

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MARIA FERNANDA BONETTI

VARIÁVEIS CLIMÁTICAS COMO ESTRUTURADORAS DA DIVERSIDADE BETA EM
COMUNIDADES DE ANUROS EM ESCALA REGIONAL

CURITIBA

2011

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MARIA FERNANDA BONETTI

VARIÁVEIS CLIMÁTICAS COMO ESTRUTURADORAS DA DIVERSIDADE BETA EM
COMUNIDADES DE ANUROS EM ESCALA REGIONAL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Mauricio O. Moura

CURITIBA

2011

A Hora da Estrela

*“Ela acreditava em anjo e, porque
acreditava, eles existiam”*

(Clarisse Lispector)

AGRADECIMENTOS

Ao Mauricio, pela orientação, apoio, paciência (isso incluindo infinitos desenhos) e troca de idéias durante os cafés no laboratório.

Aos amigos (e agregados) do laboratório Burda, Cris, Ed, Marcelo, Peterson e Tata, pelas conversas e “pitacos”, muitas vezes essenciais na redação da dissertação, e mais uma vez, pelos cafés e momentos de descontração, cruciais para o rendimento do trabalho.

Aos amigos da UFPR, em especial, Aline, Ellie, Gi, Jennyfer, Marcos, Laura e Silvia, pelo apoio nos momentos de desespero e pelas várias horas de descontração (mesmo que para falar dos mesmos assuntos da pós).

Aos professores e secretaria do Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação da UFPR, que auxiliaram na minha formação profissional e pessoal.

Agradeço em especial aos meus pais e irmãos, pelo apoio incondicional, carinho, compreensão pela minha ausência e por acreditarem em mais esse sonho.

A Capes, pela bolsa de mestrado concedida.

SUMÁRIO

RESUMO	- 1 -
ABSTRACT	- 3 -
INTRODUÇÃO.....	- 5 -
<i>BASE DE DADOS E AMOSTRAGEM TAXONÔMICA</i>	- 9 -
<i>PADRÃO DE ESTRUTURAÇÃO DAS COMUNIDADES</i>	- 12 -
RESULTADOS	- 17 -
<i>DIVERSIDADE REGIONAL</i>	- 17 -
<i>PADRÃO DE ESTRUTURAÇÃO DAS COMUNIDADES</i>	- 18 -
DISCUSSÃO	- 27 -
CONSIDERAÇÕES FINAIS	- 33 -
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	- 34 -

RESUMO

Sabe-se, atualmente, que as comunidades são estruturadas por mecanismos diferentes, embora conectados, que atuam tanto em escalas locais, como em escalas maiores de tempo e espaço. Assim, compreender os fatores que geram esta estruturação passa a ser uma tarefa fundamental, com implicações na identificação de fatores que auxiliam na geração e manutenção da diversidade, bem como na predição de quanto as mudanças ambientais podem afetar a diversidade local e regional. A relação entre escala e diversidade foi introduzida por R. J. Whittaker, diferenciando as diversidades local, regional e a diversidade beta. A diversidade beta é a diferença da composição de espécies entre as comunidades. Existem muitos trabalhos que abordam a troca de espécies entre localidades com base em gradientes latitudinais, todavia, são poucos os estudos que buscam entender dinâmicas regionais. Neste sentido, o presente estudo tem como objetivo geral descrever como ocorre a variação das espécies, nas comunidades de Anura, em escala regional, usando descritores de habitat. Vários métodos multivariados como análise de correspondência, análise canônica e um método de partição da variação foram aplicados para determinar o efeito das variáveis climáticas, variação espacial e tipos florestais como mecanismos geradores de beta diversidade. A composição de espécies de Anura no Estado do Paraná muda de acordo com a mudança no gradiente vegetacional. Essa diferença na composição de espécies é devida a diferença na matriz vegetacional na qual os grupos de comunidades estão inseridos, bem como pelas diferenças climáticas associadas às formações vegetacionais. A distância geográfica também é positivamente relacionada com a beta diversidade do Estado do Paraná. A partição dos efeitos geográficos e climáticos indica que os efeitos climáticos são o único fator que afetam significativamente a mudança na composição das comunidades. No entanto, a variação conjunta entre geografia e clima explicam 68% da variação

na composição. Neste contexto é hipotetizado que a seleção de habitats via dependências as condições climáticas seja o mecanismo responsável pela manutenção dos padrões de variação.

Palavras-chave: Diversidade beta, partição da variação, composição de espécies

ABSTRACT

Biological communities are structured by different mechanisms at local and regional scale, although these mechanisms are connected. Thus, understanding the factors that generate these patterns becomes a key task, with implications for the identification of factors that assist in the generation and maintenance of diversity, and to predict how environmental changes can affect local and regional diversity. The relationship between scale and diversity was introduced by R. J. Whittaker, differing local, regional and beta diversity. The beta diversity is the difference in species composition among communities. There are many studies that analyze the species turnover among localities based on latitudinal gradients; however, there are few studies that seek to understand regional dynamics. In this sense, this study aims to describe how general is the variation of species in communities of Anura on a regional scale, using descriptors of habitat. Several multivariate methods such as correspondence analysis, canonical analysis and variation partitioning method were applied to determine the effect of climatic variables, spatial variation and forest types as beta diversity generating mechanisms. The species composition of Anura in Parana state changes with the change in vegetation gradient. This difference in species composition is due to differences in the vegetation matrix in which community groups are present, and by climatic differences associated with vegetation structure. The geographical distance is also positively related to beta diversity in the Parana state. The partition of geographical and climatic effects indicates that the climatic effects are the only factors that significantly affect the changes in community composition. However, the combined variation between geography and climate explains 68% of the variation in composition. In this context it is

hypothesized that habitat selection via dependencies on climatic conditions is the mechanism responsible for the maintenance of the patterns of variation.

Key-words: beta diversity, variance partitioning, species composition

INTRODUÇÃO

Os mecanismos que estruturam as comunidades em escalas locais e regionais são diferentes, embora conectados (Ricklefs 1987, 2004; Harrison & Cornell 2008). Por estarem conectados, esses mecanismos (locais e regionais) afetam simultaneamente as comunidades (Ricklefs 1987). Essa ideia implica que não apenas as interações bióticas influenciam a formação das comunidades, mas também processos que ocorrem em escalas de tempo e espaço muito maiores, como dispersão, especiação e extinção (Hubbell 2001). Também é implícito nesta conceituação que as comunidades não são unidades fixas e estanques, mas variam ao longo do tempo e do espaço.

Dentre os descritores gerais das comunidades, a riqueza de espécies ou em alguns contextos a diversidade, é um dos mais simples, intuitivos (Magurran 2003) e o que tem gerado diversos padrões interessantes em diversas escalas como os gradientes latitudinais (Diniz-Filho *et al.* 2004; Wiens 2007), altitudinais (Vasconcelos *et al.* 2010) e relação entre riqueza local e regional (Cottenie *et al.* 2003; Karst *et al.* 2005; Werner *et al.* 2007a). Assim, a compreensão dos fatores que geram estes padrões passa a ser uma tarefa fundamental, com implicações desde a identificação de limites para o estudo de mecanismos que geram e mantêm a diversidade, como a predição de quanto as mudanças ambientais podem afetar a diversidade local e regional (Mac Nally *et al.* 2004; Qian *et al.* 2007).

R. J. Whittaker (1960, 1972) introduziu o conceito da relação entre escala e diversidade e definiu a diversidade local como sendo a diversidade alfa (α), a diversidade regional, o pool de espécies disponíveis na região, como diversidade gama (λ) e a diferença da composição de espécies entre as comunidades, ou seja, a proporção em que a riqueza regional de espécies

excede a média da riqueza em uma única localidade, como diversidade beta (β) (Koleff *et al.* 2003). Estas definições de R. J. Whittaker foram operacionalizadas de diferentes maneiras (Koleff *et al.* 2003; Anderson *et al.* 2010; Tuomisto 2010a,b) produzindo uma gama de medidas de beta diversidade (Tuomisto 2010a, b) e de procedimentos numéricos para analisar os padrões de variação na diversidade beta (Nekola & White 1999; Legendre *et al.* 2009; Anderson *et al.* 2010; Baselga 2010; Tuomisto 2010a,b).

Embora não exista consenso sobre estes procedimentos, é possível distinguir dois grandes tipos de abordagem para estudar a beta diversidade: *turnover* e variação (Anderson *et al.* 2010). A idéia do *turnover* é medir a mudança na estrutura da comunidade de uma unidade amostral para outra, ao longo de um gradiente unidirecional, seja ele espacial, temporal ou ambiental, implicando que o *turnover* possa ser expresso como uma taxa (Anderson *et al.* 2010). A variação também expressa uma mudança na estrutura das comunidades, no espaço e/ou tempo, porém, implica em mudança em relação a uma categoria, como um fator (ex. tipo de habitat), sem uma direção (Anderson *et al.* 2010).

Os estudos em grandes escalas são relativamente recentes (Brown & Maurer 1987a, Cottenie *et al.* 2003; Mac Nally *et al.* 2004; Novotny & Weiblen 2005; Qian *et al.* 2005; Beisner *et al.* 2006; Goettsch & Hernández 2006; Diniz-Filho *et al.* 2007; Wiens 2007; Dahl *et al.* 2009; Svenning *et al.* 2010; von May *et al.* 2010), impulsionados, provavelmente, pelo aumento de ferramentas que possibilitam análises em escalas maiores, bem como o aumento de dados biológicos cada vez mais acessíveis através da rede mundial de computadores. O problema de declínio e extinção de espécies em todo mundo também levou a um aumento desses estudos (Ricklefs 1987; Diniz-Filho *et al.* 2004, 2005; Qian *et al.* 2007) que buscam entender a relação entre a diversidade de espécies e o ambiente, sendo importantes nas tomadas de decisões de

conservação das áreas (Qian *et al.* 2007). Da mesma forma, determinar os fatores que fazem com que a composição de uma comunidade mude em relação a algum fator (beta diversidade) também pode render respostas a questões importantes para a ecologia, como aproximações para examinar padrões e desenvolver cenários para o entendimento de processos em escalas maiores (Anderson *et al.* 2010).

Os Anura tem características que os tornam um ótimo grupo para se testar teorias em diversos níveis. De uma maneira geral, é o grupo de vertebrados com o maior grau de relação com o ambiente devido às restrições fisiológicas (Duellman & Trueb 1986) sendo, por esta relação, o grupo com maior porcentagem de espécies em risco de extinção (Urbina-Cardona & Loyola 2008). Além disso, as comunidades de anuros têm como característica geral estarem formadas em ambientes espacialmente delimitados, tanto em escala local quanto regional. Em escala local os ambientes de reprodução, como lagos e brejos, são limitados espacialmente. Ao passo que na escala regional, os fragmentos onde estão inseridos estes ambientes é que se apresentam delimitados espacialmente.

Embora os estudos de ecologia de comunidades de Anura sejam antigos (e.g. Crump 1971; Cardoso *et al.* 1989; Cardoso & Viellard 1990; Giaretta *et al.* 1997; Pombal 1997), estudos com viés para a macroecologia neste grupo são bastante recentes (ex. Buskirk 2003; Diniz-Filho *et al.* 2004; Conte & Rossa-Feres 2006; Werner *et al.* 2007a,b; Wiens 2007; Binckley *et al.* 2009; Vasconcelos *et al.* 2010; von May *et al.* 2010). No entanto, a maior concentração é com estudos de macroecologia relacionado a gradientes latitudinais (ex. Diniz-Filho *et al.* 2004; Wiens 2007; Binckley *et al.* 2009) sendo a minoria dos estudos relacionados com dinâmicas regionais (e.g. Conte & Rossa-Feres 2006; Qian *et al.* 2007; Dahl *et al.* 2009; von May *et al.* 2010). Apesar de poucos estudos com dinâmicas regionais, os padrões de comunidades oriundas

de diferentes grupos regionais de espécies estão, indiscutivelmente, entre as abordagens mais promissoras para o estudo dos determinantes da diversidade beta (Dahl *et al.* 2009).

Assim, o trabalho de Conte & Rossa-Feres (2006) faz uma primeira aproximação macroecológica para os anuros do Estado do Paraná. A comparação entre comunidades na região foi feita através da similaridade faunística entre oito áreas através de análises de agrupamento. O principal resultado levou estes pesquisadores a hipotetizar que a distribuição das espécies poderia estar ligada à formação vegetacional. Dentro deste contexto, von May e colaboradores (2010) afirmam que estudos focando diversidade de anfíbios compararam assembléias por diferentes localidades sem levar em conta o efeito de tipos vegetacionais na estrutura das comunidades, um efeito que como resultado direto ou indireto ocorria usualmente (Azevedo-Ramos & Galatti 2002; Doan & Arriaga 2002; Gardner *et al.* 2007; Blair & Doan 2009; Dahl *et al.* 2009). No entanto, é possível que a heterogeneidade do habitat seja a principal responsável pela distribuição das espécies (Ernst & Rödel 2006; Gardner *et al.* 2007) e, portanto, um fator importante para a manutenção da diversidade de anfíbios.

Contudo, com poucas exceções, os estudos em escala regional com Anura tem sido mais descritivos, não testando os padrões já encontrados, como a variação espacial em função de gradientes vegetacionais. Neste sentido, o objetivo geral é descrever como ocorre a variação das espécies, nas comunidades de Anura, em escala regional, usando descritores de habitat. Especificamente serão testados:

- i) O efeito da diferença das formações vegetacionais e das variáveis climáticas na diversidade beta de anuros do Estado do Paraná.

- ii) Quanto da estruturação das comunidades de Anura no Estado do Paraná é atribuída às características ambientais e quanto é em resposta à distância geográfica entre as comunidades.

MÉTODOS

Base de dados e Amostragem taxonômica

A base de dados utilizada foi construída através da compilação de resultados de 19 trabalhos científicos (Bernarde & Anjos 1999; Bernarde & Machado 2001; Machado & Bernarde 2002; Conte & Machado 2005; Conte & Rossa-Feres 2006, 2007; Hiert & Moura 2007; Armstrong & Conte 2010; Cunha *et al.* 2010; Cardoso *dados não publicados*; Castanho *dados não publicados*; Garey *dados não publicados*; Leivas e Machado *dados não publicados* e Machado *dados não publicados*) realizados no Estado do Paraná (Fig. 1, Anexo 1).

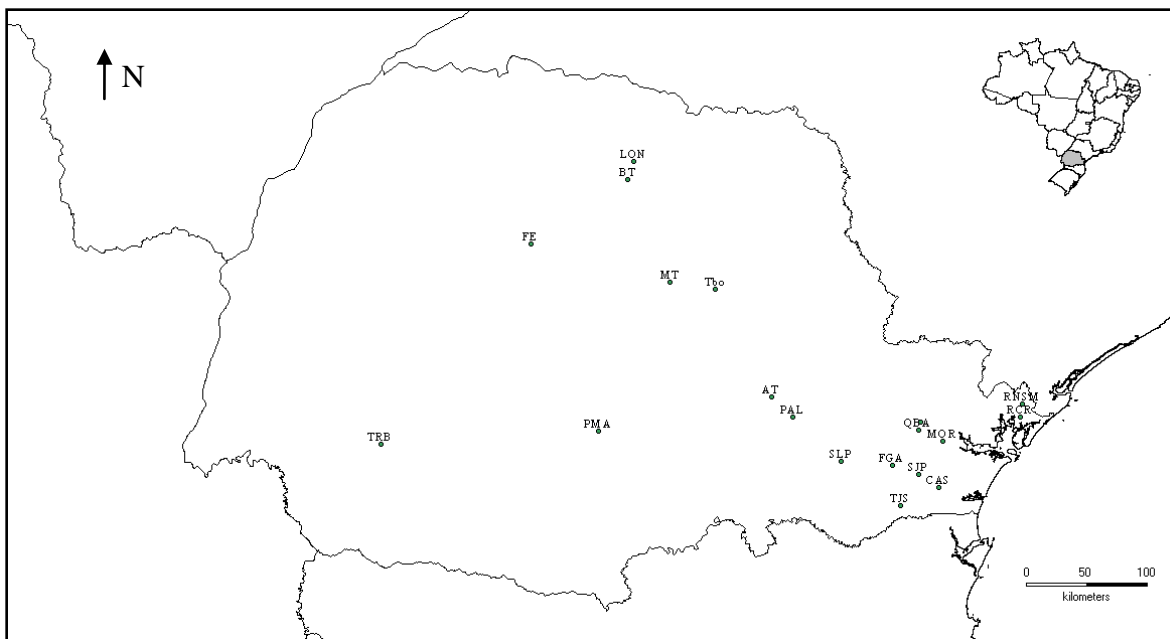


Fig. 1. Mapa do Estado do Paraná indicando as 19 localidades utilizadas neste estudo (dados de cada localidade no anexo 1).

A partir das espécies determinadas pelos autores, para cada área foi construída uma matriz de incidência (presença ou ausência) de espécies pelas localidades de ocorrência. Foram incluídos apenas trabalhos com um período de amostragem superior a seis meses, com amostragem nos meses com maior temperatura e umidade e com depósito de material em coleção científica.

A unidade taxonômica utilizada predominantemente foi espécie, cerca de 86% da base de dados, com as seguintes exceções. No caso das espécies do grupo *crucifer* que foi revisado recentemente por Baldissera e colaboradores (2004) optou-se pela alocação conservativa como grupo de espécies (“*Rhinella* grupo *crucifer*”) mesmo que na literatura primária houvesse uma identificação em nível específico. Essa posição foi adotada porque no trabalho de revisão do grupo não existem registros para o interior do Estado do Paraná, que aparece como uma lacuna

nos mapas de distribuição das espécies, dificultando a utilização destes mapas como ferramenta para a identificação.

Ainda, algumas espécies da matriz de dados não apresentam o epíteto específico por serem espécies ainda não descritas, porém, já em processo de descrição (C. E. Conte *com. pess.*). Neste caso encontram-se duas espécies do gênero *Crossodactylus* e quatro espécies do gênero *Leptodactylus*. As espécies pertencentes ao gênero *Crossodactylus* estão em duas unidades distintas, uma da região de Londrina e a outra na região de Telêmaco Borba (R. A. Machado *com. pess.*) ambas localizadas no norte do Estado do Paraná em Floresta Estacional Semidecidual. Duas das quatro espécies não descritas do gênero *Leptodactylus* são da APA de Guaraqueçaba (L. M. Castanho *dados não publicados* e M. Garey *dados não publicados*), no litoral e domínio de Floresta Ombrófila Densa. As outras duas espécies são do interior do Paraná, uma do município de Fazenda Rio Grande (Conte & Rossa-Feres 2007) e outra do município de São Luis do Purunã (M. W. Cardoso *dados não publicados*), em Floresta Ombrófila Mista. A separação dos biomas seguiu a classificação de Maack (1968), sendo Campos Gerais, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Mista. No entanto, o domínio Floresta Ombrófila Mista foi separado, para as análises, em Floresta Ombrófila Mista pertencente ao primeiro planalto paranaense (FOM1) e Floresta Ombrófila Mista de segundo e terceiro planaltos paranaense (FOM2). Essa separação representa a influência de outros domínios sobre a Floresta Ombrófila Mista, principalmente em regiões de transição. Assim, existe uma influência grande da Floresta Ombrófila Densa (FOD) sobre a Floresta Ombrófila Mista no primeiro planalto paranaense (FOM1) e influência dos domínios de Campos Gerais (CG) sobre a Floresta Ombrófila Mista no segundo e terceiro planaltos paranaense (FOM2). Com isso, as localidades foram agrupadas de acordo com as formações florestais e o planalto onde ocorrem.

Medida de diversidade beta

Uma das maneiras de calcular a diversidade beta é através de índices. Embora em alguns trabalhos mais de um índice é utilizado, o índice de Whittaker ainda é o mais empregado (Koleff *et al.* 2003). No entanto, Cardoso e colaboradores (2009) ao estudar o efeito de amostragens incompletas e de diferenças na diversidade alfa no comportamento dos índices de beta diversidade indicam os índices de Harrison (β_{-2}) e de Willian (β_{-3}) como sendo os mais robustos. Para o presente trabalho foi feito um teste de Mantel entre os resultados dos três índices de diversidade beta aplicados a base de dados: β_w (Whittakker 1960,1972), β_{-2} (Harrison *et al.* 1992) e β_{-3} (Williams 1996) (ver Koleff *et al.* 2003). Em todas as comparações os testes foram significativos indicando uma alta relação entre os índices. Portanto, optamos pelo índice de Whitakker (β_w).

O índice de diversidade beta de Whittaker é expresso como:

$$\beta_w = \frac{S}{\bar{\alpha}}$$

onde, S é a riqueza de Anura na região e $\bar{\alpha}$ é a média do número de espécies observados nos locais (Legendre *et al.* 2005).

Padrão de estruturação das comunidades

Para verificar o padrão existente entre as comunidades de Anura e as formações vegetacionais, sem uma hipótese *a priori*, foi utilizada uma análise de correspondência sem

tendência (DCA). A matriz de entrada foi a matriz de incidência de espécies por localidade. A análise de correspondência sem tendência (DCA) ordena as comunidades de acordo com as diferenças entre as espécies em cada comunidade, reduzindo o espaço de visualização para apenas dois eixos.

Análises estatísticas

Para verificar a diminuição geral da similaridade de espécies entre as comunidades com o aumento da distância geográfica foi feita uma regressão linear simples. Posteriormente, foram feitas regressões lineares simples, separando as comunidades, para verificar a diminuição da similaridade com o aumento da distância para cada formação vegetacional. Para as regressões lineares foram utilizadas a matriz de similaridade de Jaccard e a matriz de distância (km) entre as localidades (par a par). Os domínios de CG e FOM2 não foram analisados por apresentarem um *n* baixo. A matriz de distância geográfica foi logaritimizada antes da análise. Como os valores das matrizes não são independentes, foram utilizados testes de aleatorização para testar a significância do modelo. As retas de cada formação vegetacional foram plotadas em um mesmo gráfico para auxiliar a visualização.

Para testar as diferenças entre as comunidades, com base na hipótese de grupos vegetacionais distintos, foi feita uma análise canônica de coordenadas principais, CAP (Anderson & Willis 2003). De uma maneira geral a análise é realizada com o uso de uma análise de coordenadas principais sobre a matriz de incidência de espécies por localidade, seguida por uma análise discriminante. Esta técnica foi escolhida pela flexibilidade na escolha das medidas de dissimilaridade entre as unidades e pela possibilidade de realizar a análise canônica tanto em

matrizes com grupos discretos (como uma análise canônica discriminante) quanto em relações entre matrizes com preditores contínuos (como uma análise de correlações canônicas) (Anderson & Willis 2003). A medida de dissimilaridade de Sorensen foi utilizada como descritor de distância e a significância das relações foram testadas com 9999 permutações (Anderson & Robinson 2003; Anderson & Willis 2003). Os eixos resultantes do PCO (sem a hipótese *a priori*) e do CAP (com a hipótese *a priori*) foram plotados para inspeção visual da posição das comunidades nos espaços reduzidos destes eixos.

Para determinar o grau de variabilidade na composição de espécies entre as comunidades, dentro de um tipo vegetacional, foi utilizada uma análise de dispersão entre os grupos (comparando a variação entre e dentro dos grupos vegetacionais) (Willis & Anderson 2003; Anderson *et al.* 2006). Na análise de dispersão multivariada, a dispersão é calculada como a distância média de cada comunidade ao centróide do grupo (formação vegetal). O centróide, por sua vez, é definido pela posição média dos pontos (comunidades) no espaço formado pelos eixos de coordenadas principais (Anderson *et al.* 2006). A homogeneidade na dispersão multivariada entre os grupos é testada como uma análise de variância (ANOVA) (Anderson 2004; Anderson *et al.* 2006) em que os valores de probabilidade associados são estimados por permutação. Considerando que, para a análise de dispersão é necessário um *n* mínimo de três unidades para cada grupo, a formação Campos Gerais (CG), com apenas duas comunidades (*n*=2), não foi incluída na análise. Para determinar o efeito do clima em relação à distribuição dos anuros no Estado do Paraná com base nas formações vegetais foi usada uma análise canônica de coordenadas principais, CAP. Foram utilizadas a matriz de incidência de espécies e uma matriz de dados climáticos (de cada comunidade) para a análise. A base de dados climáticos, composta por 19 variáveis, foi obtida no banco de dados climáticos *WorldClim* (Hijmans *et al.* 2005). Para

reduzir a dimensão e a correlação entre as variáveis foi feita uma análise de componentes principais (PCA), baseada em uma matriz de correlação. O número de eixos da PCA utilizados nas análises posteriores foi determinado por comparação com a diminuição de variância esperada pelo modelo *Broken stick* (Legendre & Legendre 1998). Assim, a análise canônica de coordenadas principais testou a relação entre a matriz de incidência e uma matriz climática formada pelos eixos retidos da PCA. Para verificar o padrão resultante da relação entre a distribuição de espécies nas comunidades baseado nas variáveis climáticas foi utilizada uma análise do PCO. A escolha do número de eixos da PCO retidos foi baseada no aumento da porcentagem de explicação dos eixos ponderados pela manutenção de uma variação residual mínima, de acordo com Anderson & Willis (2003).

Para quantificar a contribuição relativa do ambiente (variáveis climáticas) e do espaço (posição geográfica) na estruturação das comunidades de anuros do Estado do Paraná, foi utilizada uma técnica de partição da variação, onde a porcentagem total da variação é explicada por uma Análise de redundância parcial (pRDA, Lambert et al. 1988). A variação total explicada pela pRDA é particionada entre as contribuições dos preditores, exclusivamente (a) e (c), e conjuntamente (b) (Fig. 2) (Borcard *et al.* 1992). Neste caso, a variação na estruturação das comunidades foi particionada em **i**) espaço “puro” (a), a parte da variação que é explicada apenas pela estrutura espacial, independentemente dos preditores ambientais, **ii**) ambiente “puro” (c), a parte explicada apenas pelas características ambientais, não compartilhados com os preditores espaciais. A variação explicada conjuntamente por ambiente e espaço é representada em (b). Existe ainda uma fração (d) não explicada nem pelos preditores ambientais nem espaciais (Borcard *et al.* 1992).

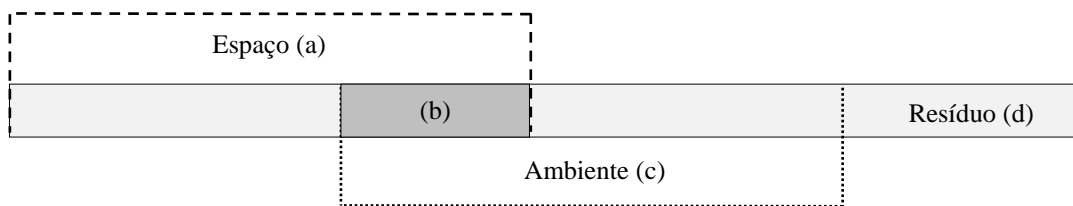


Fig. 2. Partição da variação em resposta a uma matriz biológica Y entre variáveis explanatórias espaço (a) e ambiente (c). A intersecção entre (a) e (c) é a parte da variação explicada pelas duas variáveis. O comprimento da barra (cinza claro) corresponde a 100% da variação de Y . (modificado de Borcard *et al.* 1992).

Para esta análise a matriz de incidência de espécies nas localidades foi transformada em uma matriz de distância (coeficiente de Sorensen). Foram utilizadas duas matrizes explanatórias, ambiental e espacial. A matriz ambiental foi a mesma utilizada na Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) para testar o efeito do clima em relação à distribuição dos anuros no Estado do Paraná. Para a fração espacial, foram utilizadas as coordenadas x e y (UTM) das áreas. Para transformar as coordenadas geográficas em uma matriz de distância euclidiana, comumente utilizada em análises de ordenação (ex. RDA e CCA) foi feita uma Análise de Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (PCNM). Esta análise é uma decomposição espectral da relação espacial entre as comunidades obtida através de Análise de Coordenadas Principais na matriz de distâncias geográficas truncadas (Borcard *et al.* 1992). O valor de truncamento utilizado foi a distância geográfica máxima, o que permite que todas as comunidades estejam ligadas na matriz de conectividade (Borcard & Legendre 2002). Os autovetores resultantes foram utilizados para descrever possíveis graus de variação na estrutura espacial.

Para os componentes testáveis (a) e (c), a significância de cada fração foi determinada utilizando testes de permutação com 999 aleatorizações (Peres-Neto *et al.* 2006).

Para as análises multivariadas DCA, PCNM e RDA foi usado o pacote vegan (Oksanen *et al.* 2010) implementado no R (R Development Core Team 2009). As análises de regressão foram realizadas no programa PAST (Hammer *et al.* 2001). Os testes de análise canônica de coordenadas principais foram feitos no programa CAP (Anderson 2004) e para o teste de dispersão foi usado o programa NPDISP 2 (Anderson 2004).

RESULTADOS

Diversidade regional

A diversidade gama do Estado do Paraná, obtida através dos trabalhos de levantamento de anuros do Estado do Paraná foi de 115 espécies, distribuídas em 11 famílias: Brachycephalidae (9 espécies), Bufonidae (6), Centrolenidae (1), Cicloramphydae (1), Craugastoridae (7), Hemiphractidae (1), Hylidae (55), Hylodidae (6), Leiuperidae (9), Leptodactylidae (18) e Microhylidae (2) (Fig. 3). No geral, a família Hylidae foi a mais representativa, com aproximadamente 48% das espécies, seguida pela família Leptodactylidae, com cerca de 16% das espécies. Três famílias tiveram a ocorrência de apenas uma espécie. Os métodos de amostragem utilizados foram sítios reprodutivos (66,6%), busca ativa (18,5%), transecção (11,1%) e armadilhas de interceptação e queda (3,7%), com esforços de amostragem variando entre sete a 19 meses.

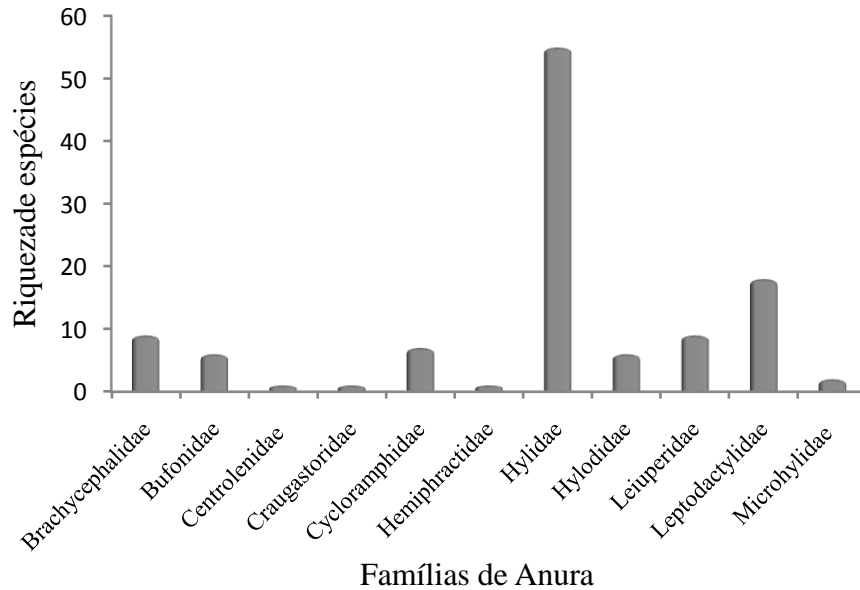


Fig. 3. Riqueza de anfíbios anuros no Estado do Paraná distribuídas nas famílias ocorrentes.

As riquezas variaram de 17 a 41 espécies por local de estudo, sendo que os locais com maior riqueza foram Reserva Natural Salto Morato (RNSM) com 41 espécies e Rio do Costa e Retiro (RCR) com 39 espécies, enquanto que Alto Tibagi (AT) e Parque Municipal das Araucárias (PMA) possuem as menores riquezas (18 e 17 espécies, respectivamente) (Anexo 1).

Padrão de estruturação das comunidades

A composição de espécies de Anura no Estado do Paraná mudou de acordo com a diferença nos tipos vegetais distintos.

Para visualização da mudança na composição de espécies de Anura ao longo das comunidades, e conseqüentemente, dos diferentes tipos vegetacionais encontrados no Estado do Paraná foi feita uma análise de correspondência sem tendência (DCA). Os dois primeiros eixos explicaram 89% da variação total. No primeiro eixo, que explicou cerca de 63% da mudança na

composição dos anuros, ocorreu a formação de três grandes grupos, um formado pelas comunidades pertencentes ao domínio de Floresta Ombrófila Densa (FOD), o segundo pelas áreas de Floresta Ombrófila Mista de primeiro planalto (FOM1) e o terceiro pelas áreas de Campos Gerais, Floresta Estacional Semidecidual e Ombrófila Mista de segundo e terceiro planalto (CG, FES e FOM2) (Fig. 4). Já, no eixo 2 ocorreu a separação entre as comunidades do terceiro grupo, CG, FES e FOM2 (Fig. 4).

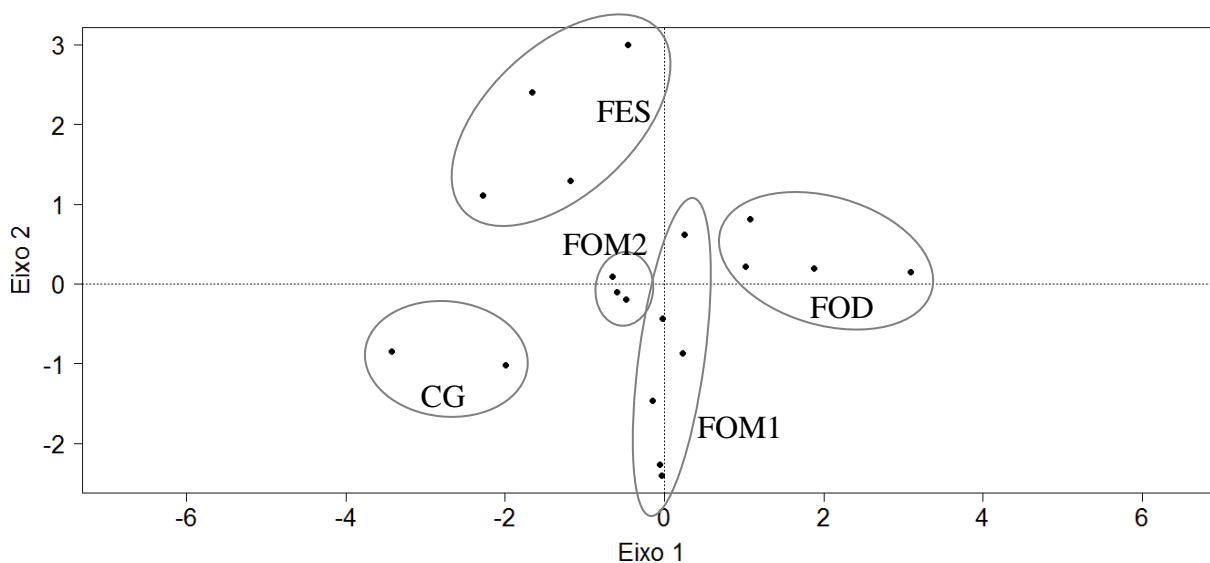


Fig. 4. Análise de correspondência sem tendência (DCA) mostrando o padrão das comunidades de Anura no Estado do Paraná, nos eixos 1 e 2 da análise de correspondência sem tendência. CG reúne as comunidades pertencentes aos Campos Gerais, FES representa as comunidades de Floresta Estacional Semidecidual, FOD representa as comunidades de Floresta Ombrófila Densa, FOM1 representa as comunidades pertencentes a Floresta Ombrófila Mista de primeiro planalto e FOM2 as comunidades de Floresta Ombrófila Mista de segundo e terceiro planaltos.

As espécies que mais contribuíram para a diferença observada entre litoral (FOD) e planalto (CG, FES, FOM1 e FOM2) foram: *Adenomera bokermanni* Heyer, 1973, *Bokermanohyla hylax* (Heyer, 1985), *Dendropsophus berthalutzae* (Bokermann, 1962),

Flectonotus gr. *fissilis*, *Hypsiboas albomarginatus* (Spix, 1824) e *Scinax litoralis* (Pombal & Gordo, 1991), ocorrentes apenas no litoral e *Hypsiboas raniceps* Cope, 1862, *Haddadus binotatus* (Spix, 1824) e *Trachycephalus venulosus* (Laurenti, 1768) ocorrentes no interior.

Há compartilhamento de espécies entre FOD e FOM1 [ex. *Aplastodiscus albosignatus* (Lutz & Lutz, 1938), *Dendropsophus microps* (Peters, 1972), *Hypsiboas bischoffii* (Boulenger, 1887), *Leptodactylus marmoratus* (Steindachner, 1867) e *Phyllomedusa distincta* A. Lutz in B. Lutz, 1950] e entre FOM2 e FES [ex. *Dendropsophus nanus* (Boulenger, 1889), *Haddadus binotatus* (Spix, 1824)]. No entanto, sete espécies ocorreram na maioria das localidades (com ocorrência em pelo menos 10 comunidades), sem distinção vegetacional, como por exemplo, *Aplastodiscus perviridis* Lutz, 1950, *Scinax fuscovarius* (A. Lutz, 1925), *S. perereca* Pombal, Haddad & Kasahara, 1995 e *Rhinella icterica* (Spix, 1824).

Relação entre distância e similaridade

A análise de regressão geral da distância entre as comunidades e a matriz de similaridade de Jaccard foi significativa ($R^2 = 0,17$, $p < 0,0001$), com coeficiente angular da regressão igual a $-0,39 \pm 0,02$ (Fig. 5a). Quando separamos as comunidades dentro de cada formação vegetacional para verificar diminuição da similaridade com o aumento da distância, verificou-se a diminuição da similaridade de espécies com o aumento da distância geográfica nas comunidades do grupo Floresta Ombrófila Densa [FOD ($R^2 = 0,82$, $p < 0,01$)] e Floresta Estacional Semidecidual [FES ($R^2 = 0,93$, $p < 0,01$)] (Fig. 5b). As comunidades pertencentes a Floresta Ombrófila Mista de primeiro planalto (FOM1) não apresentaram diminuição da similaridade com a distância geográfica (Fig. 5b). As comunidades inseridas nos domínios Campos Gerais (CG) e Floresta

Ombrófila Mista de segundo e terceiro planalto (FOM2) não entraram na análise por contarem com número amostral baixo.

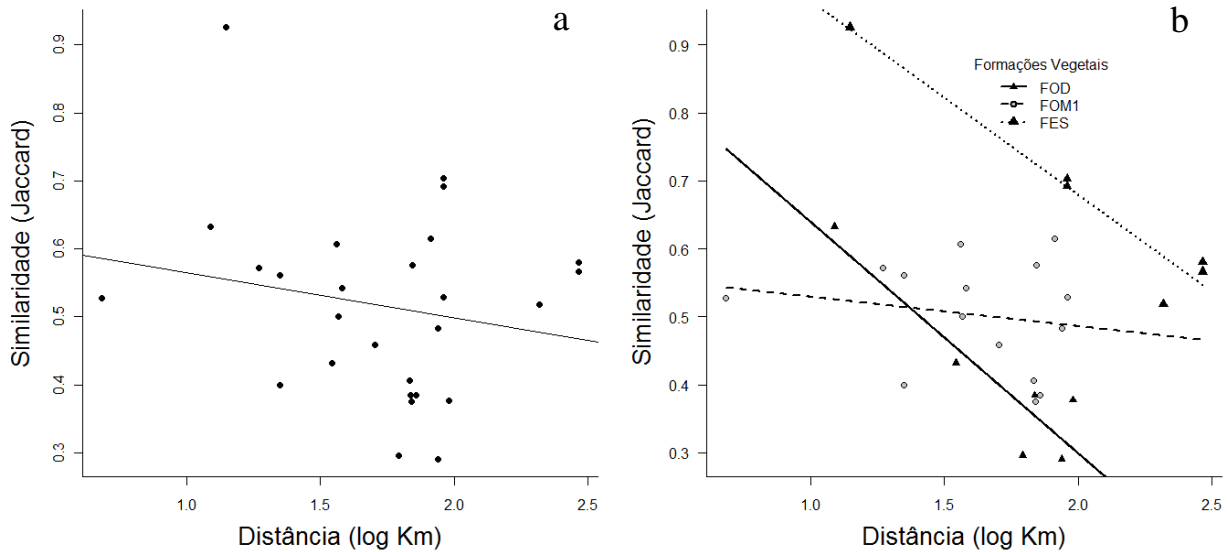


Fig. 5. Decaimento da similaridade (coeficiente de Jaccard) em função da distância (log Km) para todas as comunidades par a par (a) e para cada grupo vegetacional (b). FOD representa as comunidades de Floresta Ombrófila Densa, FOM1 representa as comunidades pertencentes a Floresta Ombrófila Mista de primeiro planalto, e FES as comunidades de Floresta Estacional Semidecidual.

Diversidade beta

A análise canônica discriminante resultou em dois eixos com correlações canônicas quadradas de 0,97 e 0,87. O fator vegetação foi altamente significativo e explicou cerca de 84% da variação nas comunidades (traço = 1,81, $P < 0,001$, 4999 permutações). Esta análise mostrou que as comunidades foram alocadas com 100% de acerto e cada um dos quatro grupos

vegetacionais (Tabela I). As espécies que mais contribuíram para a separação das formações vegetacionais, de acordo com os coeficientes de correlação canônica estão citadas na Tabela II.

Tabela I. Resultado da análise canônica discriminante testando o efeito da variação dos grupos vegetacionais na composição das comunidades de Anura indicando a porcentagem da variação total explicada pelo primeiro eixo da análise (% Var), a porcentagem de comunidades alocadas corretamente em cada grupo (Sucesso de alocação) e o valor da correlação canônica (δ^2).

Fator	% Var	Sucesso de alocação (%)						δ^2	P
		FOD	FOM1	FOM2	FES	CG	Total		
Formações vegetais	84,21	100	100	100	100	100	100	0,97	0,0002

Tabela II. Contribuição das espécies de Anura para a formação do eixo 1 na análise canônica discriminante. Estão descritas apenas as espécies com correlações $|r| > 0,50$.

Espécies de Anura	Correlação	Nº de ocorrências
<i>Hylodes heyeri</i> Haddad, Pombal & Bastos, 1996	0,876	5
<i>Bokermannohyla hylax</i> (Heyer, 1985)	0,874	4
<i>Hypsiboas albomarginatus</i> (Spix, 1824)	0,874	4
<i>Trachycephalus mesophaeus</i> (Hensel, 1867)	0,874	4
<i>Phyllomedusa distincta</i> Lutz, 1950	0,825	6
<i>Dendropsophus berthalutzae</i> (Bokermann, 1962)	0,761	3
<i>Dendropsophus weneri</i> (Cochran, 1952)	0,761	3
<i>Leptodactylus notoaktites</i> Heyer, 1978	0,750	8
<i>Dendropsophus elegans</i> (Wied-Neuwied, 1824)	0,731	3
<i>Scinax littoralis</i> (Pombal and Gordo, 1991)	0,713	3
<i>Rhinella icterica</i> (Spix, 1824)	0,651	13
<i>Proceratophrys boiei</i> (Wied-Neuwied, 1824)	0,646	7

<i>Leptodactylus marmoratus</i> (Steindachner, 1867)	0,644	6
<i>Dendropsophus microps</i> (Peters, 1872)	0,610	9
<i>Adenomera bokermanni</i> Heyer, 1973	0,591	2
<i>Dendrophryniscus leucomystax</i> Izecksohn, 1968	0,591	2
<i>Dendropsophus seniculus</i> (Cope, 1868)	0,591	2
<i>Hypsiboas semilineatus</i> (Spix, 1824)	0,591	4
<i>Ischnocnema guentheri</i> (Steindachner, 1864)	0,591	2
<i>Physalaemus spiniger</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	0,591	2
<i>Rhinella hoogmoedi</i> Caramaschi and Pombal, 2006	0,591	2
<i>Scinax argyreornatus</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	0,591	2
<i>Dendrophryniscus berthaltzae</i> Izecksohn, 1994	0,556	2
<i>Ischnocnema sambaqui</i> (Castanho and Haddad, 2000)	0,543	3
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	-0,554	6
<i>Proceratophrys avelinoi</i> Mercadal de Barrio and Barrio, 1993	-0,566	6
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	-0,569	17
<i>Hypsiboas albopunctatus</i> (Spix, 1824)	-0,607	11
<i>Aplastodiscus perviridis</i> Lutz, 1950	-0,691	13
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i> Pombal and Haddad, 1992	-0,740	8
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	-0,761	16
<i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril and Bibron, 1841)	-0,814	12
<i>Hypsiboas prasinus</i> (Burmeister, 1856)	-0,874	15

O teste de dispersão multivariada indica que as formações vegetais não são homogêneas com relação à dispersão na estrutura das comunidades componentes ($F=4,82$; $P=0,01$, Fig. 6). As comparações par a par indicam que as diferenças ocorrem entre a Floresta Ombrófila Densa (FOD) e a Floresta Estacional Semidecidual (FES) (Tabela III, valores de probabilidade obtidos

por permutação). A diferença na dispersão entre as Florestas Ombrófilas (FOD, FOM1 e FOM2) e a Estacional Semidecidual são marginais (Tabela III).

Tabela III. Média da distância das comunidades (par a par) baseado na dissimilaridade de Bray-Curtis. O Grupo 1 representa as comunidades de anuros da Floresta Ombrófila Densa (FOD), o grupo 2 as comunidades pertencentes a Floresta Ombrófila Mista de primeiro planalto (FOM1), o grupo 3 representa as comunidades pertencentes a Floresta Ombrófila Mista de segundo e terceiro planaltos (FOM2) e o grupo 4 representa as comunidades de Floresta Estacional Semidecidual (FES). CG não foi incluído por não apresentar *n* suficiente para a análise.

Grupos	t	P(tabelado)	P(permutação)
(FOD, FOM1)	1,656	0,136	0,223
(FOD, FOM2)	1,335	0,239	0,340
(FOD, FES)	3,618	0,011	0,028
(FOM1, FOM2)	0,093	0,928	0,932
(FOM1, FES)	2,433	0,040	0,069
(FOM2, FES)	2,104	0,089	0,294

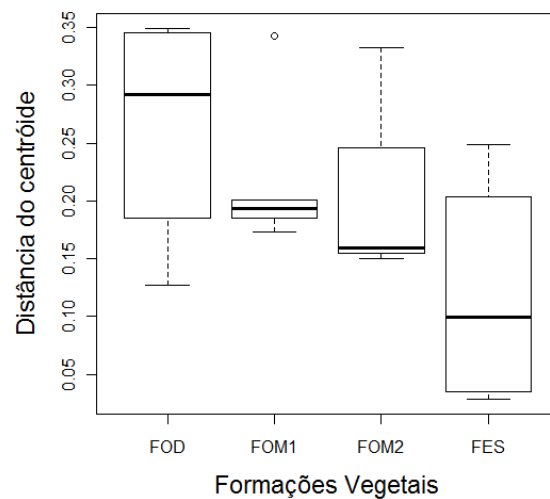


Fig. 6. Média da distância do centróide (\pm DP, $n=4$) das assembléias do Estado do Paraná. FES representa as comunidades de Floresta Estacional Semidecidual, FOM1 representa as comunidades pertencentes a Floresta Ombrófila Mista de primeiro planalto, FOM2 as comunidades de Floresta Ombrófila Mista de segundo e terceiro planaltos e FOD as comunidades de Floresta Ombrófila Densa.

Para verificar o efeito do clima na distribuição das comunidades de anuros foi feita uma análise de componentes principais com o intuito de sintetizar as informações. Os três primeiros eixos corresponderam a 88,6% da variação total e contém variação superior a esperada ao acaso (de acordo com o modelo de *broken stick*). O primeiro eixo correspondeu a mudanças de temperatura e precipitação. Já, o segundo eixo correspondeu a variações sazonais de cada grupo vegetacional. O terceiro eixo correspondeu a mudanças na precipitação, no entanto, a explicação do terceiro eixo foi de apenas 4,2%.

A análise canônica de coordenadas principais que testou a relação entre as variáveis climáticas (três primeiros eixos do PCA) e a matriz de beta diversidade resultou em dois eixos com correlações canônicas quadradas de 0,86 e 0,45. As variáveis climáticas foram altamente significativas para explicar a variação nas comunidades (traço = 1,32, $P < 0,001$, 9999 permutações). O primeiro eixo separou as comunidades pertencentes ao domínio de Floresta Ombrófila Densa (FOD) (quadrante negativo no eixo canônico 1) das demais comunidades que ficaram na porção positiva do eixo 1 [Campos Gerais (CG), Floresta Estacional Semidecidual (FES), Floresta Ombrófila Mista de primeiro (FOM1), segundo e terceiro planaltos (FOM2)]. No segundo eixo as comunidades pertencentes à FES foram separadas das comunidades pertencentes à FOM1. As análises da correlação das variáveis ambientais com os eixos da ordenação indicam que o primeiro eixo do PCA é a variável mais importante para formar o primeiro eixo da ordenação ($r = -0,90$) ao passo que para o segundo eixo a variável com mais correlação foi o segundo PC ($r = 0,65$).

O método de partição, para quantificar a contribuição dos preditores espacial e ambiental na composição de Anura no Estado do Paraná, resultou em uma variação explicada (em

porcentagem da variação total) de cerca de 68%. No particionamento dos efeitos espacial e ambiental, individualmente, os valores de contribuição foram 3% e 17%, respectivamente. No entanto a variação conjunta de ambos foi de 47% (Figura 7, Tabela IV).

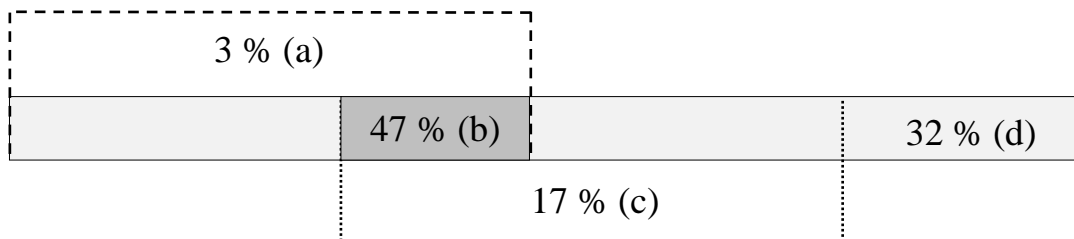


Fig. 7. Contribuição relativa (% de explicação) das variáveis espaciais (a), ambientais (c) e o componente partilhado (b) para explicar a variabilidade da composição de Anura no Estado do Paraná. (d) é a parte não explicada.

Tabela IV. Resultados da análise de pRDA testando a contribuição dos preditores espacial e ambiental exclusivamente na determinação da variação na estrutura da comunidade de anura no Paraná.

Espaço (a)	gl	Var	F	p
Modelo	10	0,160	11,579	0,365
Resíduo	5	0,069		
Ambiente (c)				
Modelo	3	0,100	2,414	0,042 *
Resíduo	5	0,069		

DISCUSSÃO

A composição de espécies de Anura no Estado do Paraná muda de acordo com a mudança no gradiente vegetacional. Essa diferença na composição de espécies é devida a diferença na matriz vegetacional na qual os grupos de comunidades estão inseridos (CG, FES, FOD, FOM1 e FOM2) e às diferenças climáticas, como temperatura, precipitação e sazonalidade, entre essas formações florestais.

No geral, a análise correspondência indicou uma mudança na composição de espécies (beta diversidade) de Anura no Estado do Paraná entre as comunidades. Pela análise de dispersão foi possível verificar que as comunidades pertencentes ao domínio Floresta Ombrófila Mista (FOM1 e FOM2) possuem pouca variação na composição, enquanto que aquelas de Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Ombrófila Densa (FOD) possuem as maiores variações. A posição intermediária, no espaço multivariado, da FOM1, pode estar relacionada com o fato de que este domínio é um ponto de transição importante entre as comunidades do litoral e dos planaltos, compartilhando assim um número grande de espécies com os outros domínios. Da mesma forma, outro indicador da homogeneidade das comunidades de Floresta Ombrófila Mista de primeiro planalto, é a homogeneidade espacial das comunidades, sendo que todos os demais possuem taxas de mudança relativamente próximas a medida que a distância entre as comunidades aumenta.

A ideia de que as comunidades variam com os tipos vegetacionais indica a existência de estruturadores globais e não apenas em escala local. A diferença estrutural entre as formações vegetacionais no Estado do Paraná pode ter sido responsável, em parte, pela diferença na composição de espécies das comunidades. Essa diferença estrutural pode ser entendida como

heterogeneidade ambiental, em escalas maiores, levando em consideração áreas muito distantes. Alguns estudos apontam a heterogeneidade ambiental como fator determinante na distribuição das espécies de diversos taxa e em várias escalas (Mac Nally *et al.* 2004; Qian *et al.* 2005; Skelly *et al.* 2005; Goettsch & Hernández 2006; Schiesari 2006; Werner *et al.* 2007b; Keller *et al.* 2009; von May *et al.* 2010). Neste contexto, em um estudo amplo de estruturação de comunidades de *Anura* com características funcionais (Algar *et al.* no prelo), cerca de 80% da variação detectada nas comunidades foi produto de filtros locais e regionais, que em regiões tropicais atuaram conjuntamente, ao contrário do que ocorreu na região neártica. É possível que em escalas espaciais pequenas, a diferença entre as áreas permite a coexistência de mais espécies em pequenas áreas, enquanto que em escalas maiores, a heterogeneidade fisiográfica possa acelerar a troca de espécies pela criação de barreiras impedindo a dispersão.

Variações ambientais, como temperatura, precipitação, umidade, latitude e altitude influenciam diretamente a maioria dos grupos de animais. No entanto, cada grupo responde particularmente a diferentes tipos de variação. Por exemplo, a riqueza de espécies de aves na América do Sul é afetada principalmente por topografia, latitude e precipitação (Vasconcelos *et al.* 2010), enquanto que comunidades de anuros de restinga são afetados principalmente por porcentagem de serrapilheira, de bromélias de solo e umidade do solo (Bastazini *et al.* 2007). Da mesma forma, o efeito das variáveis ambientais ocorre tanto em escala local, como regional, sendo a distribuição de espécies orientada por mudança nas condições abióticas (Werner *et al.* 2007b, Rocha *et al.* 2008, Laurencio & Fitzgerald 2010, Vasconcelos *et al.* 2010). Encontramos uma mudança na estruturação das comunidades influenciadas pelas variações ambientais. Através da análise canônica de coordenadas principais, as comunidades foram agrupadas de acordo com as características gerais do gradiente de temperatura e precipitação. Com isso, as

comunidades de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e Floresta Estacional Semidecidual (FES) foram separadas das demais, no primeiro eixo, pelas maiores médias de temperatura máxima, e pelo maior volume de precipitação. O segundo eixo separou as comunidades FOD e FES pelas diferenças na sazonalidade. No domínio de FOD, não existe uma sazonalidade marcada entre as estações do ano, contudo, a região que abriga a FES conta com a estação seca e úmida bem definidas, apresentando um volume de chuvas maior no verão.

Essas variações ambientais podem explicar também a diferença nas riquezas encontradas entre as comunidades. As maiores riquezas foram encontradas nas localidades pertencentes a FOD e FOM1, enquanto que as comunidades de FOM2 e CG registraram as menores riquezas. Essas diferenças podem ser explicadas pelas maiores temperaturas e precipitação no litoral, bem como a menor variação climática, levando a um ambiente mais homogêneo durante todo o ano. Da mesma forma, a estrutura vegetacional mais complexa pode favorecer o aumento de microambientes. Por outro lado, em FOM2 e CG a ocorrência de temperaturas mais baixas deve ter um efeito grande sobre as características de história de vida dos Anura da mesma forma que a estrutura vegetacional mais homogênea.

Vasconcelos e colaboradores (2010) estudando a influência das variáveis ambientais nos padrões de distribuição de Anura, em diversos biomas brasileiros, também encontraram a precipitação como principal responsável pelos padrões de distribuição deste grupo. No entanto, a maior parte da variação encontrada no estudo não foi explicada (76.5%), o que abre possibilidades para que diversos fatores influenciem os padrões de distribuição. Entre os estudos que analisam os padrões de distribuição de espécies da anurofauna, com maior ou menor grau de explicação, a heterogeneidade de habitat, altitude, latitude, produtividade primária são os mecanismos responsáveis, em parte, pela estruturação da riqueza de espécies ao longo do espaço

(Williams & Hero 2001; Qian *et al.* 2007). Nossos resultados indicam ainda que, não apenas a variável, mas o padrão temporal na ocorrência das variáveis abióticas é um mecanismo importante para determinação da mudança da composição da comunidade.

O padrão de distribuição da vegetação no Estado do Paraná é espacialmente hierarquizado, o que poderia levar a um viés na interpretação do papel das variáveis ambientais como mecanismos determinantes nos padrões de diversidade beta. Assim, para evitar esse viés, particionamos os efeitos relativos ao espaço e às variáveis abióticas, na estruturação das comunidades de Anura. Através da análise de partição da variação, foi possível verificar que as variáveis ambientais explicaram cerca de 17% da diversidade beta da anurofauna do Estado do Paraná e a distância geográfica foi responsável por apenas 3% da variação. Contudo, conjuntamente, a variação espacial e ambiental explicam cerca de 68% da variação da diversidade beta. De uma maneira geral, a interação entre geografia e variáveis abióticas é um mecanismo estruturador das comunidades em diversos grupos e escalas (Parris 2004; McKnight *et al.* 2007; Soininem *et al.* 2007a; Vasconcelos *et al.* 2010). No entanto, a única fração individual que é significativamente diferente do esperado ao acaso é a variação nas características abióticas, que devem ser o fator preponderante na interação encontrada neste estudo.

Em uma escala menor, em um primeiro estudo quantificando a influência das variáveis ambientais e espaciais para Anura, Parris (2004) verificou que as variáveis ambientais são responsáveis pela maior parte da variação na abundância. Contudo, existe uma variação abiótica estruturada espacialmente que explica 21% da variação nas comunidades o que demonstra a dificuldade de separação desses dois fatores, variáveis ambientais e espaço (as variáveis mais

fortemente correlacionadas com a variação ambiental foram temperatura e precipitação) (Parris 2004).

No geral, a distância geográfica também contribui com o aumento da beta diversidade, de tal forma que, no Estado do Paraná, quanto maior a distância geográfica entre as áreas, menor a similaridade de espécies entre elas, mostrando o aumento da diversidade beta com o aumento da distância entre as localidades. Quando esse padrão de diminuição da similaridade com o aumento da distância geográfica é verificado separado, levando em consideração cada grupo vegetacional como uma região, encontramos um aumento da beta diversidade com o aumento da distância geográfica apenas em Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecidual. A beta diversidade não muda com o aumento da distância geográfica em Floresta Ombrófila Mista de primeiro planalto. A ausência de um padrão espacial em comunidades de Floresta Ombrófila Mista pode ser pela característica de região de transição deste bioma, que assim, compartilharia espécies com todos os outros tipos vegetacionais. Rocha e colaboradores (2008), estudando anuros em restingas, também encontraram um padrão de mudança das espécies de acordo o aumento da distância geográfica. Contudo, a relação entre as variáveis foi pequena, levando os autores a concluir que outros fatores, como distúrbios e fatores históricos, também podem ser responsáveis pela mudança da anurofauna das comunidades (Rocha *et al.* 2008).

A diversidade gama do Estado do Paraná encontrada neste estudo foi de 115 espécies, contudo, sabe-se que a diversidade é maior, porque algumas espécies não presentes nos trabalhos de levantamentos não foram inseridas no trabalho (ver Segalla & Langone 2004).

As riquezas locais variaram entre 18 e 41 espécies, isso era esperado devido às características vegetacionais e climáticas de cada localidade, como período de chuvas, disponibilidade de microambientes, entre outros fatores. As localidades com maior riqueza local

pertencem ao domínio de Floresta Ombrófila Densa (RNSM e RCR), reconhecida pelos endemismos e alta diversidade de espécies. As localidades com as menores riquezas são áreas sob domínio ou com grande influência de Campos Gerais (PMA e AT), assim como encontrado em outro trabalho no Estado do Paraná (Conte & Rossa-Feres 2006). Essa baixa riqueza pode ser atribuída ao clima homogêneo e a baixa disponibilidade de microambientes nesse tipo de vegetação. As localidades pertencentes aos municípios de Telêmaco Borba e Três Barras do Paraná contam com uma alta riqueza de espécies (39 e 22, respectivamente), devido, possivelmente, à sua localização na transição entre as Florestas Ombrófila Mista, Estacional Semidecidual e áreas de Campos Gerais, apresentando assim espécies típicas dos três tipos vegetacionais (Conte & Rossa-Feres, 2006).

As famílias mais abundantes foram Hylidae e Leptodactylidae, um padrão relatado como comum na região neotropical (Conte & Rossa-Feres 2006; Dahl *et al.* 2009). Esse padrão ocorreu na maioria das localidades, exceto em CGS e QBA, que teve um predomínio de Hylidae, seguido por Leiuperidae.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As comunidades de Anura no Estado do Paraná mudam de acordo com a formação vegetal, devido, principalmente, a variação na temperatura, precipitação e sazonalidade. Particionando os efeitos das variáveis climáticas e da distância geográfica, encontramos que as variáveis ambientais influenciam significativamente na variação das espécies, contudo, a explicação é mais robusta quando ocorre a interação dos preditores ambientais e espaciais.

As análises em escalas maiores (regionais ou globais) são uma abordagem promissora na descoberta de padrões interessantes na distribuição de espécies. Assim, os tipos vegetacionais funcionam como um proxy para a variação na composição das comunidades de Anura sendo que a Florestas Ombrófilas Mistas são unidades de transição entre os extremos do gradiente climático, a Floresta Ombrófila Densa e a Floresta Estacional Semidecidual. Neste contexto a conservação em grande escala do grupo requer a conservação do arranjo espacial formado pela matriz florestal no Estado do Paraná.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Algar, A.C., Kerr, J.T. & Currie, D.S. No prelo. Quantifying the importance of regional and local filters for community trait structure in tropical and temperate zones. *Ecological society of America*.
- Anderson, M.J. (2004) CAP: a FORTRAN computer program for canonical analysis of principal coordinates. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Anderson, M.J. (2004). PERMDISP: a FORTRAN computer program for permutatinoal analysis of multivariate dispersions (for any two-factor ANOVA design) using permutation tests. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Anderson, M.J. & Robinson, J. (2003) Generalized discriminant analysis based on distances. *Australian & New Zealand Journal of Statistics*, **45**, 301-318.
- Anderson, M.J. & Willis, T.J. (2003) Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology*, **84**, 511-525.
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E. & McArdle, B.H. (2006) Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, **9**, 683-693.
- Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L., Sanders, N.J., Cornell, H.V., Comita, L.S., Davies, K.F., Harrison, S.P., Kraft, N.J.B., Stegen, J.C. & Swenson, N.G. (2010) Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x
- Araújo, O.G.S., Toledo, L.F., Garcia, P.C.A. & Haddad, C.F.B. (2009) The amphibians of São Paulo State. *Biota Neotropica*, **9**, <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n4/en/abstract?inventory+bn03109042009>.

- Armstrong, C.G. & Conte, C.E. (2010) Taxocenose de anuros (Amphibia: Anura) em uma área de Floresta Ombrófila Densa no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, **10**, <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n1/pt/abstract?article+bn00610012010>.
- Azevedo-Ramos, C. & Galatti, U. (2002) Patterns of amphibian diversity in Brazilian Amazonia: conservation implications. *Biological Conservation*, **103**, 103-111.
- Baldissera, F.A.Jr., Caramaschi, U. & Haddad C.F.B. (2004) Review of the *Bufo crucifer* species group, with descriptions of two new related species (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Arquivos do Museu Nacional do Rio de Janeiro*, **62**, 255-282.
- Baselga, A. (2010) Multiplicative partition of true diversity yields independent alpha and beta components; additive partition does not. *Ecology*, **91**, 1974-1981.
- 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? A Case Study In The Restinga Of Mata De São João, Bahia, Brazil. *Herpetologica*, **63**, 459-471.
- Beisner, B.E., Peres-Neto, P.R., Lindström, E.S., Barnett, A. & Longhi, M.L. (2006) The Role Of Environmental And Spatial Processes In Structuring Lake Communities From Bacteria To Fish. *Ecology*, **87**, 2985-2991.
- Bernarde, P.S. & Anjos, L. (1999) Distribuição espacial e temporal da anurofauna do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). *Comunicações do Museu de Ciência e Tecnologia da PUCRS*, **12**, 127-140.
- Bernarde, P.S. & Machado, R.A. (2001) Riqueza de espécies, ambientes de reprodução e temporada de vocalização da anurofauna em Três Barras do Paraná (Amphibia: Anura). *Cuadernos de Herpetologia*, **14**, 93-104.

- Binckley, C.A. & Resetarits, W.J. Jr. (2009) Spatial and temporal dynamics of habitat selection across canopy gradients generates patterns of species richness and composition in aquatic beetles. *Ecological Entomology*, **34**, 457-465.
- Blair, C. & Doan, T.M. (2009) Patterns of Community Structure and Microhabitat Usage in Peruvian Pristimantis (Anura: Strabomantidae). *Copeia*, **2**, 303-312.
- Borcard, D., Legendre, P. & Drapeau, P. (1992) Partialling Out The Spatial Component Of Ecological Variation. *Ecology*, **73**, 1045-1055.
- Borcard, D. and Legendre, P. (2002) All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling*, **153**, 51-68.
- Brown, J.H. & Maurer, B.A. (1987) Evolution of species assemblages: Effects of energetic constraints and species dynamics on the diversification of the North American Avifauna. *The American Naturalist*, **130**, 1-17.
- Buskirk, J.V. (2003) Habitat partitioning in European and North American pond-breeding frogs and toads. *Diversity and Distributions*, **9**, 399-410.
- Cardoso, A.J. & Viellard, J. (1990) Vocalizações de Anfíbios Anuros de um Ambiente Aberto, em Cruzeiro do Sul, Estado do Acre. *Revista Brasileira de Biologia*, **50**, 229-242.
- Cardoso, P., Borges, P.A.V. & Veech, J.A. (2009) Testing the performance of beta diversity measures based on incidence data: the robustness to undersampling. *Diversity and Distributions*, **15**, 1081-1090.
- Cardoso, A.J., Andrade, G.V. & Haddad, C.F.B. (1989) Distribuição espacial em comunidades de anuros (Anura) no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, **49**, 241-249

- Conte, C.E. & Machado, R.A. (2005) Riqueza de espécies e distribuição espacial e temporal em comunidade de anuros (Amphibia, Anura) em uma localidade de Tijucas do Sul, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* **22**, 940-948.
- Conte, C.E. & Rossa-Feres, D. (2006) Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **23**, 162-175.
- Conte, C.E. & Rossa-Feres, D. (2007) Riqueza e distribuição espaço-temporal de anuros em um remanescente de Floresta de Araucárias no sudoeste do Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, **24**, 1025-1037.
- Cottenie, K., Michels, E., Nuytten, N. & Meester, L.D. (2003) Zooplankton Metacommunity Structure: Regional Vs. Local Processes In Highly Interconnected Ponds. *Ecology*, **84**, 991-1000.
- Crump, M.L. (1971) Quantitative analysis of the ecological distribution of a tropical herpetofauna. *Ocasional Papers of the Museum Natural History University of Kansas*, **3**, 1-62.
- Cunha, A.K., Oliveira, I.S. & Hartmann, M.T. (2010) Anurofauna da Colônia Castelhanos, na Área de Proteção Ambiental de Guaratuba, Serra do Mar paranaense, Brasil. *Biotemas*, **23**, 123-134.
- Dahl, C, Novotny, V., Moravec, J. & Richards, S.J. (2009) Beta diversity of frogs in the forests of New Guinea, Amazonia and Europe: contrasting tropical and temperate communities. *Journal of Biogeography*, **36**, 896-904.
- Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M., Bastos, R.P., Vieira, C.M. & Vieira, L.C.G. (2005) Priority areas for Anuran conservation using biogeographical data: a comparison of greedy, rarity, and

- simulated annealing algorithms to define reserve networks in Cerrado. *Brazilian Journal of Biology*, **65**, 251-261.
- Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M., Vieira, C.M., Souza, M.C., Bastos, R.P., Brandão, D. & Oliveira, L.G. (2004) Spatial patterns in species richness and priority areas for conservation of anurans in the Cerrado region, Central Brazil. *Amphibia-Reptilia*, **25**, 63-75.
- Diniz-Filho, J.A.F., Rangel, T.F.L.V.B., Bini, L.M. & Hawkins, B.A. (2007) Macroevolutionary dynamics in environmental space and the latitudinal diversity gradient in New World birds. *Proceedings of the Royal Society B*, **274**, 43-52.
- Doan, T.M. & Arriaga, W.A. (2002) Microgeographic Variation in Species Composition of the Herpetofaunal Communities of Tambopata Region, Peru. *Biotropica*, **34**, 101-117.
- Duellman, W.E. & Trueb, L. (1986) *Biology of amphibians*. McGraw-Hill Publications Corporation, Baltimore and London, p.670.
- Ernst, R. & Rödel, M.O. (2006) Community Assembly And Structure Of Tropical Leaf-Litter Anurans. *Ecotropica*, **12**, 113-129.
- Gardner, T.A., Fitzherbert, E.B., Drewes, R.C., Howell, K.M. & Caro, T. (2007) Spatial and Temporal Patterns of Abundance and Diversity of an East African Leaf Litter Amphibian Fauna. *Biotropica*, **39**, 105-113.
- Giaretta, A.A., Sawaya, R.J., Machado, G., Araújo, M.S., Facure, K.G., Medeiros, H.F. & Nunes, R. (1997) Diversity and Abundance of Litter Frogs at Altitudinal Sites at Serra do Japi, Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **14**, 341-346.
- Goettsch, B. & Hernández, H.M. (2006) Beta diversity and similarity among cactus assemblages in the Chihuahuan Desert. *Journal of Arid Environments*, **65**, 513-528.

- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. (2001) PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.
- Harrison, S. & Cornell, H. (2008) Toward a better understanding of the regional causes of local community richness. *Ecology Letters*, **11**, 969-979.
- Hiert, C. & Moura, M.O. (2007) *Anfíbios do Parque Municipal das Araucárias*. Editora Unicentro, Guarapuava. 41p.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. (2005) Very high resolution 230 interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, **25**, 1965-1978.
- Hubbell, S.P. (2001) *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press.
- Karst, J., Gilbert, B. & Lechowicz, M.J. (2005) Fern Community Assembly: The Roles of Chance and the Environment at Local and Intermediate Scales. *Ecology*, **86**, 2473-2486.
- Keller, A., Rödel, M.O., Linsenmair, K.E. & Grafe, T.U. (2009) The importance of environmental heterogeneity for species diversity and assemblage structure in Bornean stream frogs. *Journal of Animal Ecology*, **78**, 305-314.
- Koleff, P., Gaston, K.J. & Lennon, J.J. (2003) Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology*, **72**, 376-382.
- Laurencio, D., & Fitzgerald, L.A. (2010) Environmental correlates of herpetofaunal diversity in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, **26**, 521-531.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998) *Numerical ecology*. Elsevier Science BV, Amsterdam. xv + 853 pages

- 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., Mi, X., Ren, H., Ma, K., Yu, M., Sun, I.F. & He, F. (2009) Legendre, P., X. Mi, H. Ren, K. Ma, M. Yu, I. F. Sun, and F. He. 2009. Partitioning beta diversity in a subtropical broad-leaved forest of China. *Ecology*, **90**, 663-674.
- Maack, R. (1968) *Geografia Física do Paraná*. BADEP, UFPR, Curitiba.
- Mac Nally, R. Fleishman, E., Bulluck, L.P. & Betrus, C.J. (2004) Comparative influence of spatial scale on beta diversity within regional assemblages of birds and butterflies. *Journal of Biogeography*, **31**, 917-929.
- Machado, R.A. & Bernarde, P.S. (2002) *Anurofauna da bacia do Rio Tibagi*, p. 297-306. In: M.E. Medri; E. Bianchini; O.A. Shibatta & J.A. Pimenta (Eds.). A Bacia do Rio Tibagi. Londrina, 595p
- Magurran A.E. (2003) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Massachusetts, USA.
- McKnight, M.W., White, P.S., McDonald, R.I., Lamoreux, J.F., Sechrest, W., Ridgely, R.S. & Stuart, S.N. (2007) Putting Beta-Diversity on the Map: Broad-Scale Congruence and Coincidence in the Extremes. *PLoS Biology*, **5**, 2424-2432.
- Menin, M., Lima, A.P., Magnusson, W.E. & Waldez, F. (2007) Topographic and edaphic effects on the distributions of terrestrially reproducing anurans in Central Amazonia: mesoscale spatial patterns. *Journal of Tropical Ecology*, **23**, 539-547.
- Nekola, J.C. & White, P.S. (1999) The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, **28**, 867-878.

- Novotny, V. & Weiblen, G.D. (2005) From communities to continents: beta diversity of herbivorous insects. *Annales Zoologici Fennici*, **42**, 463-475.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H. & Wagner, H. (2010) Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-2. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Parris, K.M. (2004) Environmental and spatial variables influence the composition of frog assemblages in sub-tropical eastern Australia. *Ecography*, **27**, 392-400.
- 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.
- Pilliod, D.S., Hossack, B.R., Bahls, P.F., Bull, E.L., Corn, P.S., Hokit, G., Maxell, B.A., Munger, J.C. & Wyrick, A. (2010) Non-native salmonids affect amphibian occupancy at multiple spatial scales. *Diversity and Distributions*, DOI: 10.1111/j.1472-4642.2010.00699.x
- Pombal Jr., J.P. (1997) Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, **57**, 583-594.
- Qian, H., Ricklefs, R.E. & White, P.S. (2005) Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. *Ecology Letters*, **8**, 15-22.
- Qian, H. Wang, X., Wang, S. & Li, Y. (2007) Environmental determinants of amphibian and reptile species richness in China. *Ecography*, **30**, 471-482.
- R Development Core Team (2009). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

- Ricklefs, R.E. (1987) Community Diversity: Relative Roles of Local and Regional Processes. *Science*, **235**, 167-171.
- Ricklefs, R.E (2004) A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters*, **7**, 1-15.
- Rocha, C.F.D., Hatano, F.H., Vrcibradic, D. & Van Sluys, M. (2008). Frog species richness, composition and β -diversity in coastal Brazilian resting habitats. *Brazilian Journal of Biology*, **68**, 101-107.
- Schiesari, L. (2006) Pond canopy cover: a resource gradient for anuran larvae. *Freshwater Biology*, **51**, 412-423.
- Segala, M.V. & Langone, J.A. (2004) Anfíbios. *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná* (eds S.B. Mikich & R.S. Bérnils), pp. 537-577. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba.
- Skelly, D.K., Freidenburg, L.K. & Kiesecker, J.M. (2002) Forest Canopy and the Performance of Larval Amphibians. *Ecology*, **83**, 983-992.
- Skelly, D.K., Halverson, M.A., Freidenburg, L.K. & Urban, M.C. (2005) Canopy closure and amphibian diversity in forested wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, **13**, 261-268.
- Soininem, J., McDonald, R. & Hillebrand, H. (2007) The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography*, **30**, 3-12.
- Svenning, J.C., Flojgaard, C. & Baselga, A. (2010) Climate, history and neutrality as drivers of mammal beta diversity in Europe: insights from multiscale deconstruction. *Journal of Animal Ecology*, doi: 10.1111/j.1365-2656.2010.01771.x.

- Tuomisto, H. (2010a) A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography*, **33**, 2-22.
- Tuomisto, H. (2010b) A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 2. Quantifying beta diversity and related phenomena. *Ecography*, **33**, 23-45
- Urbina-Cardona, J.N. & Loyola, R.D. (2008) Applying niche-based models to predict endangered-hyloid potential distributions: are Neotropical protected areas effective enough? *Tropical Conservation Science*, **1**, 417-445.
- Vasconcelos, T.S. & Rossa-Feres, D.C. (2005) Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, **v5**,
<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN01705022005>
- 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.
- von May, R., Jacobs, J.M., Santa-Cruz, R., Valdivia, J., Huamán, J.M. & Donnelly, M.A. (2010) Amphibian community structure as a function of forest type in Amazonian Peru. *Journal of Tropical Ecology*, **26**, 509-519.
- Werner, E.E., Yurewicz, K.L., Skelly, D.K. & Relyea, R.A. (2007a) Turnover in an amphibian metacommunity: the role of local and regional factors. *Oikos*, **116**, 1713-1725.
- Werner, E.E., Skelly, D.K., Relyea, R.A. & Yurewicz, K.L. (2007b) Amphibian species richness across environmental gradients. *Oikos*, **116**, 1697-1712.

- Wiens, J.J. (2007) Global patterns of diversification and species richness in amphibians. *The American naturalist*, **170**, S86-106.
- Williams, S.E. & Hero, J.M. (2001) Multiple Determinants of Australian Tropical Frog Biodiversity. *Biological Conservation*, **98**, 1-10.
- Willis, T.J. & Anderson, M.J. (2003) Structure of cryptic reef fish assemblages: relationships with habitat characteristics and predator density. *Marine Ecology Progress Series*, **257**, 209-221.

ANEXOS

Anexo 1. Tabela das localidades de estudo utilizadas na compilação da base de dados do trabalho. FV corresponde a vegetação predominante de cada localidades. S corresponde a riqueza registrada em cada área. As siglas das formações vegetacionais correspondem a CG: Campos Gerais, FES: Floresta Estacional Semidecidual, FOM: Floresta Ombrófila Mista e FOD: Floresta Ombrófila Densa. Lit: litoral, 1°: primeiro planalto paranaense, 2°: segundo planalto e 3°: terceiro planalto.

Localidades	Municípios	Coordenadas (UTM) Long/Lat	S	FV	Referência
Reserva Natural Salto Morato (RNSM)	APA de Guaraqueçaba	-48.26666641/ -25.14999962	41	FOD (lit)	Garey <i>dados não publicados</i>
Rio da Costa e Retiro (RCR)	APA de Guaraqueçaba	-48.28333282/ -25.25	39	FOD (lit)	Castanho <i>dados não publicados</i>
Colônia Castelhanos (CAS)	APA de Guaratuba	-48.90000153/ -25.78333282	32	FOD (lit)	Cunha et al. 2010
Propriedade particular (CGS)	Campina Grande do Sul	-49.03333282/ -25.28333282	20	FOM (1°)	Leivas & Machado <i>dados não publicados</i>
Fazenda Experimental Gralha Azul (FGA)	Fazenda Rio Grande	-49.25/ -25.61666679	32	FOM (1°)	Conte & Rossa-Feres 2007
Área particular (FE)	Fênix	-51.98058701/ -23.93654633	19	FES (2°)	Conte & Rossa Feres 2006
Parque Municipal das Araucárias (PMA)	Guarapuava	-51.46611023/ -25.3544445	16	FOM (3°)	Hiert & Moura 2007
Baixo Tibagi (BT)	Londrina	-51.25/ -23.45000076	27	FES (3°)	Machado & Bernarde 2003
Parque Estadual Mata dos Godoy e Estação de piscicultura da UEL (LON)	Londrina	-51.20000076/ -23.31666756	24	FES (3°)	Machado <i>et al.</i> 1999

Condomínio Rio Sagrado (MOR)	Morretes	-48.86666489/ -25.43333244	29	FOD (Lit)	Armstrong & Conte 2010
Médio Tiagi (MT)	Ortigueira e Telêmaco Borba	-50.92827988/ -24.22487259	27	FOM (2°)	Machado & Bernarde 2003
Área particular (PAL)	Palmeira	-50.00/ -25.25	19	CG (2°)	Bernarde & Machado 2000
Alto Tibagi (AT)	Palmeira e Ponta Grossa	-50.1632843/ -25.09454727	19	CG (2°)	Machado & Bernarde 2003
Área particular (QBA)	Quatro Barras	-49.04999924/ -25.35000038	22	FOM (1°)	Bernarde & Machado 2000
Área particular (SJP)	São José dos Pinhais	-49.04999924/ -25.68333244	33	FOM (1°)	Conte & Rossa Feres 2006
Área particular (SLP)	São Luis do Purunã	-49.63194275/ -25.58637238	22	FOM (1°)	Cardoso <i>dados não publicados</i>
Parque Ecológico da Klabin (TBo)	Telêmaco Borba	-50.58333206/ -24.28333282	38	FOM (2°)	Machado <i>dados não publicados</i>
Área particular (TJS)	Tijucas do Sul	-49.18333435/ -25.91666603	23	FOM (1°)	Conte & Machado 2005
Área particular (TRB)	Três Barras do Paraná	-53.11666489/ -25.45000076	22	FES (3°)	Bernarde & Machado 2000
