELAS

FIGURA 1.	Áreas amostradas (triângulos pretos) distribuídos em oito municípios no norte do Paraná, sul do Brasil.....	30
FIGURA 2.	Análise de Correspondência sem Tendência dos grupos Floresta (Pontos verdes); Pouca Floresta (Pontos amarelos); Sem Floresta (Pontos pretos), fundamentado nos dados de abundância dos anuros nas comunidades.	36
FIGURA 3.	Contribuição relativa em porcentagem das variáveis climáticas (A) = componente ambiental; espaciais (E) = componente espacial; e o componente partilhado (A+E) para explicar a variação na composição de anfíbios anuros em 48 corpos d'água no norte do Paraná, sul do Brasil.	37
TABELA 1.	Variáveis climáticas utilizadas como modelo de nicho, com dados de precipitação (mm) e temperatura (°C) obtidas no banco de dados do BIOCLIM.....	32

LISTA DE FIGURAS E TABELAS – APÊNDICE A

FIGURAS 1-4:	Espécies de anuros amostradas nas áreas de estudo. 1 - <i>Rhinella schneideri</i> ; 2 - <i>Rhinella cf. ornata</i> ; 3 - <i>Ischnocnema guentheri</i> ; 4 - <i>Vitreorana uranoscopa</i>	55
FIGURAS 5-8:	Espécies de anuros amostradas nas áreas de estudo. 5 - <i>Haddadus binotatus</i> ; 6 - <i>Odontophrynus americanus</i> ; 7 - <i>Proceratophrys avelinoi</i> ; 8 - <i>Aplastodiscus perviridis</i>	56
FIGURAS 9-12:	Espécies de anuros amostradas nas áreas de estudo. 9 - <i>Dendropsophus minutus</i> ; 10 - <i>Dendropsophus nanus</i> ; 11 - <i>Hypsiboas albopunctatus</i> ; 12 - <i>Hypsiboas caingua</i>	57
FIGURAS 13-16:-	Espécies de anuros amostradas nas áreas de estudo. 13 – <i>Hypsiboas faber</i> ; 14- <i>Hypsiboas prasinus</i> ; 15 - <i>Hypsiboas raniceps</i> ; 16 - <i>Phyllomedusa tetraploidea</i>	58
FIGURAS 17-20:	Espécies de anuros amostradas nas áreas de estudo. 17 - <i>Scinax fuscovarius</i> ; 18 - <i>Scinax perereca</i> ; 19 - <i>Scinax rizibilis</i> 20 - <i>Crossodactylus schmidti</i>	59
FIGURAS 21-24:	Espécies de anuros amostradas nas áreas de estudo. 21 - <i>Physalaemus cuvieri</i> ; 22 – <i>Leptodactylus fuscus</i> ; 23 - <i>Leptodactylus labyrinthicus</i> ; 24 - <i>Leptodactylus latrans</i>	60
FIGURAS 25-28	Espécies de anuros amostradas nas áreas de estudo. 25 – <i>Leptodactylus mystacinus</i> ; 26 – <i>Leptodactylus podicipinus</i> ; 27 - <i>Elachistocleis bicolor</i> ; 28 – <i>Lithobates catesbeianus</i>	61
FIGURA 29.	PCA resultante da ordenação dos locais amostrados em função das variáveis climáticas na região de Londrina (Preto) e de Florestópolis (Verde).....	62
TABELA 1.	Os locais onde foram realizadas as amostras, as coordenadas geográficas de cada local e informação sobre o hidroperíodo dos corpos d’água localizados em 28 municípios no norte do Paraná	63
TABELA 2.	Método de registro observado para cada espécie. Procura Auditiva (PA); Procura Visual (PV) no norte do Paraná	64

TABELA 3.	Abundância das espécies de anfíbios anuros em 48 corpos d'água no norte do Paraná, Brasil, de outubro de 2012 a fevereiro de 2013 e outubro de 2013 a fevereiro de 2014.....	65
TABELA 4.	Variáveis climáticas utilizadas como modelo de nicho nos 48 corpos d'água amostrados no norte do Paraná entre outubro de 2012 a fevereiro de 2013 e outubro de 2013 a fevereiro de 2014	69
TABELA 5.	Locais amostrados em 48 corpos d'água com a porcentagem de cobertura florestal e as devidas categorias em que cada local foi inserido, no norte do Paraná, Brasil.....	73

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	11
REFERÊNCIAS	17
ARTIGO: ESTRUTURAÇÃO DE METACOMUNIDADES DE ANUROS NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL	23
RESUMO	24
ABSTRACT	25
INTRODUÇÃO	26
MATERIAL E MÉTODOS	29
<i>Área de estudo</i>	29
<i>Amostragem de anuros</i>	30
<i>Caracterização das variáveis ambientais e espaciais</i>	31
<i>Análise de dados</i>	33
RESULTADOS	35
DISCUSSÃO	37
REFERÊNCIAS	43
APÊNDICE	54
APÊNDICE A	55
APÊNDICE B	74

INTRODUÇÃO GERAL

A influência antropogênica na modificação e destruição dos habitats naturais são os principais fatores que contribuem para o aumento do risco da extinção global sobre a biodiversidade (Vitousek et al. 1997). A fragmentação florestal produz uma série de modificações nos processos ecológicos que atuam em diferentes escalas sobre a diversidade (Fahrig 2003; Fischer & Lindenmayer 2007). A perda de habitat, que faz parte da concepção de fragmentação florestal é responsável por uma sequência de impactos negativos como as modificações na distribuição das espécies, decréscimo na riqueza e abundância e aumento na probabilidade de extinções (Fahrig 2003).

A Mata Atlântica, bioma que possui a maior diversidade de anfíbios anuros (Haddad et al. 2013), teve sua cobertura original extremamente reduzida em função do desmatamento, restando aproximadamente de 12-16% da floresta original (Ribeiro et al. 2009). No entanto, a maior porção destes remanescentes são pequenos e inseridos em meio a uma matriz de áreas voltadas a atividades agropastoris (Tabarelli et al. 2005), o que torna os efeitos negativos do processo de fragmentação mais contundentes.

A cobertura florestal nativa no norte do Paraná é a Floresta Estacional Semidecidual. Contudo, os efeitos da fragmentação florestal são marcantes, porque segundo Maack (1981) a paisagem nativa era dominada por florestas, as quais cobriam 85% de todo o território do estado e foi reduzido à aproximadamente 7% (Rodrigues 1993). O processo histórico da ocupação de terra é o principal fator para o estágio atual de degradação. De 1850 a 1899, a porção leste do norte Paranaense foi ocupada por mineiros que praticavam a agricultura de subsistência e criação de suínos, e de 1900 a 1929, na porção oeste, houve uma forte ocupação de fazendeiros que desmataram quase que totalmente a região para transformação das áreas em fazendas cafeicultoras (Chies

& Yokoo 2012). Entre 1960 e 1970, foi desmatado aproximadamente 600.000 ha de matas nativas para o uso em atividades voltadas à agricultura e pastagens (Carvalho 1991).

A remoção da floresta por atividades humanas é uma das principais causas do declínio das populações de anuros (Cushman 2006). O conhecimento atual sobre os efeitos da fragmentação sobre anfíbios indica que há uma relação positiva entre o aumento da quantidade de florestas e a riqueza e abundância de anfíbios (Dixo e Metzger 2010). Por outro lado, o aumento de perturbação e isolamento dos remanescentes os afeta negativamente, porque algumas espécies têm baixa capacidade de deslocamento tornando-os vulneráveis a morte, diminuindo as chances de colonização e susceptíveis à deriva ecológica (Cushman 2006; Gardner et al. 2007). A sensibilidade dos anfíbios à fragmentação florestal se deve em grande parte às restrições fisiológicas destes organismos, muito dependentes de ambientes úmidos (Blaustein et al. 1994). Anuros que tem hábitos associados à floresta apresentam diferentes respostas ao desmatamento em comparação com as espécies associadas a áreas abertas (Dixo & Martins 2008).

Espécies florestais que dependem de corpos d'água para se reproduzir, tendem a sofrer os efeitos da fragmentação num curto período de tempo, porque a maioria das espécies de anuros precisam sair dos fragmentos sem ambiente aquático, tornando-se expostos a ameaças como à dessecação e a predação (Becker et al. 2007). Por outro lado algumas espécies possuem características (*e.g.*, altas taxas de dispersão e habitat-generalistas) que as tornam menos susceptíveis ao processo de fragmentação, mantendo populações viáveis sem o risco de sofrer o efeito da deriva genética (Dixo et al. 2009). Por isso as consequências da fragmentação e da perda de habitat para a maioria dos anfíbios anuros agem de diferentes maneiras, as quais estão relacionadas à sua

especificidade a determinados ambientes, sua capacidade reprodutiva limitada, capacidade de se dispersar e outras necessidades ecológicas (Cushman 2006).

Um dos objetivos em estudos de ecologia de comunidades é explicar os processos que controlam os padrões de estruturação das comunidades (Leibold et al. 2004; Vellend 2010) através de diferentes escalas espaciais (*e.g.*, local e regional) e temporais (*e.g.* mensal, anual, diferentes estações) (Legendre et al. 2010; Ricklefs 2008; Simberloff 2004). Nesse contexto, realizar estudos somente em escalas locais podem não ser suficientes para compreender como as comunidades estão estruturadas, sendo necessária uma abordagem pelo menos regional (Ricklefs, 2008).

Atualmente em ecologia tem-se usado o conceito de metacomunidades, o qual pode ser definido como um sistema onde as comunidades locais estão interligadas pela dispersão e tem sido utilizado como uma poderosa ferramenta para definir padrões na dinâmica e estruturação das comunidades (Cottenie 2005). Há quatro modelos teóricos da dinâmica de metacomunidades, as quais são diferenciadas pelo desempenho dos processos basais reconhecidos por moldar a essa dinâmica (Leibold et al. 2004; Holyoak et al. 2005; Logue et al. 2011): (1) filtragem ambiental que pode ser definido como uma condição restritiva aos fatores abióticos e a disponibilidade de recursos que diminuem o conjunto de estratégias necessárias para o estabelecimento e permanência dos indivíduos em determinado local, atuando como filtros ambientais (Keddy 1992; Weiher & Keddy 1999); (2) interações biológicas como a competição, predação, parasitismo, dentre outras (Begon et al. 2006); (3) dispersão, definida pelos movimentos das espécies a nível de indivíduo, que as possibilitam colonizar e até se estabelecer em determinado local que não seja o local do seu nascimento (Townsend et al. 2009); (4) eventos estocásticos de colonização e extinção, ou seja, esses dois processos são aleatórios em determinado local. A partir destes processos, os modelos de

metacomunidades podem ser descritos como: o modelo neutro (*neutral model*), dinâmica de manchas (*patch dynamics*), efeito de massa (*mass effect*) e triagem de espécies (*species sorting*).

O modelo neutro (*neutral model*) é baseado no pressuposto de que todas as espécies são similares em relação aos requerimentos ambientais e a demografia. Neste modelo, as interações ecológicas não têm um papel contundente na dinâmica populacional, ou seja, não há diferenças entre as espécies nas taxas de extinção e colonização e todas as espécies possuem equivalência nas taxas de natalidade e mortalidade (Bell 2001; Hubbell 2001; Chave 2004; Gonzalez 2009). A teoria neutra assume que todas as espécies estão sujeitas a sofrer os efeitos da deriva ecológica que resulta na extinção de espécies da metacomunidade, mesmo na presença de dispersão (Gonzalez 2009). Porém, o que mantém a diversidade e o equilíbrio dinâmico na metacomunidade são a especiação e dispersão atuando conjuntamente (Bell 2005).

A dinâmica de manchas (*patch dynamics*): este modelo assume que vários fragmentos são idênticos e eles podem ou não estar ocupados. As espécies competem por estes fragmentos e a quantidade de fragmentos que ela ocupa determina a abundância regional. A dinâmica das comunidades é determinada por um balanço entre a colonização e extinção de espécies nos fragmentos e esse processo é correlacionado: espécies que têm baixa taxa de extinção são boas competidoras, mas não são boas colonizadoras, enquanto que as espécies com altas taxas de extinção compensam a perda com uma alta taxa de colonização (Gonzalez 2009).

O efeito de massa (*mass effect*): nesse modelo os fragmentos são considerados heterogêneos e há altas taxas de dispersão (Leibold et al. 2004) sendo embasado nas dinâmicas de “fonte-sumidouro” que considera os fragmentos fontes como locais produtivos geradores de juvenis com potencial migratório para outros fragmentos

considerados sumidouros, os quais possuem taxas de mortalidade maiores que as taxas de natalidade e, portanto, dependem da “fonte” para manter as populações (Mackenzie et al. 2006). A manutenção da diversidade das espécies em longo prazo, nos fragmentos, se dá por uma simetria competitiva dos organismos em escala regional, no qual a média das taxas de reprodução de todas as espécies é equilibrada em toda a metacomunidade (Mouquet & Loreau 2002).

Modelo de triagem de espécies (*species sorting*): essa abordagem é fundamentada na mudança das comunidades por meio de gradientes ambientais (Whittaker 1962), e considera os efeitos abióticos como processos vitais na demografia e interações ecológicas das espécies (Leibold 1998; Chase & Leibold 2003). Os fragmentos são considerados heterogêneos, sendo que a qualidade dos remanescentes e a dispersão juntos afetam a composição das comunidades locais pelas diferenças nas taxas de colonização e extinção (Steiner & Leibold 2004). O resultado final é que se existir espécies dispersoras elas serão triadas do pool regional de espécies na paisagem de acordo com os seus requerimentos ambientais (Gonzalez 2009). A dispersão é considerada um fator importante neste modelo e as mudanças na composição das comunidades locais possibilitam rastrear mudanças nas condições ambientais (Leibold et al. 2004).

Na definição de metacomunidade, a influência dos processos regionais, os quais são decorrentes da migração de espécies de comunidades diferentes da região, e os processos locais que ocorrem dentro de cada comunidade local são efeitos que em conjunto moldam as características de uma comunidade (Gonzalez 2009). No entanto em escalas maiores, por meio da taxa de dispersão numa região, vários padrões gerais de distribuição das espécies e de diversidade espacial são responsáveis por estruturar as comunidades (Hubbell 2001; Holyoak et al. 2005). Sendo assim, metacomunidades têm

diferenças no funcionamento ecológico e evolutivo em relação à dinâmica das comunidades (Urban et al. 2008). As perturbações antrópicas aos habitats naturais como a fragmentação ainda são intensas, e o uso de modelos que envolvem metacomunidades podem prever os impactos das modificações ambientais pelos seres humanos sobre a biodiversidade (Gonzalez 2009).

Para anfíbios a temperatura e precipitação estão intimamente relacionadas com as atividades de reprodução desses organismos (Duellman & Trueb 1986). Além disso, há uma ligação entre gradientes climáticos e as relações filogenéticas das espécies, assim como os fatores históricos afetando a distribuição de anuros (Duarte et al. 2014). Assim há influência direta das variáveis climáticas na dinâmica das metacomunidades de anuros (Moen et al. 2009; Vasconcelos et al. 2010; Gonzalez-Voyer et al. 2011). Atualmente muito se tem falado da importância das mudanças climáticas afetando a biodiversidade mundial (Garcia et al. 2014) inclusive de anfíbios anuros (Corn 2005). Por isso é importante mensurar em diferentes escalas espaço-temporais a variação das espécies em relação às variáveis climáticas, porque a mudança do clima em escalas locais e regionais pode afetar toda uma gama de espécies.

Neste estudo foi testado se a percentagem de cobertura florestal, as variáveis climáticas e as variáveis espaciais influenciam a dinâmica das comunidades de anuros na paisagem florestal fragmentada do norte paranaense.

REFERÊNCIAS

- 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 – 7.
- Bell, G. 2001. Neutral macroecology. *Science* 293: 2413 – 18.
- Bell, G. 2005. The co-distribution of species in relation to the neutral theory of community ecology. *Ecology* 86: 1757 – 1770.
- Begon, M., Townsend, C. R. & Harper, J. L. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Oxford: Blackwell Publishing.
- Blaustein, A. R., Hokit, D. G., O Hara, R. K. & Holt, R. A. 1994 Pathogenic fungus contributes to amphibian losses in the Pacific Northwest. *Conserv. Biol.* 67: 251 – 254.
- Carvalho, M. S. 1991. A pequena produção de café no Paraná. Tese de Doutorado. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Chase, J. M. & Leibold, M. A. 2003. *Ecological Niches: Linking Classical and Contemporary Approaches*. Chicago: Chicago University Press.
- Chave, J. 2004. Neutral theory and community ecology. *Ecol. Lett.* 7: 241 – 253.
- Chies, C. & Yokoo, S. C. 2012 Colonização do Norte Paranaense: avanço da cafeicultura e problemas decorrentes deste processo. *Revista GEOMAE - Geografia, Meio Ambiente e Ensino* 3: 27 – 44.
- Corn, P. S. 2005. Climate change and amphibians. *Anim. Biod. and Cons.* 28: 59 – 67.
- Cottenie, K. 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecol. Lett.* 8: 1175 – 82.

- Cushman, S. A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Conserv. Biol.* 128: 231 – 240.
- Dixo, M. & Martins, M. 2008. Are leaf-litter frogs and lizards affected by edge effects due to forest fragmentation in Brazilian Atlantic forest? *Journal of Tropical Ecology* 24: 551 – 554.
- Dixo M., Metzger J. P., Morgante J. S. & Zamudio K. R. 2009. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Conserv. Biol.* 142: 1560 – 1569.
- Dixo, M., & Metzger, J. P. 2010. The matrix-tolerance hypothesis: an empirical test with frogs in the Atlantic Forest. *Biodiv. and Conserv.*, 19: 3059–3071.
- Duarte, L. D. S., Both, C., Debastiani, V. J., Carlucci, M. B., Gonçalves, L. O., Cappelatti, L., Seger, G. D. S., Bastazini, V. A. G., Brum, F. T., Salengue, E. V. & Bernardo-Silva, J. S. 2014. Climate effects on amphibian distributions depend on phylogenetic resolution and the biogeographical history of taxa. *Global Ecology and Biogeography* 23: 213 – 222.
- Duellman, W. E. & Trueb, L. 1986. *Biology of Amphibian*. New York: Mc Graw- Hill.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 34: 487 – 515.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global. Ecol. Biogeogr.* 16: 265 – 280.
- Fundação SOS Mata Atlântica & INPE. 2006. Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 2000-2005. SOS Mata Atlântica, São Paulo.

- Garcia, R. A., Cabeza, M., Rahbek, C., & Araújo, M. B. 2014. Multiple dimensions of climate change and their implications for biodiversity. *Science* 344: 486 – 497.
- Gardner, T. A., Barlow, J. & Peres, C. A. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Conserv. Biol.* 138: 166 – 179.
- Gonzalez, A. 2009. Metacommunities: Spatial Community Ecology. *In: Encyclopedia of Life Sciences (ELS)*. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd.
- Gonzalez-Voyer, A., Padial, J. M., Castroviejo-Fisher, S., De La Riva, I. & Vilà, C. 2011. Correlates of species richness in the largest Neotropical amphibian radiation. *J. Evol. Biol.* 24: 931 – 942.
- Haddad, C. F. B., Toledo, L. F., Prado, C. P. A., Loebmann, D., Gasparini, J. L. & Sazima, I. 2013. Guia de anfíbios da Mata Atlântica: diversidade de biologia. São Paulo: Anolisbooks.
- Holyoak, M., Leibold, M. A. & Holt, R. 2005. Metacommunities: Spatial Dynamics and Ecological Communities. Chicago, University of Chicago Press.
- Hubbell, S. P. 2001. The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. Princeton, Princeton University Press.
- Keddy, P. A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *J. Veg. Sci.* 3: 157 – 164.
- Legendre, P., D. Borcard, G. Blanchet & S. Dray, 2010. PCNM: PCNM spatial eigenfunction and principal coordinate analyses. R package version 2.1/r82. <http://RForge.Rproject.org/projects/sedar/>.

Leibold, M. A. 1998. Similarity and local co-existence of species in regional biotas. *Evolutionary Ecology* 12: 95 – 110.

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. *Ecol. Lett.* 7: 601 – 613.

Logue J. B., Mouquett N., Peter H., Hillebrand H. & The Metacommunity Working Group. 2011. Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends Ecol. Evol.* 26: 482 – 91.

Maack, R. 1981. *Geografia Física do Estado do Paraná*. Editora José Olympio, Rio de Janeiro; Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, J. E. Hines, & Bailey, L. L. 2006. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier, San Diego, California, USA.

Moen, D. S., Smith, S. A. & Wiens, J. J. 2009. Community assembly through evolutionary diversification and dispersal in middle American treefrogs. *Evolution* 63: 3228 – 3247.

Mouquet, N. & Loreau, M. 2002. Coexistence in metacommunities: the regional similarity hypothesis. *American Naturalist* 159: 420 – 426.

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. *Conserv. Biol.* 142: 1141 – 53.

- Ricklefs, R. E. 2008. Disintegration of the ecological community. *American Naturalist* 172: 741 – 750.
- Rodrigues, E. 1993. Ecologia de fragmentos florestais no gradiente de urbano de Londrina. Dissertação de mestrado – Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Simberloff, D. 2004. Community ecology: is it time to move on? *American Naturalist* 163: 787 – 799.
- Steiner, C. F. & Leibold, M. A. 2004. Cyclic assembly trajectories and scale-dependent productivity diversity relationships. *Ecology* 85: 107 – 113.
- Tabarelli, M.; Pinto, L. P.; Silva, J. M. C.; Hirota, M.; Bedê, L. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade* 1: 132 – 138.
- Townsend, C. R.; Begon, M. & Harper, J. L. 2009. *Fundamentos em Ecologia* 3 ed. Porto Alegre, Artmed.
- Urban, M. C., Leibold, M. A., Amarasekare, P., Meester, L. D., Gomulkiewicz, R., Hochberg, M. E. 2008. The evolutionary ecology of metacommunities. *Trends Ecol. Evol.* 23: 311 – 317.
- Vasconcelos, T. S., Santos, T. G., Haddad, C. F. B. & Rossa-Feres, D. C. 2010. Climatic variables and altitude as predictors of anuran species richness and number of reproductive modes in Brazil. *J. Trop. Ecol.* 26: 423 – 432.
- Vellend, M. 2010. Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review of Biology.* 85: 183 – 206.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. & J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277:494 – 499.

Weiher, E. & Keddy, P. A. 1999. *Ecological Assembly Rules: Perspectives, Advances, Retreats*. Cambridge, Cambridge University Press.

Whittaker, R. H. 1962. Classification of natural communities. *Botanical Review* 28: 1 – 239.

ESTRUTURAÇÃO DE METACOMUNIDADES DE ANUROS NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL

FIGUEIREDO, G. T.^{1*}; ANJOS, L.¹; MOURA, M. O.²

¹Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Laboratório de Ornitologia e Bioacústica, CEP 86057970, Londrina, Paraná, Brasil.

²Departamento de Zoologia, C. P. 19020, Universidade Federal do Paraná, 81531-980, Curitiba, Paraná, Brasil

RESUMO

Os processos que regulam as distribuições espacial e temporal dos organismos em escala local e regional estão sendo atualmente abordados dentro do conceito de metacomunidades. Estudos que abordam esse tema, explicam de diferentes maneiras como as assembleias de organismos estão estruturadas, relacionando os fatores bióticos, ambientais e espaciais com quatro principais modelos: (I) seleção pelas espécies (*species sorting*); (II) efeito de massa (*mass effects*); (III) dinâmica de manchas (*patch dynamics*); (IV) neutral model (*modelo neutro*). Neste estudo procurou-se compreender como as comunidades de anuros estão estruturadas em relação (1) às variáveis climáticas, (2) à organização espacial e (3) à quantidade de floresta remanescente na paisagem fragmentada do norte do Paraná. Adicionalmente, analisou-se a influência destas variáveis na estruturação das comunidades de anuros à luz dos modelos de metacomunidades conhecidos. O estudo foi realizado em 48 corpos d'água localizados em 8 municípios no norte do Paraná. O esforço amostral foi realizado em duas campanhas no período de Outubro de 2012 a Fevereiro de 2013 e Outubro de 2013 a Fevereiro de 2014. Foi usada uma análise de redundância parcial com partição de variação para verificar a influência relativa dos fatores ambientais e espaciais na condução da estrutura das metacomunidades. Usando-se PERMANOVA, verificou-se há diferenças na composição das assembleias entre os corpos d'água. Encontrou-se que há pouca influência das variáveis climáticas e do componente espacial na variação das comunidades com apenas 3 % de explicação do ambiente e 2 % do espaço. A PERMANOVA foi significativa com $P > 0.001$, indicando que a cobertura florestal é um gradiente que promove alterações na composição das comunidades entre ambientes com floresta, com pouca floresta e sem floresta. Assim é sugerido que as assembleias de anuros do norte do Paraná estão relacionadas ao modelo espécies aleatórias (*species sorting*) de metacomunidades. A principal concepção é que a resposta aos diferentes tipos de habitat e a quantidade de cobertura florestal deste habitat podem impor diferentes pressões seletivas a algumas espécies que dependem dos remanescentes para a reprodução e sobrevivência na paisagem fragmentada. Assim, salienta-se a importância prioritária de se conservar áreas que ainda mantém comunidades de anuros que dependem da floresta.

Palavras-chave: cobertura florestal; anfíbios; variação climática; modelos de metacomunidades.

ABSTRACT

The processes which drive spatial and temporal distributions of the assemblages at local and regional scale are currently being used within the concept of metacommunity. Studies which use this approach, explain in different ways how the assemblage organisms are structured, relating biotic, environmental and spatial factors with four main models: (I) species sorting; (II) mass effect; (III) patch dynamics; (IV) neutral model. In this study we search for understand how the anuran communities are structured with relation to (1) the climatic variables, (2) the spatial organization and (3) the amount of remaining forest in the fragmented landscape of northern Paraná. Additionally, we analyzed the influence of these variables in the structuring of anuran communities in the light of the known metacommunity models. The study was conducted on 48 water bodies located in 8 municipalities in northern Paraná. Two campaigns were performed in October 2012 period to February 2013 and October 2013 to February 2014. A partial redundancy analysis with variation of partition was used to assess the relative influence of environmental and spatial factors in driving the structure of metacomunidades. We employed a PERMANOVA and was verified if are differences in assemblage composition between water bodies. We found a little influence of climatic the variables and the spatial component in the variation of the communities with only 3% of environmental explanation and 2% of the space. The PERMANOVA was significant with $P > 0.001$. Thus it is suggested that the assemblages of anurans in northern Paraná are related to model species sorting of metacommunity. The main concept is that the response to the different habitat types and the amount of forest cover of this habitat may impose different selection pressures to some species that depend on remaining forests for reproduction and survival in fragmented landscape. Thus, we highlight the primary importance of conserving areas that still keeps anuran communities that depend on the forest due the present states of conservation of the habitat type at northern Paraná.

Keywords: Forest cover; Amphibian; Climatic variation; Metacommunity models.

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é rica em espécies de anfíbios anuros, apresentando aproximadamente 60% do total de espécies desse grupo registradas no Brasil (Haddad et al. 2013). Este bioma é considerado um dos hotspots mundiais da biodiversidade (Mittermeier et al. 2005) e por meio de ação antrópica tornou-se um dos biomas mais ameaçados (Tabarelli et al. 2005). Atualmente, restam apenas 11.7% da cobertura vegetal original compostas em sua maior parte de fragmentos pequenos isolados (Ribeiro et al. 2009), sendo que as maiores áreas persistentes são aquelas em que o acesso para transformação em áreas de pastagens e agricultura são difíceis (Silva et al. 2007). No norte do Paraná, a cobertura florestal original foi reduzida de 84% em 1900 (S.O.S Mata Atlântica/INPE 2006) para aproximadamente 7% em 1980 (Rodrigues 1993).

Na paisagem florestal fragmentada do norte do Paraná não se sabe qual é a dinâmica das comunidades de anuros e qual as suas relações com os diferentes tipos de habitats. Os processos que regulam as distribuições espaciais e temporais dos organismos em escala local e regional estão sendo atualmente abordados dentro do conceito de metacomunidades. Metacomunidades considera a interação de comunidades locais pela dispersão de múltiplas espécies (Wilson 1992; Leibold et al. 2004). Estudos que abordam esse tema, explicam de diferentes maneiras como as assembléias de organismos estão estruturadas, relacionando os fatores bióticos, abióticos (e.g., ambientais) e espaciais com quatro principais modelos: (I) triagem de espécies (*species sorting*); (II) efeito de massa (*mass effects*); (III) dinâmica de manchas (*patch dynamics*); (IV) modelo neutro (*neutral model*) (Leibold et al. 2004; Logue et al. 2011).

Muitos estudos que avaliaram os efeitos ambientais e espaciais na distribuição das comunidades de anuros, os autores não relacionam os resultados com nenhum

modelo de metacomunidades (Keller et al. 2009; Van Buskirk 2005; Parris 2004; Bastazini et al. 2007; Vasconcelos et al. 2010; Menin et al. 2011). Em uma meta-análise realizada por Cottenie et al. (2005), foram utilizados dados de 158 artigos, verificando-se que aproximadamente 50% da variação na composição das comunidades é explicada pelas variáveis ambientais e espaciais, dos quais 44% dos artigos foi relacionado ao modelo triagem de espécies (*species sorting*) (SS), 29% uma combinação entre triagem de espécies e efeito de massa (*mass effect*) (ME) e apenas 8% foi relacionado aos modelos dinâmica de manchas (*patch dynamics*) (PD) e modelo neutro (*neutral model*) (NM).

Os estudos relacionando o efeito do ambiente e do espaço na dinâmica de metacomunidades de anuros na região neotropical são recentes. Almeida et al. (2015) mostram que os fatores ambientais e espaciais são importantes nos padrões de riqueza de girinos na Floresta Amazônica. Crivellari (2012) realizou um estudo nos campos naturais associados à Floresta de Araucária no Paraná e verificou que as variáveis ambientais e espaciais influenciaram na estrutura das comunidades, relacionando-as a dois modelos de metacomunidades: (SS) e (ME). Prado et al. (2014) avaliou a influência de fatores ambientais e espaciais no noroeste do estado de São Paulo em sete localidades e verificou que os resultados se relacionam com os modelos (SS) e (ME). Provete et al. (2014) verificaram que a metacomunidade de anuros do Parque Nacional Serra da Bocaina estão relacionadas aos modelos (SS) e (PD).

A determinação de quais desses modelos melhor se adéquam a uma determinada situação envolve a quantificação da contribuição relativa dos fatores ambientais e espaciais (Logue et al. 2011; Provete et al. 2014; Prado et al. 2014). Uma ferramenta muito útil utilizada para separar os efeitos ambientais dos espaciais é uma análise que separa os efeitos de cada fator e mostra quanto cada um desses fatores contribui para a

explicação na estrutura de uma comunidade, definida por partição de variação (Borcard et al. 1992; Legendre et al. 2005).

As comunidades de anfíbios anuros são estruturadas tanto por variáveis associadas ao nicho (Keller et al. 2009; De Bie et al. 2012; Rievers et al. 2014; Siqueira et al. 2014; Provete et al. 2014) quanto por variáveis espaciais (Landeiro et al. 2014; Menin et al. 2011; Ernst & Rödel 2006, 2008) ou a combinação das duas (Prado et al. 2014; Garey 2012). Embora, outras dinâmicas são possíveis (*e.g.*, Melo et al. 2014) em que nenhum destes fatores é importante na estruturação, assim como fatores espaciais relacionados a processos baseados no nicho (Diniz-Filho et al. 2012). As variáveis associadas ao nicho utilizadas na maioria das pesquisas com anuros estão relacionadas aos fatores abióticos e à estrutura da vegetação, já as espaciais associadas à distância geográfica dos locais de amostragem (*e.g.*, Garey 2012; Melo et al. 2014; Provete et al. 2014; Prado et al. 2014; Landeiro et al. 2014).

Neste estudo procurou-se compreender como as comunidades de anuros estão estruturadas em relação às variáveis climáticas, a organização espacial e a quantidade de floresta em uma paisagem fragmentada. Verificou-se as variações de riqueza, abundância e de composição das comunidades de anuros nos locais amostrados a luz dos modelos de metacomunidades conhecidos. Assim, espera-se que: 1) as comunidades em áreas mais florestadas sejam diferentes das menos florestadas; 2) comunidades de anuros em microclimas mais secos e frios são mais divergentes das que ocorrem em microclimas mais úmidos e quentes; 3) comunidades mais próximas espacialmente sejam mais semelhantes.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no norte do Paraná, sul do Brasil, onde foram feitas amostragens em 48 corpos d'água inseridos em oito municípios (Figura 1), sendo que a distância mínima entre os locais foi de 300m e a máxima 83km. A seleção dos locais de amostragem procurou obter uma ampla representatividade da variação na cobertura florestal. O clima da região classificado de acordo com a classificação Köppen-Geiger's (Peel et al. 2007) é do tipo Cfa, ou seja, clima subtropical úmido, com temperatura média anual variando entre 22°C e 25°C. O mês que apresenta as maiores temperaturas é o mês de fevereiro, com temperatura média entre 26°C e 28°C, e o mês de temperaturas mais frias é julho, com médias variando entre 15°C e 17°C (IAP, 2014). O índice pluviométrico anual é de 1.612,5 mm sendo dezembro o mais chuvoso (229,2 mm) e agosto o de menor precipitação (50 mm).

Fitogeograficamente a área de estudo encontra-se em região originalmente dominada por Floresta Estacional Semidecidual (FES). Contudo, atualmente o norte do Paraná é composto por apenas 8,5% da cobertura florestal original distribuída principalmente em pequenos remanescentes dos quais alguns estão muito isolados, outros pertos entre si e poucos são os que estão ligados por corredores florestais (Torezan 2003). A matriz é destinada principalmente à agricultura com cultivo de soja, trigo e milho (Maack 1981).

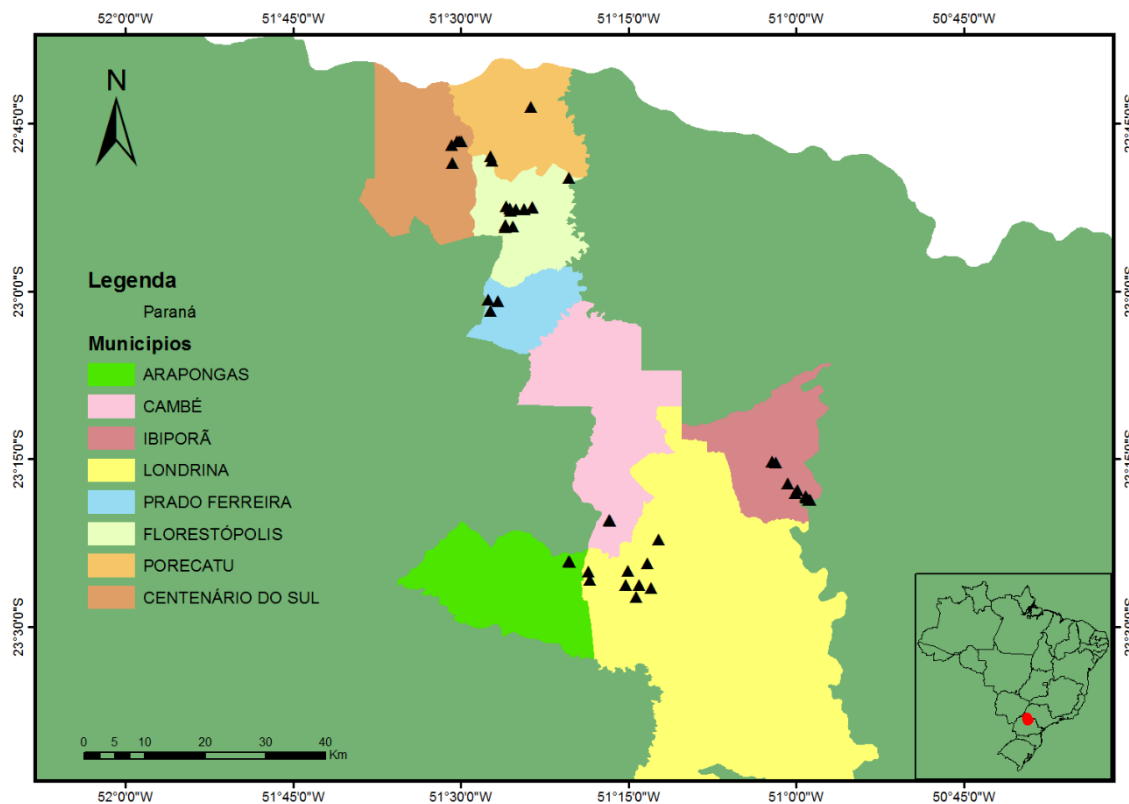


FIGURA 1. Áreas amostradas (triângulos pretos) distribuídos em oito municípios no norte do Paraná, sul do Brasil.

Amostragem de anuros

O estudo foi conduzido durante o período mais quente e chuvoso do ano porque os fatores abióticos como a precipitação e a temperatura são relevantes na ocorrência e na abundância das espécies de anfíbios anuros (Eterovick & Sazima 2000; Abrunhosa 2006; Conte & Rossa-Feres 2007), sendo que a maioria das espécies formam agregações para a reprodução neste período (Garey & Silva 2010). O esforço amostral foi realizado em duas campanhas no período de Outubro de 2012 a Fevereiro de 2013 e Outubro de 2013 a Fevereiro de 2014. Durante as coletas foram amostrados diferentes ambientes usados na reprodução pelos anuros em uma paisagem fragmentada. Foram

amostrados no total 48 corpos d'água tanto em áreas florestadas quanto em áreas abertas, sendo que os locais foram amostrados uma única vez e tiveram o mesmo esforço amostral (6h por dia), totalizando 288 horas de campo. Para a determinação da riqueza e abundância aplicou-se duas metodologias simultaneamente (Scott Jr. & Woodward 1994; Crump & Scoot 1994), registrando as espécies por procura auditiva (PA) e procura visual (PV) no período noturno entre 18h e 00h.

Um exemplar de cada espécie foi coletado para posterior eutanásia decorrente de overdose de xilocaína 10% ou 5% em laboratório. Posteriormente foram fixados em formol 10%, conservados em álcool 70% e depositados no Museu da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL). Para a identificação das espécies foram utilizadas descrições disponíveis na literatura, incluindo informações sobre canto de anúncio e morfologia (Bernarde & Anjos 1999, Machado & Bernarde 2002; Machado et al. 1999).

Caracterização das variáveis ambientais e espaciais

Para a caracterização dos corpos d'água em relação à porcentagem de cobertura florestal em seu entorno, foram utilizadas imagens LANDSAT/TM-7 (INPE 2014) em formato digital na órbita 222/76. O processamento e o georreferenciamento das imagens foram feitos no Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas (LABRE) com base nas cartas cartográficas do IBGE em escala 1:50000. Após o processamento das imagens, foram elaborados buffers com 100m de raio em cada local de amostragem utilizando-se o programa ArcGIS, versão 9.0 (Esri 2001). Em cada buffer foi traçado polígonos nas áreas com cobertura florestal e depois calculada a porcentagem de floresta inserida no perímetro previamente delimitado. Assim foi possível categorizar cada corpo d'água: 0 – 25% Sem Floresta (SF); 26 – 50% Pouca Floresta (PF); valores > 50% Floresta (FL).

As variáveis climáticas foram obtidas através da base de dados do BIOCLIM (Hijmans et al. 2005) baixados na resolução 30s (1km²) e posteriormente para cada local de amostragem, foi determinado por interpolação, os valores de 19 variáveis climáticas (TABELA 1) com auxílio do programa DIVA-GIS. As coordenadas geográficas foram obtidas em graus decimais por GPS (*Global Positioning System*) Garmim etrex 30. A interação entre os efeitos da disposição espacial dos corpos d'água (coordenadas geográficas) e da composição das comunidades de anuros foi usada para determinar se os padrões espaciais dessas comunidades variam significativamente no espaço-tempo.

TABELA 1. Variáveis climáticas utilizadas como modelo de nicho, com dados de precipitação (mm) e temperatura (°C) obtidas no banco de dados do BIOCLIM.

Variáveis Climáticas	ID no BIOCLIM
Temperatura Média Anual	BIO1
Variação Média da Temperatura Mensal	BIO2
Isotermalidade	BIO3
Temperatura Sazonal	BIO4
Temperatura Max do mês mais quente	BIO5
Temperatura mínima do mês mais frio	BIO6
Variação da Temperatura anual	BIO7
Temperatura Média do trimestre mais chuvoso	BIO8
Temperatura Média do trimestre mais seco	BIO9
Temperatura Média do trimestre mais quente	BIO10
Temperatura Média do trimestre mais frio	BIO11
Precipitação Anual	BIO12
Precipitação do Mês mais Chuvoso	BIO13
Precipitação do Mês mais Quente	BIO14
Precipitação Sazonal	BIO15
Precipitação do Trimestre mais Chuvoso	BIO16
Precipitação do Trimestre mais Seco	BIO17
Precipitação do Trimestre mais Quente	BIO18
Precipitação do Trimestre mais Frio	BIO19

Análise de dados

Para ordenar as comunidades em função da composição com os dados de abundância relativa das espécies

em um espaço reduzido foi realizada a Análise de Correspondência sem tendência (DCA, Legendre & Legendre 1998). A partir da posição das comunidades nos eixos de variação é possível detectar tendências, como gradientes, em função de variáveis qualitativas.

Para testar a influência da cobertura florestal na estrutura das comunidades foi usada uma análise de variância multivariada por permutação (PERMANOVA) com a matriz de abundância das espécies e as categorias de classificação da cobertura florestal previamente determinadas. A PERMANOVA é uma alternativa mais robusta para a MANOVA e métodos de ordenação, a qual mostra como a variação é atribuída a diferentes fatores e pode-se considerar uma estatística análoga a análise de redundância (RDA) (Legendre & Anderson 1999). Os testes foram realizados no software R (Cran Task Force, 19XX) com a interface RStudio v 0.98.977 (www.rstudio.com) utilizando-se a função *adonis* (Stevens & Okasanen 2012) no pacote *vegan* (Oksanen et al. 2012).

Para representar os componentes do nicho climático, foi utilizada uma matriz de variáveis climáticas, reduzida por uma Análise de Componentes Principais (PCA). Assim, após a ordenação dos dados, foram selecionados, pelo método de *broken stick* (Legendre & Legendre 1998), os eixos com scores significativos para compor a matriz de nicho climático. A PCA reduz a dimensão de um conjunto de dados ou variáveis em eixos ortogonais, ou seja, produz combinações lineares das variáveis originais para gerar eixos que são conhecidos por componentes principais, ou PCs (Stevens 2008).

A estrutura espacial foi obtida através da análise de Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (*Principal Coordinates of Neighbour Matrices*– PCNM; Borcard &

Legendre 2002). As coordenadas espaciais de cada unidade amostral foram usadas para obter uma matriz de distância euclidiana entre as localidades, em seguida, os autovetores associados aos autovalores positivos da matriz de distância foram utilizados como variáveis preditoras (Borcard & Legendre 2002; Borcard et al. 2004). Para o cálculo dos autovetores foi utilizado a distância geográfica como valor de truncamento (Borcard & Legendre 2002). Este procedimento gerou oito PCNMS, dos quais foram selecionados, por meio do índice I de Moran, apenas dois com correlação espacial significativa. Os testes foram feitos com os pacotes PCNM e AEM no programa estatístico RStudio v 0.98.977 (www.rstudio.com).

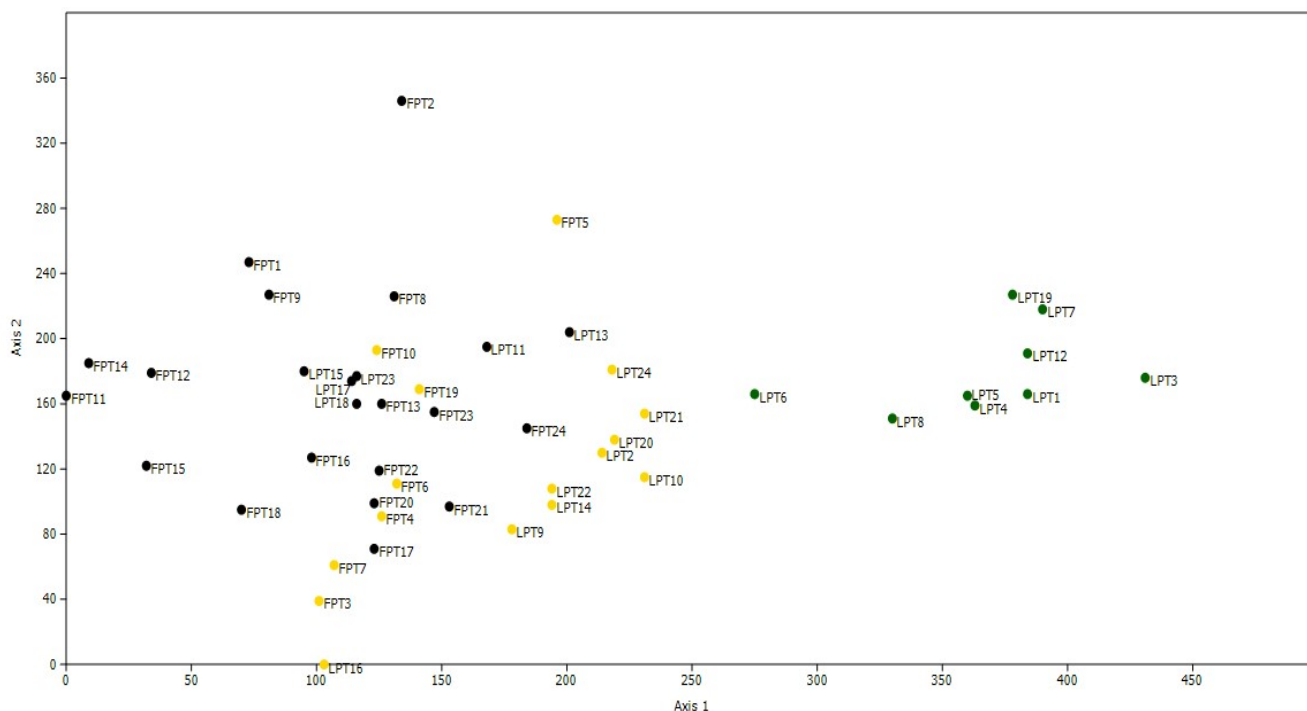
Para analisar a contribuição parcial do ambiente (variáveis climáticas) e do espaço (posição geográfica) na estruturação das comunidades de anuros foi utilizada a técnica de partição da variação. Esta análise separa a variação total da matriz de comunidades (*e.g.*, composição) em componentes únicos de ambiente e espaço, usando uma análise de redundância parcial (pRDA; Borcard et al. 1992; Peres-Neto et al. 2006; Legendre & Legendre 2012) com valores de R^2 ajustado (Legendre & Legendre 2012). Ou seja, este método decompõe a variação total da explicação das variáveis respostas em componentes independentes: ambiental puro ([a]), espacial puro ([b]), ambiental e espacial compartilhado ([c]) e resíduo ([d]). A matriz de abundância das espécies foi transformada usando a transformação de Hellinger (Legendre & Legendre 2012). Para testar cada fração individual foi utilizado um teste de permutação semelhante à ANOVA, com 999 permutações da RDA. As análises foram realizadas no programa RStudio v 0.98.977 (www.rstudio.com) utilizando o pacote *vegan* (Oksanen et al. 2012).

RESULTADOS

Foram registrados 5.053 indivíduos de 28 espécies de anfíbios anuros incluídas em 16 gêneros e onze famílias: Bufonidae (2); Brachycephalidae (1) Centrolenidae (1); Craugastoridae (1); Cycloramphidae (2); Hylidae (12); Hylodidae (1); Leiuperidae (1); Leptodactylidae (5); Microhylidae (1); Ranidae (1). A espécie *Dendropsophus nanus* foi a mais abundante nos ambientes amostrados $n=1687$ e a menos abundante foram *Haddadus binotatus* $n=2$ e *Odontophrynus americanus* $n=1$. A espécie que ocorreu em maior número de ambientes foi *Physalaemus cuvieri* (75% dos locais de amostragem) e as espécies que foram registradas em apenas um único local foram *Haddadus binotatus*, *Ischnocnema guentheri*, *Odontophrynus americanus*, *Lithobates catesbeianus*, *Scinax rizibilis* e *Vitreorana uranoscopa*. Os maiores valores de riqueza foram encontrados nos corpos d'água classificados como floresta, LPT12 e LPT6, com 11 e 10 espécies respectivamente, e os menores valores de riqueza no ambiente de área aberta FPT21 classificado como sem floresta, com apenas uma espécie registrada (TABELA A5).

A PCA indica que há uma diferença entre os locais amostrados na região de Londrina e na região de Florestópolis seguindo um gradiente climático (FIGURA A8), porém não foi observado este efeito na partição de variação. A DCA mostra que há um gradiente de cobertura florestal influenciando a composição das comunidades de anuros (FIGURA 2). Dessa maneira as espécies que utilizam ambientes florestais tendem a se agregar. As espécies que ocupam áreas de pouca floresta e sem floresta não apresentam uma segregação aparente. Porém o resultado da PERMANOVA para testar se houve diferença entre os grupos foi positiva ($P=0,001$; $F=5.09$; $r^2=0.32$) mostrando que há diferenças entre os grupos de floresta, pouca floresta e sem floresta.

FIGURA 2. Análise de Correspondência sem Tendência dos grupos Floresta (Pontos verdes); Pouca Floresta (Pontos amarelos); Sem Floresta (Pontos pretos), fundamentado nos dados de abundância dos anuros nas comunidades.



Na partição de variação tanto as variáveis climáticas ($F = 1.84$, $P = 0.02$) como o componente espacial ($F = 1.60$, $P = 0.05$) foram pouco explicativos na estrutura das comunidades de anuros (FIGURA 3). A pRDA indicou que aproximadamente 11% da variância foi explicada pelas variáveis climáticas e pelas variáveis espaciais; 3% foi explicada exclusivamente pelas variáveis ambientais (fração A) enquanto que 2% foi explicada especificamente pelas variáveis espaciais (fração E). 5% da variância foi explicada pelas variáveis ambientais e espaciais combinadas, isto é, especialmente estruturadas (fração A+E). Oitenta e nove por cento da variância não foi explicada por nenhuma das variáveis.

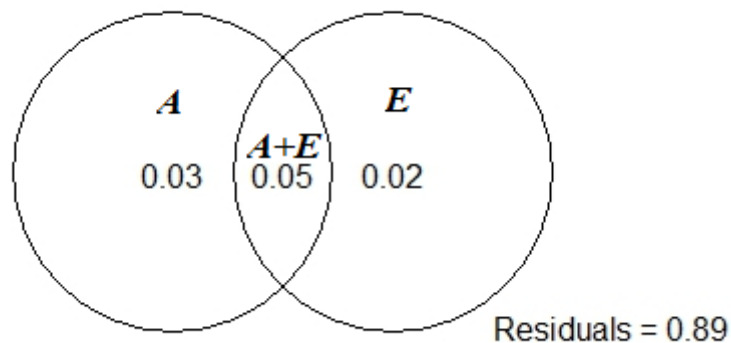


FIGURA 3. Contribuição relativa em porcentagem das variáveis climáticas (**A**) = componente ambiental; espaciais (**E**) = componente espacial; e o componente partilhado (**A+E**) para explicar a variação na composição de anfíbios anuros em 48 corpos d'água no norte do Paraná, sul do Brasil.

DISCUSSÃO

Os resultados indicam que a cobertura florestal desempenha um papel importante na estruturação das comunidades de anfíbios anuros na paisagem fragmentada do norte do Paraná (TABELA 2), indicando assim, que a dinâmica da metacomunidade está relacionada à modelo triagem de espécies (*species sorting*) baseada em nicho. As variáveis climáticas e o componente espacial têm pouca influência nesta estruturação (TABELA 3). No modelo triagem de espécies a composição das comunidades varia na paisagem de acordo com os requisitos individuais das espécies ao ambiente, sendo que a dispersão não é um fator limitante na estruturação das comunidades locais (Leibold et al. 2004).

É possível que no passado recente, quando ainda o norte do Paraná era dominado pela cobertura florestal contínua, que a dinâmica das comunidades estava relacionada ao modelo neutro (NM) e não modelo triagem de espécies (SS). Isto se deve

ao fato da vegetação no passado ter sido contínua, isto é, não havia ainda o processo da fragmentação florestal. Neste contexto estudos do efeito do ambiente e do espaço sobre a dinâmica das comunidades em florestas contínuas tiveram resultados relacionados ao modelo neutro (e.g. Ernst & Rödel 2005, 2006, 2008; Menin et al. 2011). Quando houve a fragmentação muitas das espécies que habitavam as áreas contínuas foram perdidas e nas áreas abertas houve intensa colonização por outras que talvez existissem ou não nessas regiões (Laurence 2010). Então a partir de um momento no processo histórico da fragmentação no norte do Paraná um novo modelo de metacomunidades, o de triagem de espécies (*species sorting*), começou a atuar na dinâmica das comunidades no norte do Paraná, pois a matriz passou a ser um filtro ambiental.

Dois processos podem estar ocorrendo no norte do Paraná: a ausência da floresta como filtro ambiental e a colonização. Em relação ao gradiente de cobertura florestal (FIGURA 2), a influência positiva (PERMANOVA) desse fator na composição dos anuros indica que a matriz funciona como um filtro ambiental na estrutura das comunidades, ou seja, algumas espécies que se reproduzem em floresta ou em suas bordas, não ocorrem nas áreas abertas da paisagem fragmentada. A quantidade de cobertura florestal é bem relatada como sendo um gradiente relevante na distribuição dos anuros (Skelly et al. 1999; Van Buskirk 2005; Prado et al. 2014; Provete et al. 2014). Este grupo é sensível às perturbações ambientais e podem ser muito afetado por modificações do habitat (Bickford et al. 2010), deste modo as espécies que utilizam ambientes florestais para a reprodução, obtenção de recursos e abrigo, são afetadas negativamente quando ocorrem perturbações antrópicas como o desmatamento, levando a extinções locais (Gascon et al. 1999; Becker et al. 2010; Dixo & Metzger 2010).

Por outro lado, pelo processo de colonização, algumas espécies, principalmente, as habitat-generalistas (*e.g.*, *Physalaemus cuvieri*, *Dendropsophus nanus*, *Hypsiboas albopunctatus*, *Hypsiboas raniceps*, *Scinax fuscovarius*, *Leptodactylus fuscus*, *Rhinella schneideri*)(Machado & Bernarde 2002) usufruem deste tipo de perturbação, ou seja, conseguem colonizar e manter populações viáveis em áreas abertas. Isso pode ocorrer porque em ambientes abertos a fase larval tem o desenvolvimento acelerado devido ao aumento da incidência de luz (Stoler & Relyea 2010) e concomitantemente ao aumento da produtividade primária, diretamente relacionada com a disponibilidade de recursos para os girinos (Skelly et al. 2002). Algumas espécies que não toleram os habitats florestados quando o ambiente é contínuo, após a fragmentação, podem conseguir se estabelecer demonstrando as diferenças nas estratégias e história natural destes organismos. Além disso, as características morfofisiológicas relacionada com a capacidade locomotora das espécies generalistas podem torna-las melhor adaptadas ao processo de fragmentação, porque conseguem transpor a matriz e colonizar novos ambientes (Otani 2011).

A explicação do componente espacial foi baixa e, portanto, pode-se relacionar ao processo de limitação na dispersão corroborando com Melo et al. (2014), que obteve pouca significância do componente espacial explicando a dinâmica das metacomunidades de anuros no cerrado e com Sattler et al. (2010) com aranhas, pássaros e besouros próximos a áreas urbanas. Assim a disposição espacial entre os locais amostrados não foi um fator limitante na determinação da similaridade da composição entre comunidades locais. Para a explicação de efeitos espaciais que atuam na variação das comunidades locais, geralmente, a habilidade de dispersão funciona como uma característica crucial (Hubbell 2001), sendo que as comunidades locais que

são muito próximas geograficamente tendem a ser mais semelhantes do que as mais distantes (Legendre & Fortin 1989; Ernst & Rödel 2008).

Os fatores espaciais podem influenciar a composição de anuros em diferentes escalas (Ernst & Rödel 2008; Menin et al. 2011; Diniz-Filho et al. 2012; Prado et al. 2014; Landeiro et al. 2014) assim, podem ser provenientes de duas fontes principais: i) variáveis ambientais que não foram incluídas nas análises e, portanto, acentuam a influência das variáveis espaciais; e ii) o fato de que as espécies podem não depender de restrições ambientais e, por conseguinte, os padrões espaciais observados podem ser atribuídos à entaves no processo de dispersão e a fatores intrínsecos como, por exemplo, diferentes modos reprodutivos (Landeiro et al. ,2014; Landeiro & Magnusson 2011;)

Anfíbios são considerados como organismos de dispersão limitada em decorrência de seu comportamento e fisiologia (Duellman & Trueb 1986; Blaustein et al. 1994; Smith & Green 2005), além disso, os anuros têm uma grande fidelidade ao sítio de reprodução (Blaustein et al. 1994). Numa paisagem fragmentada o efeito limitante da dispersão é ainda mais intenso (Gibbs 1998; Rothermel 2004), pois muitas espécies não conseguem sobreviver ou transpor a matriz (Gascon et al. 1999; Cushman 2006), funcionando como barreiras e impedindo que indivíduos consigam colonizar novos fragmentos, reduzindo a diversidade genética e concomitantemente aumentando o risco de extinção local (Reh & Seitz 1990). Apesar dos resultados indicarem que a dispersão não é um fator limitante na dinâmica de metacomunidades não foi avaliado as taxas de deslocamento das espécies na paisagem, ou seja, não se pode afirmar o que realmente está ocorrendo espacialmente com essas comunidades.

A quase ausência de efeitos das variáveis climáticas (ambientais) afetando a distribuição das espécies na paisagem fragmentada pode ser devido à escala espacial analisada relacionada às características ecofisiológicas dos anuros. As variáveis climáticas são tem forte influência na distribuição de diversos grupos de organismos (Hawkins et al. 2003), inclusive nas comunidades de anuros (Vasconcelos et al. 2010; Garey 2012). Pelo fato dos locais de amostragem estarem inseridos numa mesma fitofisionomia, ou seja, em escala de paisagem, não houve variação na composição das comunidades seguindo um gradiente de variáveis climáticas. Pode-se deduzir que há pouca variabilidade no clima nesta escala e considerando-se essa baixa variação esse fator não é determinante na dinâmica das metacomunidades de anuros no norte do Paraná.

Estudos, que investigaram as variações das espécies em função do nicho climático, sugerem que a variação da amplitude de nicho é conduzida em parte pelas diferenças de condições climáticas entre localidades (Quintero & Wiens 2013). No entanto mesmo com essa divergência da amplitude de nicho climático das espécies entre localidades, elas podem ter suas distribuições climáticas homogêneas ao longo de seus limites geográficos (Quintero & Wiens 2013). Na abordagem de Janzen (1967) a variação nas condições climáticas entre localidades é relativamente pouco importante, ou seja, a variação temporal em cada localidade explica a amplitude de nicho climático das espécies, sem variabilidade do espaço climático por meio da distribuição das espécies.

Pode-se interpretar a variância não explicada (89%) pelas variáveis climáticas e espaciais como possíveis processos aleatórios, ou seja, que são estocásticos com respeito ao espaço e ao ambiente (Vellend et al. 2014) e também pode estar relacionado

a existência de variáveis importantes que não entraram no modelo (ver Borcard et al. 1992; Diniz-Filho et al. 2012), como por exemplo o hidroperíodo (Welborn 1996; Werner et al. 2007). A estocasticidade neutra em ecologia de comunidades pode ser definida como “a mudança na composição de uma comunidade, ou seja, a dinâmica da comunidade é neutra estocástica na medida em que os eventos demográficos individuais - nascimento, morte, imigração, emigração - que causam essas mudanças ocorrem ao acaso no que diz respeito às identidades das espécies” (Vellend et al. 2014). Por outro lado, a cobertura florestal pode atuar como um processo determinístico, ou seja, baseado em nicho onde há uma correlação entre a composição das comunidades locais e um gradiente ambiental (Sokol et al. 2014).

A principal concepção do modelo triagem de espécies (SS) atuando nas comunidades de anuros, é que a resposta aos diferentes tipos de habitat e a quantidade de cobertura florestal deste habitat, podem impor diferentes pressões seletivas a algumas espécies que dependem dos remanescentes florestais para a reprodução e sobrevivência nessa paisagem fragmentada. A composição das comunidades foi influenciada pela quantidade de floresta nos corpos d’água, assim, salienta-se a importância destes remanescentes na dinâmica das metacomunidades de anuros no norte do Paraná.

REFERÊNCIAS

- Abrunhosa P. A., Wogel H., Pombal J. P. Jr. 2006. Anuran temporal occupancy in a temporary pond from the Atlantic rain forest, south-eastern Brazil. *Herpetol J.* 16:115–122.
- Becker, C. G., Loyola, R. D., Haddad, C. F. B., Zamudio, K. R., 2010. Integrating species life-history traits and patterns of deforestation in amphibian conservation planning. *Divers. Distrib.* 16: 10–19.
- Bastazini, C. V., Munduruca, J. F. V., Rocha, P. L. B. & Napoli, M. F. 2007. Which environmental variables better explain changes in anuran community composition? case study in the Restinga of Mata de São João, Bahia, Brazil. *Herpetologica* 63: 459–471.
- Bernarde, P.S. & Anjos, L. 1999. Distribuição espacial e temporal da Anurofauna do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia, Anura). *Comun. Mus. Ciênc. Tecnol.* 12: 127–140.
- Bickford, D., Howard, D. J. Ng., & Sheridan, J. A. 2010. Impacts of climate change on the amphibians and reptiles of Southeast Asia. *Biodivers. Conserv.* 19: 1043–1062.
- Blaustein, A. R., Hokit, D. G., O Hara, R. K., Holt, R. A. 1994 Pathogenic fungus contributes to amphibian losses in the Pacific Northwest. *Biological Conservation* 67: 251–254
- Borcard, D., Legendre, P. & Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology.* 73:1045–1055.
- Borcard, D. & Legendre, P. 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling.* 153: 51–68.

Borcard, D., Legendre, P., Avois-Jacquet, C. & Tuomisto, H. 2004. Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology* 85: 1826–1832.

Chejanovski, Z. A., Wiens, J. J. 2014. Climatic niche breadth and species richness in temperate treefrogs. *Journal of Biogeography*. 41: 1936–1946.

Conte, C.E. & Rossa-Feres, D.C. 2007. Riqueza e distribuição espaço-temporal de anuros em um remanescente de Floresta de Araucária no sudeste do Paraná. *Rev. Bras. Zool.* 24: 1025–1037.

Cottenie, K. 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecol. Lett.* 8: 1175–82.

Crivellari, L. B. 2012. Influência Relativa dos Parametros Ambientais e Espaciais na Diversidade de Anuros (Amphibia) em Paisagem Subtropical, do Sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. UNESP, São José do Rio Preto.

Crump, M. L. & Scott, N. J. 1994. Visual encounter surveys. Pp. 84– 92 *in* Heyer, W. R., Donnelly, M. A., McDiarmid, R. W., Hayek, L.-A. C. & Foster, M. S. (eds). *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

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

De Bie, T., De Meester, L., Brendonck, L., Martens, K., Goddeeris, B., D. Ercken, Hampel, H., Denys, L., Vanhecke, L., Van der Gucht, K., Van Wichelen, J., Vyverman, W. & Declerck, S. A. J. 2012. Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. *Ecology Letters*. 15: 740–747.

- Diniz-Filho, J. A. F., Siqueira, T., Padial, A. A., Rangel, T. F., Landeiro, V. L. & Bini, L. M. 2012. Spatial autocorrelation analysis allows disentangling the balance between neutral and niche processes in metacommunities. *Oikos* 121: 201–210.
- Dixo, M., Metzger, J. P. 2010. The matrix-tolerance hypothesis: an empirical test with frogs in the Atlantic Forest. *Biodivers. Conserv.* 19: 3059–3071
- Duellman, W. E.; Trueb, L. 1986. *Biology of amphibians*. London: Johns Hopkins.
- Ernst, R. & Rödel, M. O. 2005. Anthropogenically induced changes of predictability in tropical anuran assemblages. *Ecology*. 86: 3111–3118.
- Ernst, R., & M. Rödel. 2006. Community assembly and structure of tropical leaf litter anurans. *Ecotropica* 12: 113–130.
- Ernst, R., & M. Rödel. 2008. Patterns of community in two tropical tree frog assemblages: Separating spatial structure and environmental effects in disturbed and undisturbed forest. *J. Trop. Ecol.* 24: 111–120.
- Esri (Environmental Systems Research Institute). 2001. *ArcGIS 9.0: Geographic Information System Software*. ESRI, Redlands, California.
- Eterovick, P.C. & Sazima, I. 2000. Description of the tadpoles of *Leptodactylus syphax*, with a comparison of morphological and ecological characters of tadpoles and adults of the species in the *L. pentadactylus* group (Leptodactylidae, Anura). *Amphibia-Reptilia*. 21: 341–350.
- Garey, M. V. 2012. *Estrutura da comunidade de anfíbios do Parque Nacional da Serra da Bocaina, São Paulo, Brasil*. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas São José do Rio Preto – São Paulo.
- Garey, M. V. & Silva, V. X. 2010. Spatial and Temporal Distribution of Anurans in an

Agricultural Landscape in the Atlantic Semi-Deciduous Forest of Southeastern Brazil.

South American Journal of Herpetology. 5: 64–72.

Gascon, C, Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O., Malcom, J. R., Stouffer, P. C., Vasconcelos, H., Laurance, W. F., Zimmerman, B., Tocher, M., Borges, S. 1999. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. *Biol Conserv* 91: 223–229.

Gauch, H.G. 1982. *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.

Gibbs, J.P., 1998. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landsc. Ecol.* 13: 263–268.

Haddad, C. F. B.; Toledo, L. F.; Prado, C. P. A.; Loebmann, D.; Gasparini, J. L.; Sazima, I. 2013. *Guia de anfíbios da Mata Atlântica: diversidade de biologia*. Anolisbooks, São Paulo.

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25: 1965–1978.

Hawkins, B. A., Porter, E. E. & Diniz-Filho, J. A. F. 2003. Productivity and history as predictors of the latitudinal diversity gradient of terrestrial birds. *Ecology.* 84: 1608–1623.

Hubbell, S. P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.

IAP - Instituto Ambiental do Paraná. 2014. Acesso em <http://www.iap.pr.gov.br/>

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2014. Acesso em <http://satelite.cptec.inpe.br>

Janzen, D. H. 1967. Why mountain passes are higher in the tropics. *American Naturalist*. 101: 233–249.

Keller, A., M. O. Rödel, K. E. Linsenmair, & T. U. Grafe. 2009. The importance of environmental heterogeneity for species diversity and assemblage structure in Bornean stream frogs. *J. Anim. Ecol.* 78: 305–314.

Landeiro, V. L. & Magnusson, W. E. 2011. The geometry of spatial analyses: implications for conservation biologists. *Natureza & Conservação*, 9:7–20.

Landeiro, V. L., Waldez, F., Menin M. 2014. Spatial and environmental patterns of Amazonian anurans: differences between assemblages with aquatic and terrestrial reproduction, and implications for conservation management. *Natureza & Conservação*. 12: 42–46.

Laurence, W. F. 2010. Understanding Habitat Fragmentation in the real World, *In: Beyond Island Biogeography Theory*, Princenton University Press.

Legendre, P. & Fortin, M. J. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*. 80: 107–138.

Legendre, P., & Anderson, M. J. 1999. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*. 69:1–24.

Legendre, P., Borcard, D. & Peres-Neto, P. R. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*. 75: 435-450.

Legendre, P. & Legendre, L. 2012. Numerical ecology. Third English edition. Developments in Environmental Modelling, 24. Oxford, Elsevier.

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. *Ecol. Lett.* 7: 601–613.

Logue J. B., Mouquett N., Peter H., Hillebrand H. & The Metacommunity Working Group. 2011. Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends Ecol. Evol.* 26: 482–91.

Maack, R. 1981. Geografia física do estado do Paraná. Livraria José Olympio Editora, Rio de Janeiro.

Machado, R.A., Bernarde, P.S., Morato, S.A.A. & Anjos, L. 1999. Análise comparada da riqueza de anuros entre duas áreas com diferentes estados de conservação no município de Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). *Rev. Bras. Zool.* 16: 997–1004.

Machado, R.A. & Bernarde, P.S. 2002. Anurofauna da bacia do rio Tibagi. In: A bacia do Rio Tibagi (Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A. & J.A. Pimenta, eds) p.291–296. MC-Gráfica, Londrina.

Melo, M., Fava, F., Pinto, H. B. & Nomura, F. 2014. Are Assemblages of Aquatic-Breeding Anurans (Amphibia) Niches Structured or Neutral? *Biotropica.* 46: 608–614.

Menin, M., F. Waldez, & A. P. Lima. 2011. Effects of environmental and spatial factors on the distribution of anuran species with aquatic reproduction in central Amazonia. *Herpetol. J.* 21: 255–261.

- Mittermeier, R. A., GIL, P. R., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C. G., Lamoureux, J. & Fonseca, G. A. B. 2005. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Wagner H. 2012. Vegan: community ecology package. R package version 2.0-4. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Otani, L. 2011. Aspectos da fisiologia metabólica e do desempenho locomotor em anfíbios anuros: implicações da fragmentação ambiental. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo.
- Parris, K.M. 2004. Environmental and spatial variables influence the composition of frog assemblages in sub-tropical eastern Australia. *Ecography*. 27: 392–400.
- Peel, M.C., B.L. Finlayson, and T.A. McMahon, 2007: Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydro. Earth Syst. Sci.* 11: 1633–1644.
- Peres-Neto, P. R., Legendre, P., Dray, S. & Borcard, D. 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87: 2614–2625.
- Prado, V. H. M. & Rossa-Feres, D. C. 2014. The influence of niche and neutral processes on a neotropical anuran metacommunity. *Austral Ecology*. 39: 540–547.
- Provete, D.B.; Gonçalves-Souza, T.; Garey, M. V.; Martins, I. A. and Rossa-Feres, D. C. 2014. Broad-scale spatial patterns of pond morphology and canopy cover affect the structure of Neotropical tadpole metacommunity. *Hydrobiologia*. 734, 1:69–79

Quintero, I. & Wiens, J. J. 2013. What determines the climatic niche width of species? The role of spatial and temporal climatic variation in three vertebrate clades. *Global Ecology and Biogeography*. 22: 422–432.

Reh, W., & Seitz, A. 1990. The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. *Biological Conservation*. 54: 239–249.

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. *Biol. Conserv.* 142:1141–53.

Rievers, C. R., Pires, M. R. S., & Eterovick, P. C. 2014. Habitat, food, and climate affecting leaf litter anuran assemblages in an Atlantic Forest remnant. *Acta Oecologica*. 58: 12–21.

Rodrigues, E. Ecologia de fragmentos florestais no gradiente de urbano de Londrina. 1993. Dissertação de mestrado – Universidade de São Paulo, São Paulo.

Rothermel, B. B. 2004. Migratory success of juveniles: a potential constraint on connectivity for pond-breeding amphibians. *Ecological Applications*. 14: 1535–1546.

Sattler T., Borcard D., Arlettaz R., Bontadina F., Legendre P., Obrist M.K., Morreti M. 2010. Spider, bee, and Bird communities in cities are shaped by environmental control and high stochasticity. *Ecology*. 91: 3343–3353.

Scott Jr., N. J.; Woodward, B. D. Surveys at Breeding Sites. 1994. In: Heyer, W. R.; Donnelly, M. A.; McDiarmid, R. W.; Hayek, L. C.; Foster, M. S. Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for Amphibians. Washington. Smithsonian Institution Press.

- Siqueira, C. C., Vrcibradic D., Nogueira-Costa, P., Martins, A. R., Dantas, L., Gomes, V. L. R., Bergallo, H. G. & Rocha, C. F. D. 2014. Environmental parameters affecting the structure of leaf-litter frog (Amphibia: Anura) communities in tropical forests: A case study from an Atlantic Rainforest area in southeastern Brazil. *Zoologia*. 31: 147–152.
- Silva, W. G., J. P. Metzger, S. Simões, & C. Simonetti. 2007. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover on the Ibúna Plateau, SP. *Brazilian Journal of Biology* 67:403–411.
- Skelly, D. K., Werner, E. E. & Cortwright, S. A. 1999. Longterm distributional dynamics of a michigan amphibian assemblage. *Ecology*. 80: 2326–2337.
- Skelly, D.K., Freidenburg, L.K. & Kiesecker, J.M. 2002. Forest canopy and the performance of larval amphibians. *Ecology*. 83: 983–992.
- Smith, M. A. & D. M. Green. 2005. Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography*. 28: 110–128.
- Sokol, E. R., Hoch, J. M., Gaiser, E., Trexler, J. C. 2014. Metacommunity structure along resource and disturbance gradients in Everglades wetlands. *Wetlands*. 34: 135–146.
- Stevens, M. H. *Principal Components Analysis (PCA)*. 2008. Department of Geology, University of Georgia, Athens, GA: 30602–2501.
- Stevens, M. H. H.; Okasanen, J. 2012. *Permutation Multivariate Analysis of Variance*. Adonis in vegan. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Stoler, A. B. & Relyea, R. A. 2010. Living in the litter: the influence of tree leaf litter on wetland communities. *Oikos* 120: 862–872.

Tabarelli, M.; Pinto, L. P.; Silva, J. M. C.; Hirota, M.; Bedê, L. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade*. 1: 132–138.

Torezan, J. M. D. 2003. Fragmentação florestal e prioridades para conservação da biodiversidade. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, Brazil.

Van Buskirk, J. 2005. Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology*. 86: 1936–1947.

Vasconcelos, T.S., Santos, T.G., Haddad, C.F.B. & Rossa-Feres, D.C. 2010. Climatic variables and altitude as predictors of anuran species richness and number of reproductive modes in Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 26: 423–432.

Vellend, M., Srivastava, D. S., Anderson, K. M., Brown, C. D., Jankowski, J. E., Kleynhans, E. J., Kraft, N. J. B., Letaw, A. D., Macdonald, A. A. M., Maclean, J. E., Myers-Smith, I. H., Norris, A. R. & Xue, X. 2014. Assessing the relative importance of neutral stochasticity in ecological communities. *Oikos*, 123: 1420–1430.

Wellborn, G.A., Skelly, D.K. & Werner, E.E. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27: 337–363.

Werner, E.E., Yurewicz, K.L., Skelly, D.K., Relyea, R.A. 2007. Turnover in an amphibian metacommunity: the role of local and regional factors. *Oikos* 116: 1713–1725.

Wilson, D. S. 1992. Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. *Ecology* 73: 1984–2000.

APÊNDICE

APÊNDICE A

FIGURAS 1-4: Espécies de anuros amostradas nas áreas de estudo. 1 - *Rhinella schneideri*; 2 - *Rhinella cf. ornata*; 3 - *Ischnocnema guentheri*; 4 - *Vitreorana uranoscopa*.



FIGURAS 5-8: Espécies de anuros amostradas nas áreas de estudo. 5 - *Haddadus binotatus*; 6 - *Odontophrynus americanus*; 7 - *Proceratophrys avelinoi*; 8 - *Aplastodiscus perviridis*.

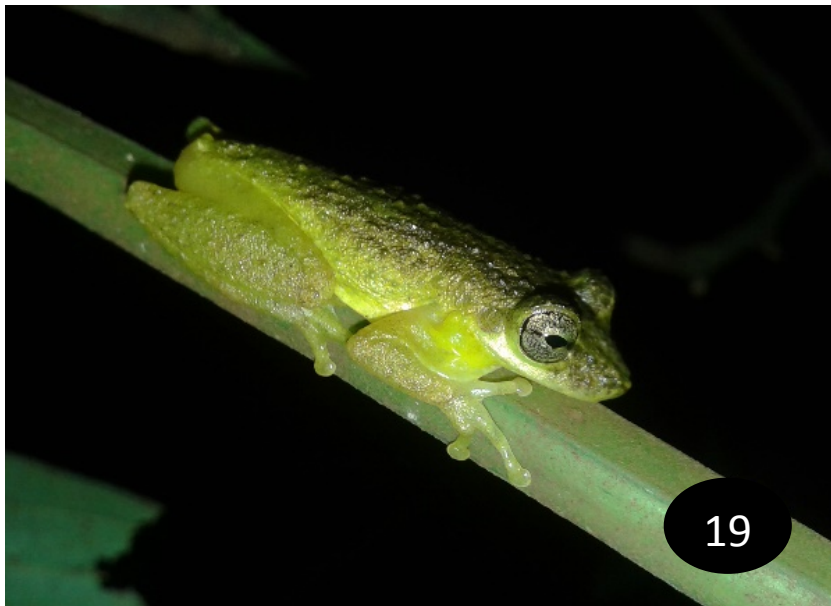


FIGURAS 9-12: Espécies de anuros amostradas nas áreas de estudo. 9 - *Dendropsophus minutus*; 10 - *Dendropsophus nanus*; 11 - *Hypsiboas albopunctatus*; 12 - *Hypsiboas caingua*.

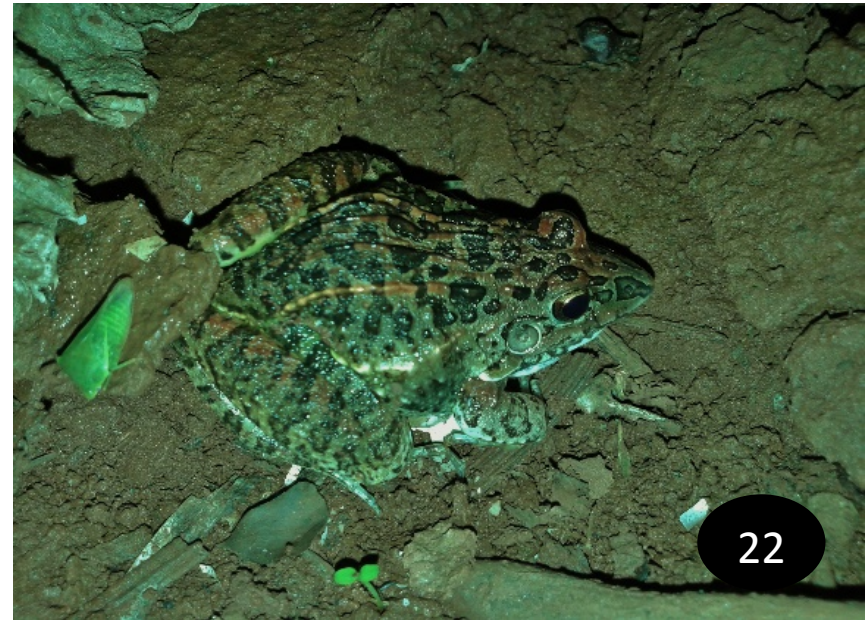


FIGURAS 13-16: Espécies de anuros amostradas nas áreas de estudo. 13 – *Hypsiboas faber*; 14- *Hypsiboas prasinus*; 15 - *Hypsiboas raniceps*; 16 - *Phyllomedusa tetraploidea*.





FIGURAS 21-24: Espécies de anuros amostradas nas áreas de estudo. 21 - *Physalaemus cuvieri*; 22 - *Leptodactylus fuscus*; 23 - *Leptodactylus labyrinthicus*; 24 - *Leptodactylus latrans*.



FIGURAS 25-28: Espécies de anuros amostradas nas áreas de estudo. 25 – *Leptodactylus mystacinus*; 26 – *Leptodactylus podicipinus*; 27 - *Elachistocleis bicolor*; 28 – *Lithobates catesbeianus*.

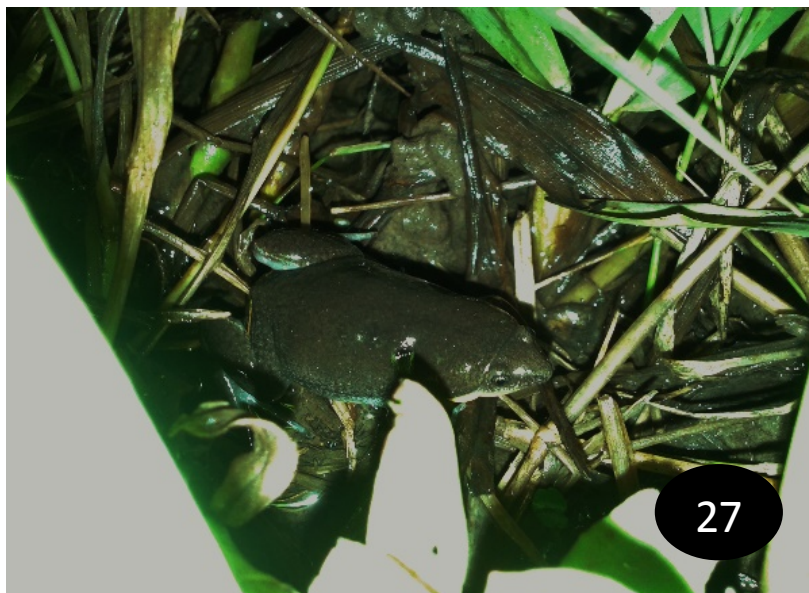


FIGURA 29. PCA resultante da ordenação dos locais amostrados em função das variáveis climáticas na região de Londrina (Preto) e de Florestópolis (Verde).

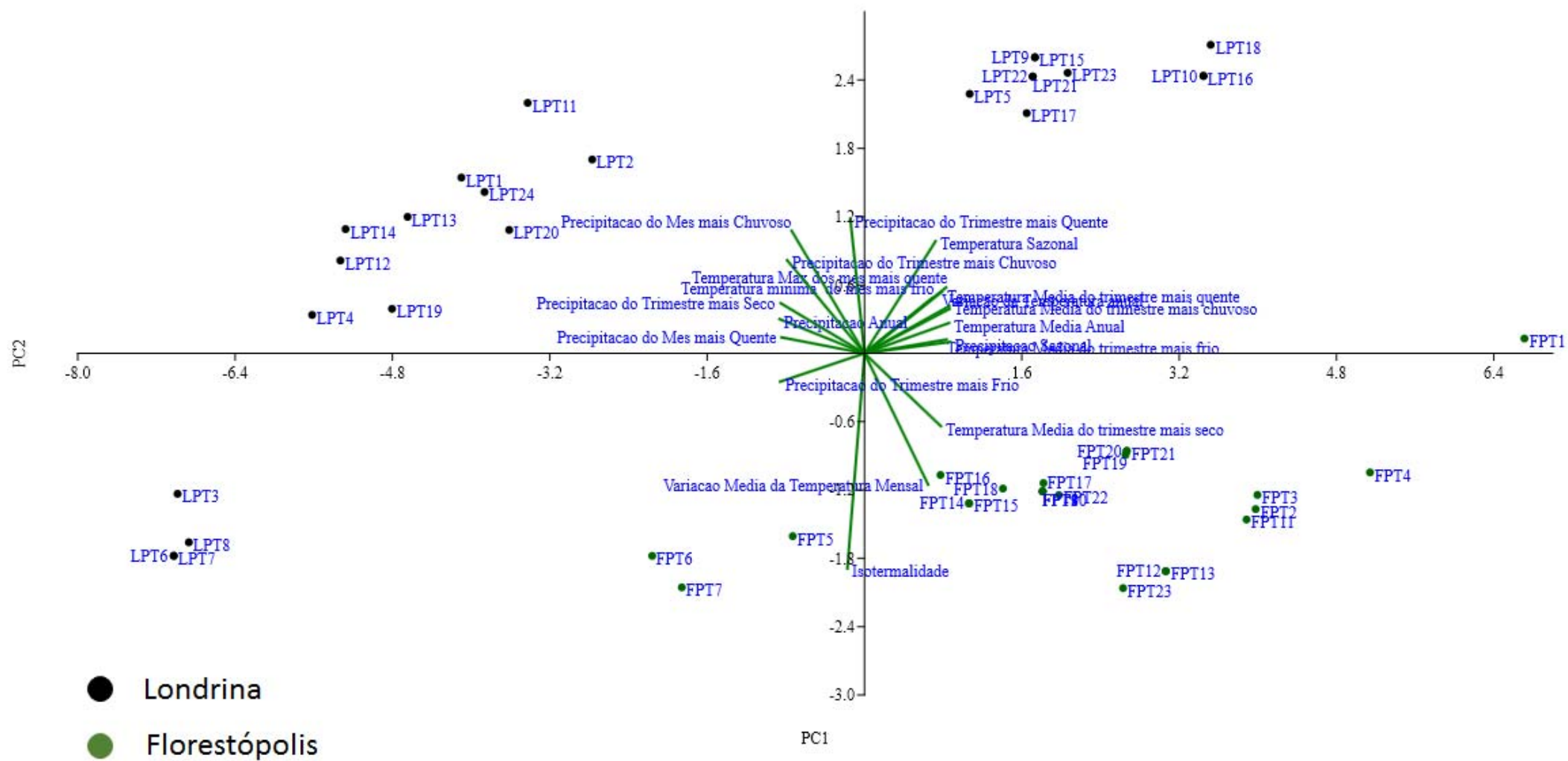


TABELA 1. Os locais onde foram realizadas as amostras, as coordenadas geográficas de cada local e informação sobre o hidroperíodo dos corpos d'água localizados em 28 municípios no norte do Paraná, Brasil.

Município	ID do Corpo D'água	Hidroperíodo	Latitude	Longitude
Arapongas	LPT6	Permanente	-23.403534°	-51.338069°
Arapongas	LPT7	Temporária	-23.402140°	-51.338631°
Cambé	LPT19	Temporária	-23.342332°	-51.277770°
Cambé	LPT20	Permanente	-23.341216°	-51.278688°
Centenário do Sul	FPT11	Temporária	-22.776089°	-51.499203°
Centenário do Sul	FPT12	Temporária	-22.776186°	-51.502619°
Centenário do Sul	FPT13	Temporária	-22.776361°	-51.505725°
Centenário do Sul	FPT23	Temporária	-22.807856°	-51.512939°
Centenário do Sul	FPT24	Permanente	-22.781417°	-51.514070°
Florestópolis	FPT1	Temporária	-22.830381°	-51.339031°
Florestópolis	FPT8	Permanente	-22.904156°	-51.433725°
Florestópolis	FPT9	Permanente	-22.903497°	-51.433778°
Florestópolis	FPT10	Temporária	-22.900731°	-51.433497°
Florestópolis	FPT14	Temporária	-22.877494°	-51.406097°
Florestópolis	FPT15	Temporária	-22.876858°	-51.406300°
Florestópolis	FPT16	Temporária	-22.902858°	-51.422289°
Florestópolis	FPT17	Permanente	-22.873792°	-51.393978°
Florestópolis	FPT18	Temporária	-22.875089°	-51.393872°
Florestópolis	FPT19	Permanente	-22.873269°	-51.432831°
Florestópolis	FPT20	Permanente	-22.875731°	-51.427128°
Florestópolis	FPT21	Permanente	-22.879058°	-51.425442°
Florestópolis	FPT22	Temporária	-22.877083°	-51.418597°
Ibiporã	LPT5	Permanente	-23.254717°	-51.029964°
Ibiporã	LPT9	Permanente	-23.305403°	-50.985707°
Ibiporã	LPT10	Temporária	-23.310577°	-50.981311°
Ibiporã	LPT15	Temporária	-23.306786°	-50.984979°
Ibiporã	LPT16	Permanente	-23.310780°	-50.978971°
Ibiporã	LPT17	Temporária	-23.301151°	-51.001031°
Ibiporã	LPT18	Temporária	-23.286480°	-51.012092°
Ibiporã	LPT21	Temporária	-23.254417°	-51.035577°
Ibiporã	LPT22	Temporária	-23.253655°	-51.035662°
Ibiporã	LPT23	Temporária	-23.296094°	-50.997915°
Londrina	LPT1	Permanente	-23.455086°	-51.238958
Londrina	LPT2	Temporária	-23.405067°	-51.222282°
Londrina	LPT3	Permanente	-23.417843°	-51.310455°
Londrina	LPT4	Permanente	-23.425525°	-51.286817°
Londrina	LPT8	Temporária	-23.429584°	-51.308069°
Londrina	LPT11	Permanente	-23.369264°	-51.205499°
Londrina	LPT12	Temporária	-23.437357°	-51.254710°
Londrina	LPT13	Temporária	-23.441714°	-51.216985°
Londrina	LPT14	Permanente	-23.437465°	-51.233819°
Londrina	LPT24	Temporária	-23.416786°	-51.250596°
Porecatu	FPT2	Permanente	-22.798331°	-51.456167°
Porecatu	FPT3	Permanente	-22.804464°	-51.453928°
Porecatu	FPT4	Permanente	-22.725200°	-51.396183°
Prado Ferreira	FPT5	Temporária	-23.011867°	-51.459117°
Prado Ferreira	FPT6	Permanente	-23.028314°	-51.455578°
Prado Ferreira	FPT7	Permanente	-23.014467°	-51.444861°

TABELA 2. Método de registro observado para cada espécie. Procura Auditiva (PA); Procura Visual (PV), no norte do paraná

Espécies	Método de registro
<i>Rhinella cf. ornata</i>	PA, PV
<i>Rhinella schneideri</i>	PA, PV
<i>Ischnocnema guentheri</i>	PV
<i>Vitreorana uranoscopa</i>	PA
<i>Haddadus binotatus</i>	PV
<i>Odontophrynus americanus</i>	PV
<i>Proceratophrys avelinoi</i>	PA, PV
<i>Aplastodiscus perviridis</i>	PA
<i>Dendropsophus minutus</i>	PA
<i>Dendropsophus nanus</i>	PA, PV
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	PA
<i>Hypsiboas caingua</i>	PA
<i>Hypsiboas faber</i>	PA, PV
<i>Hypsiboas prasinus</i>	PA, PV
<i>Hypsiboas raniceps</i>	PA, PV
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i>	PA, PV
<i>Scinax fuscovarius</i>	PA, PV
<i>Scinax perereca</i>	PA, PV
<i>Scinax rizibilis</i>	PA, PV
<i>Crossodactylus schmidti</i>	PV
<i>Physalaemus cuvieri</i>	PA, PV
<i>Leptodactylus fuscus</i>	PA, PV
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	PA, PV
<i>Leptodactylus latrans</i>	PA, PV
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	PA, PV
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	PA, PV
<i>Elachistocleis bicolor</i>	PA, PV
<i>Lithobates catesbeianus</i>	PA

TABELA 3. Abundância das espécies de anfíbios anuros em 48 corpos d'água no norte do Paraná, Brasil, de outubro de 2012 a fevereiro de 2013 e outubro de 2013 a fevereiro de 2014. Informações dos locais na tabela 1 do apêndice 1.

Espécies	LPT1	LPT2	LPT3	LPT4	LPT5	LPT6	LPT7	LPT8	LPT9	LPT10	LPT11	LPT12
<i>Rhinella cf. ornata</i>	0	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0	2
<i>Rhinella schneideri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
<i>Ischnocnema guentheri</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vitreorana uranoscopa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Haddadus binotatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontophrynus americanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Proceratophrys avelinoi</i>	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	12
<i>Aplastodiscus perviridis</i>	2	0	7	0	0	0	4	0	0	0	0	8
<i>Dendropsophus minutus</i>	0	76	0	0	0	2	0	44	0	4	0	7
<i>Dendropsophus nanus</i>	0	63	0	4	0	106	0	0	161	28	54	0
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27	0
<i>Hypsiboas caingua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypsiboas faber</i>	3	0	0	0	0	81	18	0	0	0	0	6
<i>Hypsiboas prasinus</i>	5	0	11	54	13	72	5	22	0	0	0	4
<i>Hypsiboas raniceps</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	2	0
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i>	3	6	0	0	7	0	0	8	4	8	0	0
<i>Scinax fuscovarius</i>	0	25	0	0	0	69	0	0	2	0	0	0
<i>Scinax perereca</i>	0	0	0	0	0	12	52	0	0	0	0	22
<i>Scinax rizibilis</i>	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0
<i>Crossodactylus schmidtii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Physalaemus cuvieri</i>	2	18	2	2	9	135	55	8	37	5	16	17
<i>Leptodactylus fuscus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	4
<i>Leptodactylus latrans</i>	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	3	0
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Elachistocleis bicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobates catesbeianus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela 3- continua

Espécies	LPT13	LPT14	LPT15	LPT16	LPT17	LPT18	LPT19	LPT20	LPT21	LPT22	LPT23	LPT24
<i>Rhinella cf. ornata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhinella schneideri</i>	0	18	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ischnocnema guentheri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vitreorana uranoscopa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haddadus binotatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontophrynus americanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Proceratophrys avelinoi</i>	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0
<i>Aplastodiscus perviridis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dendropsophus minutus</i>	16	18	0	0	0	2	0	8	3	12	0	0
<i>Dendropsophus nanus</i>	11	129	12	33	46	42	0	45	12	42	54	99
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	9	0	0	0	4	4	0	0	12	0	44	6
<i>Hypsiboas caingua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypsiboas faber</i>	2	5	0	0	0	0	0	4	4	13	0	0
<i>Hypsiboas prasinus</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	5	0	0	0
<i>Hypsiboas raniceps</i>	0	0	0	9	0	0	0	0	0	18	12	0
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0
<i>Scinax fuscovarius</i>	12	104	9	0	11	22	0	0	6	0	4	4
<i>Scinax perereca</i>	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	10
<i>Scinax rizibilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crossodactylus schmidti</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Physalaemus cuvieri</i>	83	23	2	0	53	36	26	4	25	32	9	69
<i>Leptodactylus fuscus</i>	6	0	21	0	21	14	0	0	0	0	7	0
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	0	35	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Leptodactylus latrans</i>	21	8	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	28	0	0	0
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	0	0	0	27	4	8	0	0	0	24	4	0
<i>Elachistocleis bicolor</i>	0	0	0	0	18	16	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobates catesbeianus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0

Tabela 3- continua

Espécies	FPT1	FPT2	FPT3	FPT4	FPT5	FPT6	FPT7	FPT8	FPT9	FPT10	FPT11	FPT12
<i>Rhinella cf. ornata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhinella schneideri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ischnocnema guentheri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vitreorana uranoscopa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haddadus binotatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontophrynus americanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Proceratophrys avelinoi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aplastodiscus perviridis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dendropsophus minutus</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dendropsophus nanus</i>	0	0	93	92	6	15	14	72	12	40	0	0
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	20	45	0	3	70	2	0	65	5	45	0	0
<i>Hypsiboas caingua</i>	0	10	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypsiboas faber</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypsiboas prasinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypsiboas raniceps</i>	3	0	4	29	0	0	12	0	0	0	0	0
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scinax fuscovarius</i>	0	0	0	5	0	3	4	0	0	0	23	8
<i>Scinax perereca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scinax rizibilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crossodactylus schmidti</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Physalaemus cuvieri</i>	0	5	0	9	53	6	0	5	0	6	0	2
<i>Leptodactylus fuscus</i>	70	2	0	0	0	0	0	8	15	8	12	7
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptodactylus latrans</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	0	0	85	18	0	20	0	0	0	15	0	0
<i>Elachistocleis bicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	45	18
<i>Lithobates catesbeianus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela 3- continua

TABELA 4. Variáveis climáticas utilizadas como modelo de nicho nos 48 corpos d'água amostrados no norte do Paraná entre outubro de 2012 a fevereiro de 2013 e outubro de 2013 a fevereiro de 2014.

Variáveis climáticas	LPT1	LPT2	LPT3	LPT4	LPT5	LPT6	LPT7	LPT8	LPT9	LPT10	LPT11	LPT12
Temperatura média anual	20.8	21.1	20.1	20.5	21.3	20.1	20.1	20.2	21.4	21.6	21.1	20.6
Varição média da temperatura mensal	12.1	12.1	12.3	12.2	12.3	12.3	12.3	12.3	12.3	12.4	11.9	12.1
Isotermalidade	63.1	63.1	64.6	63.7	62.9	64.8	64.8	64.9	62.6	62.5	63.2	63.5
Temperatura Sazonal	263.2	263.1	255.2	257.7	273.5	252.4	252.4	251.6	280.7	284.3	259.0	257.3
Temperatura máxima do mês mais quente	29.7	29.9	28.9	29.3	30.1	28.8	28.8	28.9	30.2	30.5	29.8	29.4
Temperatura mínima do mês mais frio	10.5	10.8	9.9	10.2	10.6	9.8	9.8	10.0	10.5	10.7	10.9	10.3
Varição da temperatura anual	19.2	19.1	19.0	19.1	19.5	19.0	19.0	18.9	19.7	19.8	18.9	19.1
Temperatura média do trimestre mais chuvoso	23.6	23.9	22.8	23.2	24.2	22.8	22.8	22.9	24.4	24.6	23.8	23.3
Temperatura média do trimestre mais seco	17.8	18.1	17.0	17.4	17.9	17.0	17.0	17.2	17.9	19.3	18.1	17.6
Temperatura média do trimestre mais quente	23.6	23.9	22.8	23.2	24.2	22.8	22.8	22.9	24.4	24.7	23.8	23.3
Temperatura média do trimestre mais frio	17.3	17.6	16.7	17.0	17.6	16.7	16.7	16.8	17.6	17.8	17.6	17.1
Precipitação anual	1491	1471	1502	1502	1324	1496	1496	1501	1314	1305	1486	1502
Precipitação do mês mais chuvoso	204	205	202	203	197	200	200	202	193	190	208	204
Precipitação do mês mais quente	54	53	54	54	44	53	53	54	45	44	52	54
Precipitação sazonal	39.2	40.5	37.8	38.5	44.4	37.7	37.7	37.8	44.0	44.5	41.1	38.8
Precipitação do trimestre mais chuvoso	569	569	559	567	526	554	554	559	520	517	577	569
Precipitação do trimestre mais seco	205	197	205	206	163	204	204	206	167	165	193	205
Precipitação do trimestre mais quente	503	500	511	509	526	509	509	509	520	517	508	508
Precipitação do trimestre mais frio	250	241	258	255	201	259	259	258	200	198	241	253

Tabela 4- continua

Variáveis Climáticas	LPT13	LPT14	LPT15	LPT16	LPT17	LPT18	LPT19	LPT20	LPT21	LPT22	LPT23	LPT24
Temperatura média anual	20.7	20.6	21.4	21.6	21.4	21.6	20.7	20.9	21.4	21.4	21.4	20.9
Varição média da temperatura mensal	12.1	12.1	12.3	12.4	12.3	12.4	12.1	12.1	12.3	12.3	12.3	12.1
Isotermalidade	63.3	63.3	62.6	62.5	63.2	62.5	64.0	63.7	63.0	63.0	62.9	63.3
Temperatura Sazonal	258.3	258.6	280.7	284.3	277.7	284.7	256.2	260.6	275.1	275.1	279.9	260.8
Temperatura máxima do mês mais quente	29.6	29.4	30.2	30.5	30.2	30.5	29.4	29.7	30.2	30.2	30.3	29.7
Temperatura mínima do mês mais frio	10.5	10.3	10.5	10.7	10.7	10.7	10.5	10.7	10.7	10.7	10.7	10.6
Varição da temperatura anual	19.1	19.1	19.7	19.8	19.5	19.8	18.9	19.0	19.5	19.5	19.6	19.1
Temperatura média do trimestre mais chuvoso	23.4	23.3	24.4	24.6	24.4	24.7	23.4	23.7	24.4	24.4	24.5	23.7
Temperatura média do trimestre mais seco	17.8	17.6	17.9	19.3	17.9	19.3	17.6	17.8	18.0	18.0	18.0	17.9
Temperatura média do trimestre mais quente	23.5	23.3	24.4	24.7	24.4	24.7	23.4	23.7	24.4	24.4	24.5	23.7
Temperatura média do trimestre mais frio	17.2	17.1	17.6	17.8	17.7	17.8	17.2	17.4	17.7	17.7	17.7	17.4
Precipitação anual	1496	1500	1314	1305	1318	1312	1489	1482	1321	1321	1314	1490
Precipitação do mês mais chuvoso	205	205	193	190	194	192	204	204	196	196	193	204
Precipitação do mês mais quente	54	54	45	44	44	43	52	52	43	43	44	54
Precipitação sazonal	39.4	38.9	44.0	44.5	44.2	44.9	39.7	40.3	44.9	44.9	44.4	39.8
Precipitação do trimestre mais chuvoso	572	570	520	517	522	521	566	568	527	527	521	571
Precipitação do trimestre mais seco	203	204	167	165	166	163	195	194	162	162	166	202
Precipitação do trimestre mais quente	506	509	520	517	522	521	510	507	527	527	521	505
Precipitação do trimestre mais frio	249	252	200	198	200	197	248	244	198	198	199	247

Tabela 4- continua

Variáveis Climáticas	FPT1	FPT2	FPT3	FPT4	FPT5	FPT6	FPT7	FPT8	FPT9	FPT10	FPT11	FPT12
Temperatura média anual	22.3	21.7	21.7	21.9	20.9	20.6	20.7	21.4	21.4	21.4	21.7	21.6
Varição média da temperatura mensal	12.5	12.5	12.5	12.5	12.4	12.4	12.4	12.5	12.5	12.5	12.5	12.5
Isotermalidade	63.7	64.1	64.0	64.2	64.8	64.6	65.0	64.2	64.2	64.2	64.1	64.4
Temperatura Sazonal	273.5	269.9	270.5	268.7	263.7	259.8	260.3	268.3	268.3	268.3	270.0	267.8
Temperatura máxima do mês mais quente	31.0	30.4	30.4	30.6	29.6	29.3	29.3	30.0	30.0	30.0	30.4	30.2
Temperatura mínima do mês mais frio	11.4	10.9	10.9	11.1	10.4	10.1	10.2	10.6	10.6	10.6	10.9	10.8
Varição da temperatura anual	19.6	19.5	19.5	19.5	19.2	19.2	19.1	19.4	19.4	19.4	19.5	19.4
Temperatura média do trimestre mais chuvoso	25.3	24.6	24.6	24.8	23.8	23.4	23.5	24.2	24.2	24.2	24.6	24.4
Temperatura média do trimestre mais seco	20.1	19.5	19.6	19.7	18.8	18.5	18.6	19.2	19.2	19.2	19.5	19.4
Temperatura média do trimestre mais quente	25.3	24.6	24.6	24.8	23.8	23.4	23.5	24.2	24.2	24.2	24.6	24.4
Temperatura média do trimestre mais frio	18.6	18.1	18.1	18.3	17.4	17.1	17.2	17.7	17.7	17.7	18.1	17.9
Precipitação anual	1260	1270	1273	1254	1357	1370	1364	1314	1314	1314	1270	1278
Precipitação do mês mais chuvoso	177	178	178	179	186	188	188	183	183	183	178	179
Precipitação do mês mais quente	41	44	44	41	46	46	46	45	45	45	44	44
Precipitação sazonal	46.6	44.9	44.8	46.7	41.8	41.5	41.9	43.7	43.7	43.7	44.3	44.2
Precipitação do trimestre mais chuvoso	499	492	493	496	514	517	517	505	505	505	490	492
Precipitação do trimestre mais seco	144	150	150	145	169	172	170	158	158	158	152	153
Precipitação do trimestre mais quente	499	492	493	496	514	517	517	505	505	505	490	492
Precipitação do trimestre mais frio	195	204	204	194	225	228	225	213	213	213	207	208
Tabela 4- continua												

Variáveis Climáticas	FPT13	FPT14	FPT15	FPT16	FPT17	FPT18	FPT19	FPT20	FPT21	FPT22	FPT23	FPT24
Temperatura média anual	21.6	21.2	21.2	21.1	21.3	21.2	21.5	21.5	21.5	21.4	21.5	21.6
Varição média da temperatura mensal	12.5	12.5	12.5	12.4	12.5	12.5	12.5	12.5	12.5	12.5	12.5	12.5
Isotermalidade	64.4	64.3	64.3	64.2	64.3	64.2	63.9	63.9	63.9	64.2	64.5	64.4
Temperatura Sazonal	267.8	265.4	265.4	266.3	266.6	266.4	269.2	270.2	270.2	268.3	266.4	268.5
Temperatura máxima do mês mais quente	30.2	29.8	29.8	29.8	30.0	29.9	30.2	30.2	30.2	30.0	30.1	30.2
Temperatura mínima do mês mais frio	10.8	10.4	10.4	10.4	10.6	10.5	10.7	10.7	10.7	10.6	10.7	10.8
Varição da temperatura anual	19.4	19.4	19.4	19.4	19.4	19.4	19.5	19.5	19.5	19.4	19.4	19.4
Temperatura média do trimestre mais chuvoso	24.4	24.0	24.0	24.0	24.2	24.1	24.4	24.4	24.4	24.2	24.4	24.4
Temperatura média do trimestre mais seco	19.4	19.0	19.0	19.0	19.2	19.1	19.3	19.3	19.3	19.2	19.3	19.4
Temperatura média do trimestre mais quente	24.4	24.0	24.0	24.0	24.2	24.1	24.4	24.4	24.4	24.2	24.4	24.5
Temperatura média do trimestre mais frio	17.9	17.6	17.6	17.5	17.7	17.6	17.8	17.8	17.8	17.7	17.9	17.9
Precipitação anual	1278	1320	1320	1324	1311	1316	1301	1302	1302	1307	1288	1277
Precipitação do mês mais chuvoso	179	185	185	185	184	184	181	181	181	182	179	179
Precipitação do mês mais quente	44	45	45	45	45	45	45	45	45	45	44	44
Precipitação sazonal	44.2	44.2	44.2	43.8	44.6	44.3	44.1	44.0	44.0	44.2	43.5	44.1
Precipitação do trimestre mais chuvoso	492	510	510	509	509	509	502	502	502	505	493	491
Precipitação do trimestre mais seco	153	158	158	159	156	157	156	156	156	156	156	154
Precipitação do trimestre mais quente	492	510	510	509	509	509	502	502	502	505	493	491
Precipitação do trimestre mais frio	208	210	210	213	208	209	210	210	210	209	212	209

TABELA 5. Locais amostrados em 48 corpos d'água com a porcentagem de cobertura florestal e as devidas categorias em que cada local foi inserido, no norte do Paraná, Brasil.

Pontos	% de Cobertura Vegetal	Categoria	Riqueza	Pontos	% de Cobertura Vegetal	Categoria	Riqueza
LPT1	100	Floresta	7	FPT1	0	Sem floresta	4
LPT2	37	Pouca Floresta	5	FPT2	0	Pouca floresta	4
LPT3	57	Floresta	3	FPT3	30.15	Sem floresta	3
LPT4	51.11	Floresta	3	FPT4	29.61	Pouca floresta	6
LPT5	100	Floresta	3	FPT5	40.31	Pouca floresta	6
LPT6	73.96	Floresta	10	FPT6	43.49	Pouca floresta	5
LPT7	100	Floresta	8	FPT7	29.84	Sem floresta	3
LPT8	53.22	Floresta	4	FPT8	12.06	Pouca floresta	4
LPT9	44.76	Pouca Floresta	8	FPT9	21.26	Pouca floresta	3
LPT10	45.71	Pouca Floresta	5	FPT10	43.49	Pouca floresta	6
LPT11	10.47	Sem Floresta	5	FPT11	0	Sem floresta	3
LPT12	100	Floresta	11	FPT12	0	Sem floresta	4
LPT13	21.26	Sem Floresta	8	FPT13	0	Sem floresta	5
LPT14	47.61	Pouca Floresta	8	FPT14	0	Sem floresta	3
LPT15	0	Sem Floresta	4	FPT15	0	Sem floresta	2
LPT16	25.39	Sem Floresta	4	FPT16	3.17	Sem floresta	6
LPT17	0	Sem Floresta	7	FPT17	0	Sem floresta	5
LPT18	0	Sem Floresta	8	FPT18	0	Sem floresta	4
LPT19	55.55	Floresta	4	FPT19	43.33	Pouca floresta	2
LPT20	40.63	Pouca Floresta	6	FPT20	16.19	Sem floresta	4
LPT21	41.26	Pouca Floresta	9	FPT21	10.47	Sem floresta	1
LPT22	41.26	Pouca Floresta	8	FPT22	0	Sem floresta	8
LPT23	0	Sem Floresta	8	FPT23	0	Sem floresta	5
LPT24	41.9	Pouca Floresta	5	FPT24	0	Sem floresta	4

APÊNDICE B

AUTORIZAÇÃO DE PESQUISA EM UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DO PARANÁ

Número: 508.13	Data de Emissão: 30.09.2013
-----------------------	------------------------------------

Dados do Pesquisador e da Pesquisa

Nome: Guilherme de Toledo Figueiredo	CPF: 334.926.768-80
RG:128759832	
Título do Projeto: RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES EM ASSEMBLEIAS DE ANUROS NO NORTE DO PARANÁ.	
Metodologia: amostragem por contagem.	
Palavras-chave: biodiversidade; conservação; anuros.	
Material Biológico Capturado: anuros.	

Cronograma de Coletas:

Unidade de Conservação: P.E. Mata dos Godoy	Datas: Set/2013 a Set/2014
P.E. de Ibiporã	Datas: Set/2013 a Set/2014

Observações:

1. Não é permitida a coleta de espécies ameaçadas ou em risco de extinção;	
2. As gerências da(s) UC(s) devem ser comunicadas com antecedência sobre os trabalhos em campo a serem realizados na Unidade;	
3. Esta autorização tem validade até 30.09.2014 podendo ser renovada no final do período.	

Guilherme de Camargo Vasconcellos
 Diretor de Biodiversidade e Áreas Protegidas – DIBAP
 Curitiba, 30 de setembro de 2013.