

Universidade Federal de Minas Gerais  
Instituto de Ciências Biológicas  
Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

PRISCILLA FERREIRA TORRES

USO DE AMBIENTES POR ANFÍBIOS ANUROS EM SEIS PARQUES URBANOS  
DE BELO HORIZONTE, MINAS GERAIS

Dissertação de Mestrado apresentada  
ao Instituto de Ciências Biológicas da  
Universidade Federal de Minas Gerais  
para obtenção do título de Mestre em  
Ecologia, Conservação e Manejo da Vida  
Silvestre.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Christiano de Anchieta Garcia

2012

PRISCILLA FERREIRA TORRES

USO DE AMBIENTES POR ANFÍBIOS ANUROS EM SEIS PARQUES URBANOS  
DE BELO HORIZONTE, MINAS GERAIS

Dissertação de Mestrado apresentada  
ao Instituto de Ciências Biológicas da  
Universidade Federal de Minas Gerais  
para obtenção do título de Mestre em  
Ecologia, Conservação e Manejo da Vida  
Silvestre.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Christiano de Anchieta Garcia

Belo Horizonte  
2012

PRISCILLA FERREIRA TORRES

USO DE AMBIENTES POR ANFÍBIOS ANUROS EM SEIS PARQUES URBANOS DE BELO  
HORIZONTE, MINAS GERAIS

Dissertação defendida e aprovada em 25/04/2012.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Paulo Christiano de Anchieta Garcia (orientador)

Prof. Dra. Paula Cabral Eterovick

Prof. Dr. Renato Neves Feio

Prof. Dr. Frederico de Siqueira Neves (suplente)

*Aos meus pais e a minha irmã, sempre  
presentes na dor e na delícia de, nessa  
vida, ser o que se é.*

*“Viva como se fosse morrer amanhã. Aprenda como se fosse viver para sempre”. Mahatma Gandhi*

*“Em todas as coisas da natureza existe algo de maravilhoso”. Aristóteles*

## AGRADECIMENTOS

A realização desse trabalho só foi possível graças à contribuição de diversas pessoas. Especialmente e carinhosamente, agradeço:

Ao Prof. Dr. Paulo Christiano de Anchieta Garcia, pela orientação e disponibilidade ao longo desses dois anos, sendo responsável por grande parte da minha formação profissional.

Aos colegas do laboratório de Herpetologia: Barbara Zaidan, Ana Christina Nogueira, Pedro Tauce, Marcus Thadeu Santos, Thiago Pezzuti, Felipe Leite, Julia Thompson, Bruno Alf, Patrícia Santos, Juliana Kleinsorge, Paulo Callithrix, Fernando Leal, pelos momentos de aprendizado, companhia nos campos e também pelos momentos de descontração no laboratório.

- Patrícia Santos, pelas correções nessa dissertação.

- Juliana Kleinsorge, pelas correções, elaboração do mapa e toda a ajuda nessa reta final.

Aos membros do laboratório de Paleontologia:

- Prof. Mario Cozzuol pela acolhida no laboratório, pelo carinho e pelos inúmeros cafés.

- Marcelo Greco, Mario Dantas e Daniel Fortier pela acolhida no laboratório e pelas companhias nos almoços.

- Rodrigo Parisi Dutra pelo companheirismo incomparável, pela ajuda nas coletas, pelas discussões sobre o trabalho, pelo ombro amigo durante todo o período do mestrado, pelos cafés, pelas caronas, etc.

Colegas e amigos Herpetólogos:

- Paula Cabral Eterovick por me apresentar o mundo “herpetológico” com carinho e dedicação. Por todo aprendizado e pela disponibilidade em ajudar sempre.

- Luciana Barreto Nascimento pelo auxílio e pelas discussões que enriqueceram esse trabalho.

- Raphael Lima pela companhia nos campos e apoio constante. Por escutar as lamurias da vida e ser essa presença alegre sempre, nas coletas e nos momentos de descontração.

- Demais colegas de trabalho, pelos auxílios incontáveis com a disponibilização de artigos, companhia em campo, discussões altamente relevantes sobre o presente trabalho, companhias nos congressos e nos laboratórios da vida.

Aos companheiros e professores da pós-graduação em Ecologia, Conservação e manejo da vida silvestre da UFMG, pelo aprendizado nas aulas e demais discussões que incrementaram o presente trabalho e minha vivência como profissional.

- Cris e Fred da secretaria da pós-graduação em Ecologia, Conservação e manejo da Vida Silvestre da UFMG pela disponibilidade em auxiliar com as burocracias referentes a verbas de auxílio, bolsas, disciplinas, e etc., e toda ajuda para execução desse trabalho.

Diego Lacerda e Thiago Mansur pelo auxílio em entender as funcionalidades do ArcGis e auxílio nas identificações das áreas dos mapas.

Laboratórios de Entomologia da PUC Minas, de Aracnologia da UFMG, de Sistemática e Ecologia de Abelhas e Laboratório de Ecologia de insetos, pela identificação das amostras.

Jéssica Kloh pelo enorme auxílio na identificação dos conteúdos estomacais. Juro que não sei o que faria sem você!

Aos amigos biólogos:

- Julianna Letícia, Fabíola e Raissa por participarem ao longo de todo o caminho do mestrado e por me auxiliarem com palavras amigas e me tirando de casa em momentos de desespero.

- Fabíola pelas inúmeras revisões no texto.

Aos amigos da vida, especialmente:

- Juliano Henrique pela constante auxílio na coleta de dados, pelas jujubas e pela companhia e amizade.

- Marina Abreu, Izabela Abreu, Kênnia Coelho, Ana Carolina, Letícia Dayrell e Flávio Gonçalves, por todos os momentos de apoio e carinho.

A minha metade, minha irmã, Jacqueline Ferreira Torres. Companhia de campo, companhia de saídas, companhia de filmes, de sushis e de vida. Revisora dessa dissertação e de tantos textos, “ditadora” oficial de dados de tabelas. A melhor irmã que alguém podia querer. Agradeço pela ajuda em todos os aspectos dessa dissertação, por pegar em sapos mesmo achando eles nojentos e por estar comigo em todas as ocasiões.

Ao meu pai, Hilton Torres Santos e à minha mãe, Marirosa Correia Ferreira, pelo apoio constante, cuidado, carinho, dedicação e respeito. Amo vocês.

Rarican, pelo presente que possibilitou achar os parques durante a noite, o GPS automotivo. Sem ele, estaria perdida até hoje.

Aos membros da banca examinadora, por terem aceitado o convite e pelas contribuições.

Aos professores e amigos que ajudaram direta ou indiretamente, na realização desse trabalho.

Aos funcionários dos parques Aggeo Pio Sobrinho, Carlos Tavares de Faria, Jacques Cousteau, Julien Rien, Mata das Borboletas e Roberto Burle Marx.

Rafael, Edanise e Afonso da PBH, pela autorização de pesquisa, disponibilização de mapas e dados para a confecção dessa dissertação.

A US-Fish pelo auxílio financeiro

A CAPES, pela bolsa concedida.



## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	xi
LISTA DE TABELAS.....	xiv
RESUMO GERAL.....	1
ABSTRACT.....	2
1 INTRODUÇÃO GERAL.....	3
2 REFERÊNCIAS.....	6
CAPÍTULO I - RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E ESTRUTURA POPULACIONAL DE ANUROS EM SEIS PARQUES URBANOS , BELO HORIZONTE, MINAS GERAIS	
RESUMO .....	10
ABSTRACT.....	11
1 INTRODUÇÃO .....	12
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	15
2.1 ÁREA DE ESTUDO .....	15
2.1.1 PARQUES .....	16
2.2 METODOLOGIA E ANÁLISE DE DADOS .....	21
2.2.1 ANÁLISE ESPACIAL DAS CARACTERÍSTICAS DOS PARQUES .....	21
2.2.2 METODOLOGIA.....	21
2.2.3 ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	22
3 RESULTADOS .....	24
4 DISCUSSÃO .....	35
4.1 OBSERVAÇÕES E IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO EM AMBIENTES ANTROPIZADOS .....	43
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	48
6 REFERÊNCIAS.....	49
ANEXO 01 .....	57
CAPÍTULO II -SOBREPOSIÇÃO DE NICHOS E USO DE AMBIENTES POR ANFÍBIOS ANUROS EM SEIS PARQUES URBANOS EM BELO HORIZONTE, MINAS GERAIS	
RESUMO .....	61
ABSTRACT.....	62
1 INTRODUÇÃO .....	63
2 MATERIAIS E MÉTODOS .....	67
2.1 ÁREA DE ESTUDO .....	67

2.1.1 PARQUES .....	68
2.2 ESCOLHA DAS ESPÉCIES.....	70
2.2.1 ESPÉCIES ESCOLHIDAS.....	70
2.3 METODOLOGIA E ANÁLISE DE DADOS .....	73
2.3.1 METODOLOGIA.....	73
2.3.2 ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	75
3 RESULTADOS .....	77
4 DISCUSSÃO .....	83
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	88
6 REFERÊNCIAS.....	90

## LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I - RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E ESTRUTURA POPULACIONAL DE ANUROS EM SEIS PARQUES URBANOS, BELO HORIZONTE, MINAS GERAIS.

- Figura 1: Representação esquemática mostrando a localização dos seis parques amostrados dentro da bacia do Rio Arrudas, Belo Horizonte, MG. Créditos: Juliana Maria Dummond Kleinsorge..... 16
- Figura 2: Imagem de Satélite do parque municipal Aggeo Pio Sobrinho e arredores, no bairro Buritis, Belo Horizonte, MG, mostrando o grau de inserção dentro da matriz antrópica. Fonte: Google Earth, 10.03.2012. .... 17
- Figura 3: Imagem de Satélite do parque municipal Carlos de Faria Tavares e arredores, no bairro Vila Pinho, Belo Horizonte, MG, mostrando o grau de inserção dentro da matriz antrópica. Fonte: Google Earth, 10.03.2012. .... 18
- Figura 4: Imagem de Satélite do parque municipal Jacques Cousteau e arredores, no bairro Betânia, Belo Horizonte, MG, mostrando o grau de inserção dentro da matriz antrópica. Fonte: Google Earth, 10.03.2012. .... 18
- Figura 5: Imagem de Satélite do parque municipal Julien Rien e arredores, no bairro Anchieta, Belo Horizonte, MG, mostrando o grau de inserção dentro da matriz antrópica. Fonte: Google Earth, 10.03.2012. .... 19
- Figura 6: Imagem de Satélite do parque municipal Mata das Borboletas e arredores, no bairro Sion, Belo Horizonte, MG, mostrando o grau de inserção dentro da matriz antrópica. Fonte: Google Earth, 10.03.2012. .... 20
- Figura 7: Imagem de Satélite do parque municipal Roberto Burle Marx e arredores, no bairro Barreiro, Belo Horizonte, MG, mostrando o grau de inserção dentro da matriz antrópica. Fonte: Google Earth, 10.03.2012. .... 21
- Figura 8: Prancha contendo as espécies encontradas nos seis parques urbanos analisados em Belo Horizonte, MG. A = *Rhinella pombali*, B = *Ischnocnema juipoca*, C = *Haddadus binotatus*, D = *Odontophrynus cultripes*, E = *Proceratophrys boiei*, F = *Bokermannohyla* gr. *circumdata*, G = *Dendropsophus minutus*, H = *Hypsiboas albopunctatus*, I = *H. faber*, J = *H. lundii*, K = *H. polytaenius*, L = *Scinax* aff. *perereca*, M = *S. fuscovarius*, N = *S. longilineus*, O = *Physalaemus cuvieri*, P = *Leptodactylus fuscus*, Q = *L. labyrinthicus*, R = *L. latrans*. Crédito das fotografias G, L e P: Juliana M. Dummond Kleinsorge. .... 26
- Figura 9: Plot da riqueza acumulada pelo esforço amostral (em indivíduos coletados) para o parque municipal Aggeo Pio Sobrinho, Belo Horizonte, Minas Gerais..... 27
- Figura 10: Plot da riqueza acumulada pelo esforço amostral (em indivíduos coletados) para o parque municipal Carlos de Faria Tavares, Belo Horizonte, Minas Gerais. .... 28

Figura 11: Plot da riqueza acumulada pelo esforço amostral (em indivíduos coletados) para o parque municipal Jacques Cousteau, Belo Horizonte, Minas Gerais.....	28
Figura 12: Plot da riqueza acumulada pelo esforço amostral (em indivíduos coletados) para o parque municipal Julien Rien, Belo Horizonte, Minas Gerais. ....	29
Figura 13: Plot da riqueza acumulada pelo esforço amostral (em indivíduos coletados) para o parque municipal Mata das Borboletas, Belo Horizonte, Minas Gerais.....	29
Figura 14: Plot da riqueza acumulada pelo esforço amostral (em indivíduos coletados) para o parque municipal Mata das Borboletas, Belo Horizonte, Minas Gerais.....	30
Figura 15: Plot da riqueza estimada pelo Jackknife 02 com intervalos de confiança de 95% para os seis parques amostrados de Belo Horizonte, Minas Gerais. ....	31
Figura 16: Análise de agrupamento. Coeficiente de Jaccard ( $cc = 0.98$ ). Parques municipais de Belo Horizonte, MG: Aggeo Pio Sobrinho (APS), Carlos Faria de Tavares (CFT), Jacques Cousteau (JC), Julien Rien (JR), Mata das Borboletas (MB) e Roberto Burle Marx (RBM). ....	33
Figura 17: Calhas cimentadas no parque municipal Julien Rien, Belo Horizonte, Minas Gerais.....	36
Figura 18: Lagoa artificial no parque municipal Roberto Burle Marx, Belo Horizonte, Minas Gerais.....	36
Figura 19: Lagoa artificial cimentada no parque municipal Roberto Burle Marx, Belo Horizonte, Minas Gerais.....	37
Figura 20: <i>Scinax</i> aff. <i>perereca</i> utilizando um bebedouro como habitat no parque municipal Roberto Burle Marx, Belo Horizonte, Minas Gerais. ....	37
Figura 21: Vista do interior do parque municipal Aggeo Pio Sobrinho, Belo Horizonte, MG, mostrando as construções ao redor do parque. ....	41
Figura 22: Vista do interior do parque municipal Mata das Borboletas, Belo Horizonte, MG, mostrando as construções ao redor do parque. ....	41
Figura 23: Entulho encontrado no parque municipal Mata das Borboletas, Belo Horizonte, MG, após o desabamento de terra gerado pela construção de um prédio no entorno no parque. ....	44
Figura 24: Lagoa no parque municipal Roberto Burle Marx, Belo Horizonte, MG, após o manejo das árvores ao redor. ....	45
Figura 25: Vista interna do parque municipal Julien Rien, Belo Horizonte, MG, mostrando parte da área cimentada do parque.....	46
Figura 26: Poluição no parque Carlos Faria de Tavares, Belo Horizonte, MG.....	46

CAPÍTULO II - SOBREPOSIÇÃO DE NICHOS E USO DE AMBIENTES POR ANFÍBIOS ANUROS EM SEIS PARQUES URBANOS EM BELO HORIZONTE, MINAS GERAIS.

Figura 1 Representação esquemática mostrando a localização dos seis parques amostrados dentro da bacia do Rio Arrudas, Belo Horizonte, MG. Créditos: Juliana Maria Dummond Kleinsorge.....	68
Figura 2: <i>Hypsiboas lundii</i> .....	71
Figura 3: <i>Scinax longilineus</i> .....	71
Figura 4: <i>Leptodactylus labyrinthicus</i> .....	72
Figura 5: <i>Rhinella pombali</i> .....	73
Figura 6: Tipos de ambientes amostrados nos seis parques urbanos. Lama com vegetação (A), Lama sem vegetação (B), Lama alagada (C), Rocha com vegetação (D), Rocha sem vegetação (E), Rocha alagada (F), Cimento (G), Cimento alagado (H), Folhoso (I), Galho (J).....	74
Figura 7: Final de encanamento no parque Julien Rien, Belo Horizonte, Minas Gerais	84

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO I - RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E ESTRUTURA POPULACIONAL DE ANUROS EM SEIS PARQUES URBANOS, BELO HORIZONTE, MINAS GERAIS.

Tabela 1: Áreas total, vegetada e construída, em hectares (ha) para os parques municipais amostrados em Belo Horizonte, MG.....	24
Tabela 2: Número de espécies (S) e de indivíduos (N), Índice de Shannon- Wiener (H') e de Simpson (1-D), registrados nos parques municipais amostrados em Belo Horizonte, MG, no período de Agosto de 2010 a Setembro de 2011.....	27
Tabela 3: Abundância total de anfíbios nos seis parques municipais urbanos amostrados no período de Agosto de 2010 a Setembro de 2011. APS = Aggeio Pio Sobrinho, CTF = Carlos Tavares de Faria, JC = Jacques Cousteau, JR = Julien Rien, MB = Mata das Borboletas, RBM = Roberto Burle Marx. Modos reprodutivos de acordo com Haddad e Prado (2005).....	31
Tabela 4: Matriz de similaridade (Morisita-Horn) entre os parques municipais de Belo Horizonte, MG: Aggeio Pio Sobrinho (APS), Carlos Tavares de Faria (CTV), Jacques Cousteau (JC), Julien Rien (JR), Mata das Borboletas (MB) e Roberto Burle Marx (RBM).....	32
Tabela 5: Sumário das regressões múltiplas entre as variáveis dependentes: diversidade, riqueza e abundância com os componentes de paisagem (variáveis independentes) área total, área vegetada e área dos corpos d'água.....	33
Tabela 6: Regressões lineares entre as variáveis dependentes: diversidade, riqueza e abundância e os componentes de paisagem (variáveis independentes) área total, área vegetada e área dos corpos d'água.....	34
Tabela 7: Abundância encontrada para o parque municipal Aggeio Pio Sobrinho. Os asteriscos representam ocorrência de indivíduos em atividade de vocalização. ....	57
Tabela 8: Abundância encontrada para o parque municipal Carlos Faria de Tavares. Os asteriscos representam ocorrência de indivíduos em atividade de vocalização. ....	57
Tabela 9: Abundância encontrada para o parque municipal Jacques Cousteau. Os asteriscos representam ocorrência de indivíduos em atividade de vocalização. ....	58
Tabela 10: Abundância encontrada para o parque municipal Julien Rien. Os asteriscos representam ocorrência de indivíduos em atividade de vocalização. ....	58
Tabela 11: Abundância encontrada para o parque municipal Mata das Borboletas. Os asteriscos representam ocorrência de indivíduos em atividade de vocalização. ....	59
Tabela 12: Abundância encontrada para o parque municipal Roberto Burle Marx. Os asteriscos representam ocorrência de indivíduos em atividade de vocalização. ....	59

CAPÍTULO II - SOBREPOSIÇÃO DE NICHOS E USO DE AMBIENTES POR ANFÍBIOS ANUROS EM SEIS PARQUES URBANOS EM BELO HORIZONTE, MINAS GERAIS.

Tabela 1: Valores médios por espécie para as seis taxocenoses estudadas. Comprimento Rostro-Cloacal (CRC) em milímetros, Peso (P) em gramas e respectivos Desvios Padrões (DP) calculados para os parques municipais analisados em Belo Horizonte, Minas Gerais, entre outubro de 2010 e setembro de 2011.....	77
Tabela 2: Análise de sobreposição de nicho para a dimensão espacial com modelos nulos para as comunidades estudadas nos parques urbanos de Belo Horizonte, Minas Gerais, entre outubro de 2010 e setembro de 2011. Dois modelos de aleatorizações foram usados (RA2 e RA3) com 1000 permutações.....	77
Tabela 3: Índice de Sobreposição de Nicho de Pianka (ojk) para a dimensão espacial nos ambientes amostrados nos parques urbanos de Belo Horizonte, Minas Gerais, entre outubro de 2010 e setembro de 2011.....	78
Tabela 4: Abundância de indivíduos por mês de amostragem nos seis parques urbanos estudados em Belo Horizonte, Minas Gerais, entre outubro de 2010 e setembro de 2011. ....	78
Tabela 5: Análise de sobreposição de nicho para a dimensão temporal com modelos nulos para as comunidades estudadas nos parques urbanos de Belo Horizonte, Minas Gerais, entre outubro de 2010 e setembro de 2011. Dois modelos de aleatorizações foram usados (RA2 e RA3) com 1000 permutações.....	79
Tabela 6: Índice de Sobreposição de Nicho de Pianka (Ojk), para a dimensão temporal nos ambientes amostrados nos parques urbanos analisados em Belo Horizonte, Minas Gerais, entre outubro de 2010 e setembro de 2011. ....	79
Tabela 7: Tipos de presas, abundância de itens (N) e porcentagem (%N), encontrados nas dietas de <i>Hypsiboas lundii</i> , <i>Scinax longilineus</i> , <i>Leptodactylus labyrinthicus</i> e <i>Rhinella pombali</i> nos parques urbanos amostrados em Belo Horizonte, Minas Gerais, entre outubro de 2010 e setembro de 2011.....	80
Tabela 8: Número de itens alimentares (S), abundância de itens (N) e Índice de Simpson (1-D) registrados para as dietas de <i>H.lundii</i> , <i>S. longilineus</i> , <i>L. labyrinthicus</i> e <i>R. pombali</i> nos parques urbanos amostrados entre outubro de 2010 e setembro de 2011 .....	81
Tabela 9: Análise de sobreposição de nicho para a dimensão alimentar com modelos nulos para as comunidades estudadas nos parques urbanos de Belo Horizonte, Minas Gerais, entre outubro de 2010 e setembro de 2011. Dois modelos de aleatorizações foram usados (RA2 e RA3) com 1000 permutações.....	82
Tabela 10: Índice de sobreposição de nicho de Pianka (Ojk) para a dimensão alimentar nos ambientes amostrados nos parques urbanos analisados em Belo Horizonte, Minas Gerais, entre outubro de 2010 e setembro de 2011. ....	82

## RESUMO GERAL

O grupo dos anfíbios anuros é bastante diverso com, atualmente, 6.771 espécies, sendo o Brasil o país que abriga a maior diversidade com 877. Desde a década de 1980 o grupo vem sofrendo uma crise global de declínio populacional o que reforça a necessidade de estudos para a compreensão dos mecanismos envolvidos nesses processos, principalmente porque a velocidade com que as populações vêm declinando ultrapassa a velocidade com que geramos novos conhecimentos. O desmatamento é considerado como uma das maiores ameaças, provocando o isolamento das populações e modificando as características do fragmento, o que influencia a composição das comunidades remanescentes, bem como as relações inter e intraespecíficas das espécies e dessas com o ambiente. Estudos sobre ecologia em ambientes urbanos são escassos, especialmente no Brasil. Esses, frequentemente abordam a diversidade e riqueza de espécies nos fragmentos, sendo necessária uma maior investigação sobre quantidade e qualidade dos ambientes terrestres disponíveis, uso e seleção desses ambientes, respostas específicas a urbanização, dispersão e movimentação dos anfíbios em paisagens urbanas, e os fatores ambientais que melhor explicam a ocorrência das espécies nos fragmentos. Assim o presente trabalho buscou entender as relações entre riqueza e abundância de anfíbios com diferentes componentes de paisagem (área total, área vegetada, área construída e área dos corpos d'água), analisando a similaridade entre as composições de espécies; e entender a estrutura populacional, distribuição e uso de recursos por espécies, potencialmente competidoras, através da análise de sobreposição nas três dimensões do nicho (alimento, habitat e período de atividade), em seis parques urbanos de Belo Horizonte, Minas Gerais.

Palavras chave: Urbanização, comunidades de anuros, riqueza de espécies, abundância de espécies, Sobreposição de nicho, padrões de distribuição.



**ABSTRACT**

The group of amphibians is quite diverse with 6.771 species, with Brazil being the country that hosts the greatest diversity with 877 species. The group is experiencing a global crisis of decline which emphasizes the need for studies to understand the group, mainly because the speed in which the populations are being threatened exceeds the speed that new knowledge is generated. Deforestation is considered the major threat, leading to the isolation of populations and modifying characteristics of the fragment what influences the composition of the remaining communities as well as inter and intraspecific relationships of species themselves and with their environments. Studies on ecology in urban environments are scarce, especially in Brazil. These often address the diversity and species richness in fragments, further research being necessary to quantity and quality terrestrial environments available, use and selection of these habitats, specific responses to urbanization, dispersal and movement of amphibians in urban areas, and the factors that better explain the occurrence of species in fragments. Thus, the present study aimed to investigate the relationship between richness and abundance of amphibians with different landscape components (total area, vegetated area, constructed area and water body surface areas), analyzing the similarity among species composition. The study also aimed to understand the population structure, species distribution and resource use of potential competitor sympatric species through the analysis of overlap in the three dimensions of niche (food, habitat and period of activity) in six urban parks in Belo Horizonte, Minas Gerais.

Key words: Urbanization, anuran communities, species richness, species abundance, niche overlap, distribution patterns.

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

A diversidade do grupo dos anfíbios anuros, atualmente, corresponde a 6.771 espécies (Frost, 2011), sendo o Brasil o país que inclui a maior diversidade com 877 (SBH, 2010). Dessas espécies encontradas no território brasileiro, quase 500 são endêmicas (Verdade *et al.*, 2011). Dentre os vertebrados, os anfíbios são reconhecidos como um dos grupos mais ameaçados de extinção, sofrendo uma crise global de declínio desde a década de 1980 (Blaustein *et al.*, 1994; Houlahan *et al.*, 2000; Stuart *et al.*, 2004; Beebee & Griffiths, 2005; Eterovick *et al.*, 2005, Dixo *et al.*, 2009; Blaustein *et al.*, 2011). De acordo com a International Union for Conservation of Nature, IUCN, (2010), possuem cerca de 32% das espécies ameaçadas ou extintas, o que reforça a necessidade de estudos para a compreensão do grupo, especialmente porque a velocidade com que as populações vêm sendo afetadas é muito maior do que aquela com a qual avançamos em conhecimento (Verdade *et al.*, 2011).

As principais causas de ameaças ao grupo são doenças infecciosas e parasitárias, radiação ultravioleta, poluentes químicos, introdução de predadores, alterações climáticas e a destruição de habitats como consequência do desmatamento, inclusive para a urbanização (Harte & Hoffman, 1989; Sessions & Ruth, 1990; Blaustein *et al.*, 1994; Bonin *et al.*, 1995; Cunningham *et al.*, 1996; Morgan & Buttemer, 1996; Lips, 1999; Morell, 1999; Johnson *et al.*, 1999; Pounds *et al.*, 1999; Kiesecker *et al.*, 2001; Silvano & Segalla, 2005), sendo essa última, apontada como a principal ameaça à conservação dos anfíbios (Young *et al.*, 2001; Beebee & Griffiths, 2005).

O desmatamento provoca a fragmentação dos ambientes naturais, o que diminui a capacidade de dispersão devido às alterações na matriz (Marsh *et al.*, 1999; Husté *et al.*, 2006), reduz a área disponível para sobrevivência e reprodução (Fahrig, 1998; Kolozsvary & Swihart, 1999; Kokit & Branch, 2003; Prugh *et al.*, 2008), além de causar alterações na qualidade do habitat (Ficetola & De Bernardi, 2004; Donel & Lehmann, 2006), prejudicando a manutenção das espécies. Todas essas consequências do desmatamento provocam o isolamento de populações em ambientes pouco favoráveis ou circundados por ambientes pouco propícios, e alteram os ambientes naturais, influenciando na forma com que os organismos utilizam o ambiente após esses eventos.

O modo como as assembleias de anuros se organizam e se compõem no espaço pode ser correlacionado com gradientes ambientais (Duellman, 1978), uma vez que a distribuição, a abundância e a composição das taxocenoses de anfíbios são limitadas por condições ambientais como umidade, regimes de temperatura, disponibilidade de nutrientes e estrutura física do habitat (Austin *et al.*, 1994). Ainda, esses padrões de distribuição podem refletir, em parte, divergências ecológicas devido a interações de competição e predação (Skelly; 1995; Dayton & Fitzgerald, 2001) ou preferências específicas por habitats e limites de tolerância ambientais (Pagano *et al.*, 2001; Miaud & Sanuy, 2005; Egea-Serrano *et al.*, 2006).

As alterações ambientais causadas pelo desenvolvimento urbano podem ainda causar a homogeneização de comunidades devido à extinção local de espécies mais sensíveis (McKinney & Lockwood 1999; Olden & Poff, 2003; Olden & Rooney, 2006; Smith *et al.*, 2009). Além disso, ambientes similares apresentam diversidades de espécies similares (Heyer & Berven, 1972), uma vez que a composição das comunidades é limitada por fatores ambientais, comportamentais e ecológicos.

Visto que o conhecimento a respeito das relações entre as espécies de anfíbios e o meio, das distribuições de espécies e dinâmicas populacionais, e das suas respostas aos efeitos da perda de habitat e fragmentação é limitado (Machado *et al.*, 1999; Young *et al.*, 2001; Hazell, 2003; Eterovick *et al.*, 2005), estudos que procurem elucidar essas relações são de suma importância para a efetiva conservação dos ambientes. Ainda, entender as composições de espécies de uma comunidade, seus padrões de riqueza e abundância, bem como as interações entre as espécies e delas com o meio ambiente, é um fator primordial para a manutenção da biodiversidade.

Para tanto, o presente trabalho foi dividido em dois capítulos. O primeiro, intitulado “Riqueza, abundância e estrutura populacional de seis parques urbanos, Belo Horizonte, Minas Gerais”, visou tratar as relações entre diversidade, riqueza e abundância de anfíbios com componentes de paisagem dos parques (área total, área vegetada, e área dos corpos d’água) e analisar a similaridade entre as composições de espécies em seis diferentes parques urbanos. O segundo, “Sobreposição de nicho e uso de ambientes por anfíbios anuros em seis parques urbanos em Belo Horizonte, Minas Gerais”, tratou da estrutura populacional das comunidades analisando aspectos

da sobreposição de nicho entre pares de espécies potencialmente competidoras (*Hypsiboas lundii* e *Scinax longilineus*, *Leptodactylus labyrinthicus*, e *Rhinella pombali*), nas três dimensões do nicho (alimento, habitat e período de atividade), em seis parques urbanos, de modo a avaliar a estrutura populacional, distribuição das espécies e uso dos recursos<sup>1</sup>.

---

<sup>1</sup> O presente trabalho seguiu a formatação da revista *Biota Neotrópica*, exceto pelo tamanho e tipo de fonte, e disposição das tabelas e figuras, que foram inseridas junto ao texto de modo facilitar a leitura.

## 2 REFERÊNCIAS

- Austin, M.P., Nicholls, A.O., Doherty, M.D. & Meyers, J.A. 1994 Determining species response functions to an environmental gradient by means of a  $\beta$ -function. *J Veg Sci.* 5(2): 215-228.
- Beebee, T.J.C. & Griffiths, R.A. 2005. The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology?. *Conserv Biol.* 125: 271-285.
- Blaustein, A.R., Han, B.A., Relyea, R.A., Johnson, P.T.J., Buck, J.C., Gervas, S.S. & Kats, L.B. 2011. The complexity of amphibian population declines: understanding the role of cofactors in driving amphibian losses. *Ann NY Acad Sci.* 1223: 108-119.
- Blaustein, A.R., Wake, D.B. & Sousa, W.P. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conserv Biol.* 8(1): 60-71.
- Bonin, J., DesGranges, J.-L., Bishop, C.A., Rodrigue, J., Gendron, A. & Elliott, J.E. 1995. Comparative study of contaminants in the mudpuppy (Amphibia) and the common snapping turtle (Reptilia), St. Lawrence River, Canada. *Arch Environ Con Tox.* 28(2): 184-194.
- Cunningham, A.A., Langton, T.E.S., Bennett, P.M., Lewin, J.F., Drury, S.E.N., Gough, R.E. & MacGregor, S.K. 1996. Pathological and microbiological findings from incidents of unusual mortality of the common frog (*Rana temporaria*). *Philos T Roy Soc B.* 351: 1539-1557.
- Dayton, G.H. & Fitzgerald, L.A. 2001. Competition, predation, and the distribution of four desert anurans. *Oecologia.* 129: 430-435.
- 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. *Biol Conserv.* 142:1560-1569.
- Donel, M. & Lehmann, A. 2006. Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: implications for conservation. *Biol Conserv.* 130: 495-504.
- Duellman, W.E. & Trueb, L. 1994. Biology of amphibians. The Johns Hopkins University Press, EUA.
- Duellman, W.E., 1978. The biology of an Equatorial Herpetofauna in Amazonian Ecuador. *Misc. publ. Univ. Kans. Mus. Nat. Hist.* 65: 1-352.
- Egea-Serrano, A., Oliva-Paterna, F.J. & Torralva, M. 2006. Breeding habitat selection of *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758) in the most arid zone of its European distribution range: application to conservation management. *Hydrobiologia.* 560: 363-371.
- Eterovick, P.C., Carnaval, A.C.O.Q., Borges-Nojosa, D.M., Silvano, D.L., Segalla, M.V. & Sazima, I. 2005. Amphibian declines in Brazil: an overview. *Biotropica*, 37(2): 166-179.
- Fahrig, L. 1998. Effects of habitat fragmentation on Biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol S.* 34: 487-515.

- Ficetola, G.F. & De Bernardi, F., 2004, Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biol Conserv.* 119: 219-230.
- Frost, D.R. 2011. Amphibian Species of the World: an Online Reference. <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/>. Último acesso em 30/03/2012.
- Harte, J. & Hoffman, E. 1989. Possible effects of acidic deposition on a rocky mountain population of the tiger salamander *Ambystoma tigrinum*. *Conserv Biol.* 3(2): 149-158.
- Hazell, D. 2003. Frog ecology in modified Australian landscapes: a review. *Wildlife Res.* 30: 193-205.
- Heyer, W.R. & Berven, K.A. 1972. Species diversities of Herpetofaunal samples from similar microhabitats at two tropical sites. *Ecology.* 54(3): 642-645.
- Houlahan, J.E., Findlay, C.S., Schmidt, B.R., Meyer, A.H. & Kuzmin, S. 2000. Quantitative for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.
- Husté, A., Clobert, J. & Miaud, C. 2006. The movements and breeding site fidelity of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in an urban park near Paris (France) with management recommendations. *Amphibia-Reptilia.* 27: 561-568.
- IUCN (International union for Conservation of nature). 2010. Red List of threatened species. <http://www.iucnredlist.org>. Último acesso em 30/03/2012
- Johnson, P.T.J., Lunde, K.B., Ritchie, E.G. & Launer, A.E. 1999. The effect of trematode infection on amphibian limb development and survivorship. *Science*, 284: 802-804.
- Kiesecker, J.M., Blaustein, A.R. & Belden, L.K. 2001. Complex causes of amphibian population declines. *Nature*, 410: 681-684.
- Kokit, D.G. & Branch, L.C. 2003 Habitat patch size affects demographics of the florida scrub lizard (*Sceloporus woodi*). *J Herpetol.* 37(2): 257-265.
- Kolozsvary, M.B. & Swihart, R.K. 1999. Habitat fragmentation and the distribution of amphibians: patch and landscape correlates in farmland. *Can J Zoolog.* 77(8): 1288-1299.
- Lips, K.R. 1999. Mass mortality and population declines of anurans at an upland site in Western Panama. *Conserv Biol.* 13(1): 117-125.
- 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(4): 997-1004.
- Marsh, D.M., Fegraus, E.H. & Harrison, S. 1999. Effects of breeding pond isolation on the spatial and temporal dynamics of pond use by the tungara frog, *Physalaemus pustulosus*. *J Anim Ecol.* 68: 804-814.
- McKinney, M.L. & Lockwood, J.L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Tree*, 14: 450-453.

- Miaud, C. & Sanuy, D. 2005. Terrestrial habitat preferences of the natterjack toad during and after the breeding season in a landscape of intensive agricultural activity. *Amphibia-Reptilia*. 26: 359-366.
- Morell, V. 1999. Are pathogens felling frogs? *Science*. 284(5415): 728-731.
- Morgan, L.A. & Buttemer, W.A. 1996. Predation by the non-native fish *Gambusia holbrooki* on small *Litoria aurea* and *L. dentate* tadpoles. *Aust Zool*. 30(2): 143-149.
- Olden, J.D. & Poff, N.L. 2003. Toward a mechanism understanding prediction of biotic homogenization. *Am Nat*. 162(4): 442-460.
- Olden, J.D. & Rooney, T.P. 2006. On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecol Biogeogr*. 15: 113-120.
- Pagano, A., Crochet, P.A., Graf, J.-D., Joly, P. & Lodé, T. 2001. Distribution and habitat use of water hybrid complexes in France. *Global Ecol Biogeogr*. 10: 433-441.
- Pounds, J.A., Fogden, M.P.L. & Campbell, J.H. 1999. Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*. 398: 611-615.
- Prugh, L.R., Hodges, K.E., Sinclair, A.R.E. & Brashares, J.S. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *PNAS*, 105(52): 20770-20775.
- SBH. 2010. Brazilian amphibians – List of species. <http://www.sbherpetologia.org.br>. Último acesso em 30/03/2012.
- Sessions, S.K. & Ruth, S.B. 1990. Explanation for naturally occurring supernumerary limbs in amphibians. *J Exp Zool*. 254: 38-47.
- Silvano, D.L. & Segalla, M.V., 2005, Conservação de anfíbios no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1): 79-86.
- Skelly, D.K. 1995. Field evidence for a coast of behavioral antipredator response in a larval amphibian. *Ecology*. 73(2): 704-708.
- Smith, K.G., Lips, K.R. & Chase, J.M. 2009. Selecting for extinction: nonrandom disease-associated extinction homogenizes amphibian biotas. *Ecol Lett*. 12: 1069-1078.
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L. & Waller, R.W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*. 306: 1783-1786.
- Verdade, V.K., Dixo, M. & Curcio, F.F. 2011. Os riscos de extinção de sapos, rãs e pererecas em decorrência das alterações ambientais. *Estud av*. 24(68): 161-172.
- Young, B.E., Lips, K.R., Reaser, J.K., Ibáñez, R., Salas, A.W., Cadeño, J.R., Coloma, L.A., Ron, S., La Marca, E., Meyer, J.R., Muñoz, A., Bolaños, F., Chaves, G. & Romo, D. 2001. Population declines and priorities for Amphibian Conservation in Latin America. *Conserv Biol*. 15(5): 1213-1223.

RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E ESTRUTURA POPULACIONAL DE ANUROS EM  
SEIS PARQUES URBANOS, BELO HORIZONTE, MINAS GERAIS

TORRES, PF<sup>a</sup>; GARCIA, PC<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brasil.



## RESUMO

O processo de urbanização provoca a fragmentação de paisagens naturais, além de determinar a forma, tamanho e organização dos fragmentos resultantes no espaço. Os efeitos desse processo podem ser observados na riqueza, abundância e dinâmica das populações, uma vez que a composição da anurofauna pode ser correlacionada com gradientes ambientais e com atividades humanas. A capacidade de sobrevivência das populações em cada um dos fragmentos alterados depende da plasticidade dos organismos, sendo importante investigar as relações entre as espécies e o ambiente e as suas respostas às alterações de habitat. É esperado que em ambientes geograficamente próximos, com características e históricos de surgimento e construção similares, especialmente os impactados, sejam encontradas diversidades de espécies similares, no entanto, para os diferentes parques urbanos em Belo Horizonte o encontrado é uma anurofauna distinta. Assim, o presente trabalho procurou analisar a riqueza e abundância de anfíbios em seis parques urbanos e comparar esses dados com a área total, área vegetada, e área dos corpos d'água; além de analisar a similaridade entre as composições de espécies. A maioria das espécies encontradas pode ser considerada generalista e tais espécies são usualmente encontradas em ambientes antropizados, porém, outras são menos frequentes nesses ambientes, reforçando a ideia de que mesmo ambientes pouco adequados podem abrigar espécies. A conexão com outras áreas preservadas e a diversidade e quantidade de corpos d'água parecem ser os melhores previsores da presença das espécies do que as demais características do ambiente. A abundância das espécies foi altamente influenciada por espécies comuns, indicando que espécies generalistas podem ser beneficiadas com o processo de urbanização. A similaridade entre as composições dos parques foi baixa refletindo as peculiaridades dos parques e evidenciando que as características do meio são fundamentais para a permanência de espécies com determinados requerimentos ecológicos.

Palavras-chaves: Urbanização, comunidades, anurofauna, riqueza de espécies, abundância de espécies.

**ABSTRACT**

Urbanization leads to natural landscape fragmentation and determines shape, size and organization of resulting fragments. The effects of urbanization are reflected on anuran species richness, abundance and population dynamics when related to environmental gradients and human presence. The survivorship of populations in each fragment depends on the organism's plasticity. Therefore it is important to investigate the relationships between species and their environment, and species' response to habitat degradation. We expect that similar environments - with similar characteristics, emergence histories and constructions – present similar anuran communities, specially impacted environments. But in urban parks of Belo Horizonte was found a distinct anurofauna in each park. So, the present work aimed to analyze anuran species richness, abundance and composition in six urban parks, and compare these data with habitat characteristics, including total area, vegetated area and surface area of water bodies. Most of the species found can be considered generalists and are usually found in urban environments, but others are less frequent, reinforcing the idea that even urban fragmented areas can host species. The connections with other well preserved areas, diversity and quantity of water bodies appear to be the best environmental predictors of the presence of species. Species abundance was highly influenced by common species, indicating that generalist species may benefit from the urbanization process. The similarity among the species compositions of the parks was low, reflecting the peculiarities of the parks and showing that habitat characteristics are essential to the permanence of species.

Key words: Urbanization, communities; anurofauna; species richness; species abundance.

## 1 INTRODUÇÃO

A expansão do uso da terra e o aumento da população humana provocam a fragmentação de paisagens naturais, e ainda, alteram o tamanho, forma e organização espacial dos ambientes (Wilcox & Murphy, 1985; Gibbs, 1998). Paisagens antropizadas, geralmente, possuem os ambientes naturais reduzidos a pequenas manchas circundadas por uma matriz explorada pela agricultura ou urbanização (Ficetola & Di Bernardi, 2004). Nessas manchas, pode ocorrer a extinção seletiva e o desaparecimento de algumas espécies (Marsh & Pearman, 1997; Raxworthy & Nussabaum, 2000), o que pode ser visualizado na alteração da riqueza, da abundância e da dinâmica das populações (Dupuis *et al.*, 1994).

O processo de urbanização pode ser considerado consequência da ocupação humana, e as maiores alterações ambientais decorrentes desse processo incluem a criação de novas coberturas do solo, alterações químicas e físicas no meio ambiente, criação de novas assembleias de organismos e alteração nos regimes hídricos (Sukopp, 1998; Kinzig & Grove, 2001). Todas essas alterações são extremamente prejudiciais para os organismos, especialmente para os anfíbios.

A composição de assembleias de anfíbios anuros é correlacionada com gradientes ambientais e as comunidades variam de acordo com a presença de atividades humanas (Pearman, 1997; Duellman, 1978), uma vez que essas modificam o habitat. As atividades humanas e subsequente fragmentação ambiental estão claramente relacionadas à distribuição de muitas espécies de anuros nos fragmentos, sendo as espécies mais sensíveis confinadas a alguns poucos fragmentos e as generalistas, claramente beneficiadas em áreas mais antropizadas (Silva, 2007).

Dentre os vertebrados, os anfíbios são o grupo com o maior número de espécies ameaçadas (Stuart *et al.*, 2004; Beebee & Griffiths, 2005) com cerca de 32% ameaçadas ou extintas (IUCN, 2010). Estudos citam como principais ameaças ao grupo as doenças infecciosas (Cunningham *et al.*, 1996; Lips, 1999; Morell, 1999) e parasitárias (Sessions & Ruth, 1990; Johnson *et al.*, 1999), a radiação ultravioleta (Blaustein *et al.*, 1994), os poluentes químicos (Harte & Hoffman, 1989; Bonin *et al.*, 1995), a introdução de predadores (Morgan & Buttemer, 1996), as alterações climáticas (Pounds *et al.*, 1999; Kiesecker *et al.*, 2001) e a destruição de habitats como

consequência do desmatamento, do avanço da fronteira agrícola, mineração, queimadas e do desenvolvimento da infraestrutura e urbanização (Blaustein *et al.*, 1994; Silvano & Segalla, 2005), sendo essa última, apontada como o principal entrave à conservação dos anfíbios (Young *et al.*, 2001; Beebee & Griffiths, 2005).

A aparente vulnerabilidade do grupo pode ser atribuída a diversos fatores como baixa vagilidade, o que pode intensificar os efeitos da fragmentação (Sinsch, 1990; Bowne & Bowers, 2004); alta susceptibilidade a morte quando se movem através de estradas e terrenos inóspitos, o que diminui o crescimento populacional (Fahrig *et al.*, 1995; Carr & Fahrig, 2001); baixas tolerâncias a alterações no habitat, o que agrava os efeitos de sua perda, da degradação e dos efeitos de borda (Findlay & Houlihan, 1997; Semlitsch, 2000; Houlihan & Findlay, 2003); e baixa tolerância a patógenos, espécies invasoras, alterações climáticas, radiações ultravioletas e poluição ambiental (Hecnar, 1995; Pounds *et al.*, 1999; Broomhall *et al.*, 2000; Blaustein *et al.*, 2000; Bridges & Semlitsch, 2000; Kiesecker *et al.*, 2001; Davidson *et al.*, 2001; Stuart *et al.*, 2004).

A maior parte dos estudos existentes sobre fragmentação e urbanização foca a relação entre vegetação e ocorrência de espécies (Cushman, 2006), e apontam para uma relação positiva entre as populações e a vegetação na área de entorno (Dupuis & Steventon, 1999; Knutson *et al.*, 1999; Guerry & Hunter, 2002) e uma relação negativa com o desenvolvimento urbano (Delis *et al.*, 1996) e estradas (Fahrig *et al.*, 1995). Alguns estudos também demonstraram um padrão geral de correlação positiva entre o aumento na riqueza de espécies e cobertura vegetal (Gibbs, 1998; Houlihan *et al.*, 2000), enquanto outros apresentam um padrão inverso, onde algumas espécies são favorecidas em ambientes alterados (Colli *et al.*, 2003). McKinney (2006) revisou a literatura referente ao gradiente urbano-rural e propôs que apesar de a riqueza de espécies declinar de acordo com o aumento da urbanização, a abundância pode aumentar. Ainda, a área dos corpos d'água pode estar negativamente relacionada à riqueza de espécies (Knutson *et al.*, 2004). No entanto, ainda há pouco conhecimento sobre a relação entre as espécies de anfíbios e o ambiente (Machado *et al.* 1999) e suas respostas à perda de habitat, fragmentação (Hazell, 2003) e urbanização. Ainda, são escassas as informações sobre estrutura populacional, tamanho e qualidade do

fragmento, principalmente no Brasil. Essas inferências são importantes, pois os efeitos do uso da terra para as populações estão fortemente correlacionados com características ecológicas específicas e com suas interações com as condições ambientais dentro das escalas espaciais (Cushman, 2006). Análises sobre comunidades de anfíbios nos trópicos, frequentemente, são incipientes, sendo baixo o número de estudos, o que é incompatível com a alta diversidade encontrada nessas regiões (Duellman & Trueb, 1994).

É esperado que ambientes com características similares, próximos entre si e com históricos de construção e surgimento similares, tenham diversidades de espécies similares (Heyer & Berven, 1972), especialmente naqueles impactados. Belo Horizonte foi uma cidade projetada em 1895, inaugurada em 1897, e seu projeto partia de uma unidade central em traçado geométrico e regular onde se estabelecia um padrão de ruas retas formando uma espécie de quadriculado. No entanto, nos primeiros anos, as principais ruas e avenidas não passavam de “picadas” abertas no meio de vegetação (PBH, 2012). Assim, as populações de anfíbios encontrados nesses parques são remanescentes de uma história de fragmentação ambiental, sendo, portanto, uma útil ferramenta para estudar as forças que estruturam comunidades após um evento de fragmentação.

Tendo em vista nosso limitado conhecimento sobre as interações entre as espécies e dessas com o meio que ocupam, estudos que procurem elucidar os mecanismos que definem os padrões de distribuição e abundância são de suma importância para a conservação. Além disso, a fragmentação de ambientes naturais para a expansão urbana é crescente, o que reforça a necessidade de compreendermos os efeitos causados por esse processo nas populações e comunidades remanescentes e nas interações inter e intra populacionais para uma efetiva conservação dos organismos. Assim, os objetivos do presente trabalho foram analisar a diversidade, riqueza e abundância de anfíbios em seis diferentes parques urbanos comparando esses dados com componentes de paisagem (área total, área vegetada e área dos corpos d’água), e analisar a similaridade entre as composições de espécies entre os parques.

## **2 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1 ÁREA DE ESTUDO**

O presente estudo foi realizado em seis parques, localizados na região metropolitana de Belo Horizonte – Minas Gerais, selecionados dentre os 72 parques urbanos administrados pela Prefeitura de Belo Horizonte (PBH). Trinta e seis parques pertencentes à microbacia do rio Arrudas foram selecionados para visitas de reconhecimento. Os parques foram selecionados dentro de uma mesma microbacia considerando a proximidade geográfica, bem como os fatores históricos relacionados ao surgimento da área, evitando assim, a interferência desses fatores que podem, junto com as características ecológicas, influenciar na composição das comunidades. A partir das visitas preliminares, parques cujas características não favoreciam a ocorrência de anfíbios, como ausência de corpos d'água permanentes ou de vegetação, foram excluídos. Também, parques que não ofereciam infraestrutura para as coletas, tal como aqueles que ainda não tinham sido efetivamente implementados, sem segurança ou sem guarita 24 horas foram igualmente excluídos. Assim, os parques que possuíam estruturas mais adequadas para as amostragens foram selecionados para realização de um projeto piloto para verificar a ocorrência de anfíbios. Os selecionados para a elaboração da dissertação em questão foram: parque municipal Aggeo Pio Sobrinho; parque municipal Carlos de Faria Tavares; parque municipal Jacques Cousteau; parque municipal Julien Rien; parque municipal Mata das Borboletas e parque municipal Roberto Burle Marx (figura 1).

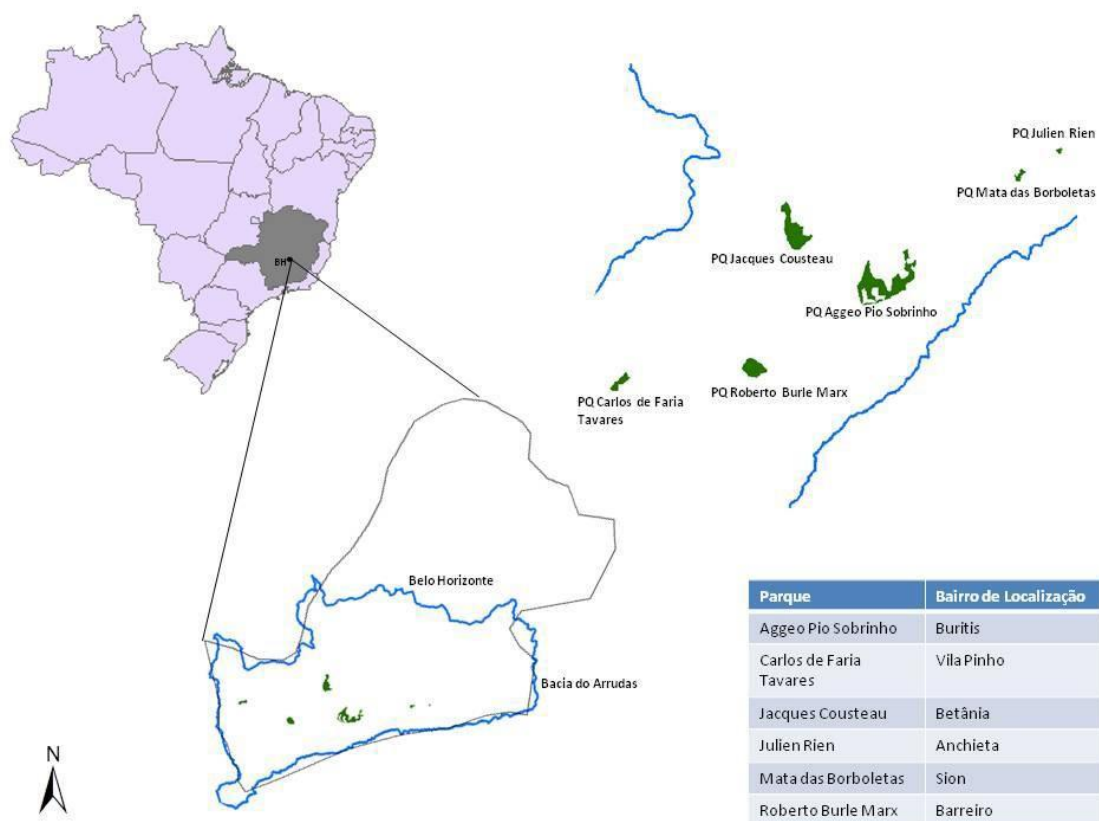


Figura 1: Representação esquemática mostrando a localização dos seis parques amostrados dentro da bacia do Rio Arrudas, Belo Horizonte, MG. Créditos: Juliana Maria Dummond Kleinsorge.

### 2.1.1 PARQUES

O parque municipal Aggeo Pio Sobrinho ( $19^{\circ}58'34.4''S$   $43^{\circ}58'14.6''W$ ), localizado no bairro Buritis, é integrante do maciço da Serra do Curral e foi implementado em 1996. Possui uma área aproximada de  $0,600 \text{ km}^2$ , três nascentes (que formam o córrego Ponte Queimada, afluente do Córrego Cercadinho), córregos, mata de galeria bem preservada e vegetação tipo campo sujo e limpo, além de mata atlântica secundária (PBH, 2012a) (figura 2).



Figura 2: Imagem de Satélite do parque municipal Aggeio Pio Sobrinho e arredores, no bairro Buritis, Belo Horizonte, MG, mostrando o grau de inserção dentro da matriz antrópica. Fonte: Google Earth, 10.03.2012.

O parque municipal Carlos de Faria Tavares ( $20^{\circ}00'03.0''S$   $44^{\circ}01'41.5''W$ ), localizado no bairro Castanheira II, também é conhecido como parque municipal Vila Pinho. Foi criado em 1992 e implantado em 2000. Com área aproximada de  $0,078 \text{ km}^2$ , o local tem grande importância ambiental, abrigando nascentes que abastecem o córrego Vila Pinho, afluente do Ribeirão Arrudas. Apresenta vegetação característica de Cerrado, em fase de revegetação, com formações de Campo Cerrado e Mata Ciliar (PBH, 2012b) (figura 3).





Figura 3: Imagem de Satélite do parque municipal Carlos de Faria Tavares e arredores, no bairro Vila Pinho, Belo Horizonte, MG, mostrando o grau de inserção dentro da matriz antrópica. Fonte: Google Earth, 10.03.2012.

O parque municipal Jacques Cousteau ( $19^{\circ}58'19.9''S$   $43^{\circ}59'11.0''W$ ), localizado no bairro Betânia, era antes conhecido como parque municipal da Vila Betânia. Foi criado em 1971 com a desativação de um lixão que funcionou por cerca de 20 anos. Implementado em 1999, ocupa uma área de aproximadamente  $0,340 \text{ km}^2$ . Sua cobertura vegetal é muito significativa apresentando um avançado e contínuo grau de regeneração natural, correspondendo a 80% da área total. A vegetação predominante é de porte arbóreo, existindo ainda espécies ornamentais e frutíferas. O local possui nascentes e cursos d' água perenes (PBH, 2012c) (figura 4).



Figura 4: Imagem de Satélite do parque municipal Jacques Cousteau e arredores, no bairro Betânia, Belo Horizonte, MG, mostrando o grau de inserção dentro da matriz antrópica. Fonte: Google Earth, 10.03.2012.

O parque municipal Julien Rien ( $19^{\circ}57'09.6''S$   $43^{\circ}55'37.5''W$ ) está localizado no bairro Anchieta e foi implementado em 1978. Possui uma área aproximada de  $0,014$   $\text{km}^2$ . Além de ser uma área de preservação de nascente, é uma área de proteção ambiental que integra um cordão de parques (parque das Mangabeiras, Fort Lauderdale, Mata das Borboletas, parque JK e parque das Nações), situados no entorno da Serra do Curral. Sua cobertura vegetal ocupa cerca de 80% da área do parque e é composta por espécies ornamentais, árvores nativas e exóticas (PBH, 2012d) (figura 5).



Figura 5: Imagem de Satélite do parque municipal Julien Rien e arredores, no bairro Anchieta, Belo Horizonte, MG, mostrando o grau de inserção dentro da matriz antrópica. Fonte: Google Earth, 10.03.2012.

Parque municipal Mata das Borboletas ( $19^{\circ}57'28.9''S$   $43^{\circ}56'08.7''W$ ), localizado no bairro Sion e implantado em 1995, ocupa uma área de aproximadamente  $0,035$   $\text{km}^2$ . Possui duas nascentes que abastecem a Bacia do Córrego Acaba-Mundo e um pequeno lago artificial. Sua área é totalmente permeável e funciona como recarga do lençol freático. Localizado na encosta da Serra do Curral, sua vegetação, predominantemente nativa do bioma Cerrado, possui formações de campo cerrado, mata ciliar e campo hidromórfico. A área vegetada é contínua e corresponde a mais de 80% da área total (PBH, 2012e) (figura 6).

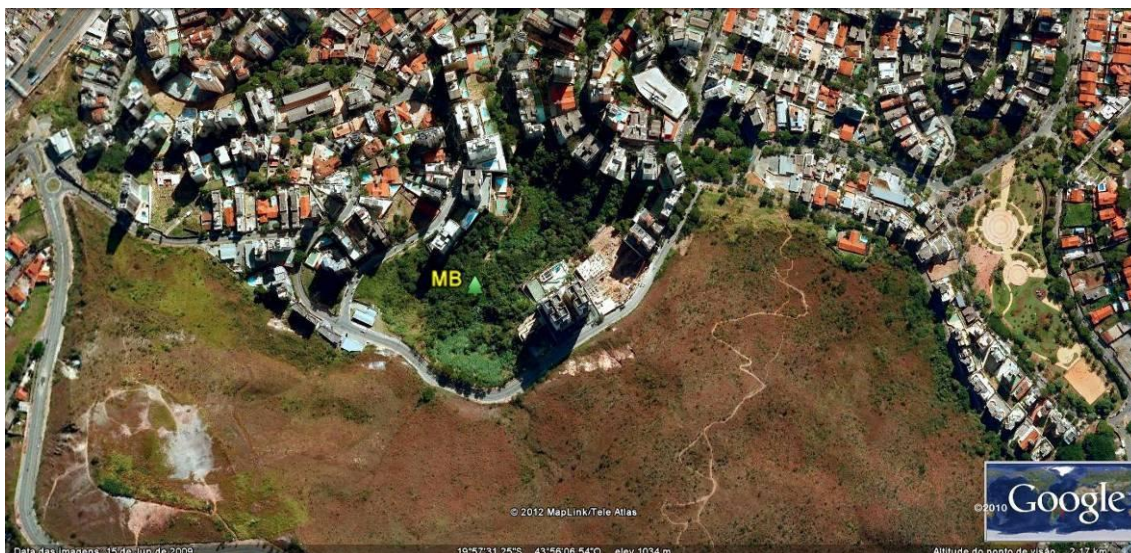


Figura 6: Imagem de Satélite do parque municipal Mata das Borboletas e arredores, no bairro Sion, Belo Horizonte, MG, mostrando o grau de inserção dentro da matriz antrópica. Fonte: Google Earth, 10.03.2012.

O parque municipal Roberto Burle Marx ( $19^{\circ}59'59.5''S$   $43^{\circ}59'51.0''W$ ), popularmente conhecido como parque das Águas, inaugurado em 1994, está localizado no bairro Flávio Marques Lisboa, região do Barreiro, e situado no bioma Mata Atlântica. É parte do complexo ecológico da Serra do Rola-Moça, fazendo limite com Áreas de Proteção Especial situadas no Barreiro, um dos principais pontos de captação de água potável para abastecimento do município. Em uma área de  $0,170$   $\text{km}^2$ , apresenta um lago e diversas nascentes que formam o Córrego do Clemente, afluente do ribeirão Arrudas. Sua vegetação é típica do Cerrado, com formações de campo Cerrado e mata ciliar, também apresentando espécies típicas da transição entre Cerrado e Mata Atlântica (PBH, 2012f) (figura 7).



Figura 7: Imagem de Satélite do parque municipal Roberto Burle Marx e arredores, no bairro Barreiro, Belo Horizonte, MG, mostrando o grau de inserção dentro da matriz antrópica. Fonte: Google Earth, 10.03.2012.

## 2.2 METODOLOGIA E ANÁLISE DE DADOS

### 2.2.1 ANÁLISE ESPACIAL DAS CARACTERÍSTICAS DOS PARQUES

A partir de aerofotografias de cada um dos parques amostrados, cedidas pela Prefeitura de Belo Horizonte, cada um dos componentes que perfazem a paisagem (área total, área construída, área vegetada e área dos corpos d'água) foram estimados. Para tal, foram demarcados polígonos em cada um dos componentes, e esses tiveram suas áreas calculadas através do software ARCGis, versão 9.3. Ainda, os ambientes disponíveis para reprodução foram quantificados, com base nas áreas de amostragem.

### 2.2.2 METODOLOGIA

Para estimar a riqueza de espécies e abundância de indivíduos em cada um dos parques amostrados, foi utilizada a técnica de busca visual e auditiva (sensu Crump & Scott, 1994), percorrendo o perímetro dos corpos d'água em amostragens noturnas (Scott & Woodward, 1994), contabilizando os indivíduos encontrados. As amostragens foram realizadas, mensalmente, entre agosto de 2010 e setembro de 2011, num total de 122 horas e 53 minutos.

A identificação dos indivíduos foi realizada *in loco*, e os espécimes foram coletados como material testemunho apenas quando apresentaram dúvidas

taxonômicas. Os espécimes coletados foram eutanasiados através de absorção por contato durante 5 a 10 minutos com o ventre mergulhado em solução de Cloridrato de Lidocaína a 2%, ou solução aquosa de Lidocaína 5%, na dosagem de 0,5 a 5,0 mg/ml, de acordo com o tamanho do animal, conforme técnica descrita em Sebben (2009 “2007”). Posteriormente, os exemplares foram fixados em formalina 10%, etiquetados com números individuais e, após 24 horas, transferidos para vidros com líquido conservante (álcool etílico 70%) e depositados na Coleção Herpetológica da UFMG.

A classificação taxonômica das espécies registradas no presente estudo seguiu Frost (2011).

### 2.2.3 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para verificar a eficiência da metodologia de amostragem, foram construídas curvas de rarefação de espécies (Krebs, 1999), para cada um dos parques, geradas com base nos dados de abundância em cada amostragem, com 1000 aleatorizações.

A diversidade de espécies para cada um dos parques foi calculada através dos índices de Shannon-Wiener ( $H'$ ) que dá peso intermediário às espécies raras, e do índice de Simpson (D) que dá peso baixo às espécies raras e é considerado um dos mais significativos e robustos, pois captura a variância da abundância das espécies na distribuição, sendo, portanto, uma boa medida de heterogeneidade (Magurran, 2004). Quanto menor o valor de D, menor a diversidade. Os dados de diversidade foram calculados pelo programa EstimateS, versão 8.2.0 (Colwell, 2009).

A riqueza estimada de espécies foi calculada pelo Jackknife de segunda ordem, com substituição de amostras, através do programa EstimateS, versão 8.2.0 (Colwell, 2009). Tal estimador foi escolhido por se tratar de um estimador de riqueza não paramétrico baseado na incidência, bastante acurado e pouco sensível, principalmente para conjuntos de dados com poucas amostras (Colwell & Coddington, 1994; Hortal *et al.*, 2006). A comparação entre as riquezas estimadas para cada uma das áreas foi feita através da sobreposição dos intervalos de confiança calculados pelo software Statistica (StatSoft, Inc., 2007).

A abundância total para cada espécie foi considerada como a do mês com maior abundância, evitando a sub-estimativa decorrente do uso da média de abundância ou super-estimativa decorrente da somatória, e conseqüente possibilidade de recontagem de indivíduos entre amostras sucessivas (Bertoluci & Rodrigues, 2002; Vasconcelos & Rossa-Feres, 2005).

Foram feitas, ainda, análises de similaridade entre a composição de espécies e abundância relativa dos parques pelo índice de Morisita-Horn (Imh), através do software Lizaro Morisita Calc, versão 1.0 (Rodrigues, 2007). As análises foram feitas por pares de parques. O índice de Morisita-Horn é considerado adequado para analisar proporções e recebe pouca influência do tamanho amostral (Krebs, 1999). O índice varia entre zero (quando as amostras são completamente distintas, não apresentando espécies em comum) e um (quando as amostras são idênticas), sendo, portanto possível a comparação entre as assembleias (Horn, 1966; Mauer & McGill, 2010). Foi feita ainda uma Análise de Cluster com posterior agrupamento por médias entre pares de grupos sem peso (UPGMA), utilizando-se o índice de Jaccard (Magurran, 2004; Mauer & McGill, 2010) para construir um dendrograma com o programa Biodiversity Pro (McAleece *et al.*, 1997).

Os dados de abundância, riqueza e diversidade foram comparados com os componentes de paisagem estimados através de Regressões Múltiplas e Simples (Zar, 2006).

### 3 RESULTADOS

Dentre os seis parques amostrados o que apresentou maior área total foi o Aggeo Pio Sobrinho, seguido pelos parques Jacques Cousteau, Roberto Burle Marx, Carlos Faria de Tavares, Mata das Borboletas e Julien Rien. As maiores áreas vegetadas foram encontradas nos parques Mata das Borboletas, Aggeo Pio Sobrinho e Jacques Cousteau, e a menor área vegetada foi encontrada no parque Roberto Burle Marx de acordo com a tabela 1.

Tabela 1: Áreas total, vegetada e construída, em hectares (ha) para os parques municipais amostrados em Belo Horizonte, MG.

Parque	Área Total (ha)	Área Vegetada (ha) / Porcentagem	Área Construída (ha) / Porcentagem	Área dos corpos d'água (ha)
Aggeo Pio Sobrinho	59,735	56,385 (94,4%)	3,350 (5,6%)	0,053
Carlos Faria de Tavares	7,953	5,987 (75,3%)	1,966 (24,7%)	0,048
Jacques Cousteau	32,929	27,911 (84,8%)	5,018 (15,2%)	0,186
Julien Rien	1,457	1,000 (68,6%)	0,457 (31,4%)	0,015
Mata das Borboletas	3,442	3,284 (95,4%)	0,158 (4,6%)	0,025
Roberto Burle Marx	17,111	10,779 (63,0%)	6,332 (37,0%)	0,057

Fonte: As áreas totais dos parques foram obtidas com a Prefeitura de Belo Horizonte, e as demais áreas foram estimadas pelo programa ARCGis.

Considerando os tipos de ambientes propícios para reprodução dos anuros, o parque Roberto Burle Marx foi o que apresentou uma maior quantidade de ambientes (cinco lagoas cimentadas, um córrego cimentado, um riacho e uma lagoa vegetada). O parque Julien Rien foi o segundo com a maior quantidade de ambientes reprodutivos (um brejo, um córrego cimentado e um corpo d'água temporário), seguido dos parques Mata das Borboletas (uma lagoa e dois córregos), Carlos Tavares de Faria (dois brejos e um córrego), Aggeo Pio Sobrinho e Jacques Cousteau (ambos com um riacho de grande extensão).

Na soma dos parques amostrados foram registradas 18 espécies de anfíbios, distribuídas em sete famílias: Bufonidae: *Rhinella pombali* (Baldissera *et al*, 2004), Brachycephalidae: *Ischnocnema juipoca* (Sazima & Cardoso, 1978), Craugastoridae: *Haddadus binotatus* (Spix, 1824), Cycloramphidae: *Odontophrynus cultripes* (Reinhardt & Lütken, 1862) e *Proceratophrys boiei* (Wied-Neuwied, 1824), Hylidae: *Bokermannohyla gr. circumdata* (Cope, 1871), *Dendropsophus minutus* (Peters, 1872), *Hypsiboas albopunctatus* (Spix, 1824), *Hypsiboas faber* (Wied-Neuwied, 1821),

*Hypsiboas lundii* (Burmeister, 1856), *Hypsiboas polytaenius* (Cope, 1870), *Scinax* aff. *perereca* (Pombal, Haddad & Kasahara, 1995), *Scinax fuscovarius* (Lutz, 1925) e *Scinax longilineus* (Lutz, 1968), Leiuperidae: *Physalaemus cuvieri* (Fitzinger, 1826) e Leptodactylidae: *Leptodactylus fuscus* (Schneider, 1799), *Leptodactylus labyrinthicus* (Spix, 1824) e *Leptodactylus latrans* (Steffen, 1815). O parque mais diverso foi o Roberto Burle Marx (n = 10) e o parque menos diverso foi o Julien Rien (n = 2) (figura 8 e tabela 2).





Figura 8: Prancha contendo as espécies encontradas nos seis parques urbanos analisados em Belo Horizonte, MG. A = *Rhinella pombali*, B = *Ischnocnema juipoca*, C = *Haddadus binotatus*, D = *Odontophrynus cultripes*, E = *Proceratophrys boiei*, F = *Bokermannohyla* gr. *circumdata*, G = *Dendropsophus minutus*, H = *Hypsiboas albopunctatus*, I = *H. faber*, J = *H. lundii*, K = *H. polytaenius*, L = *Scinax* aff. *perereca*, M = *S. fuscovarius*, N = *S. longilineus*, O = *Physalaemus cuvieri*, P = *Leptodactylus fuscus*, Q = *L. labyrinthicus*, R = *L. latrans*. Crédito das fotografias G, L e P: Juliana M. Dummond Kleinsorge.

Tabela 2: Número de espécies (S) e de indivíduos (N), Índice de Shannon- Wiener (H') e de Simpson (1-D), registrados nos parques municipais amostrados em Belo Horizonte, MG, no período de Agosto de 2010 a Setembro de 2011

Parque	S	N	S/N (Fischer)	H' (Shannon)	1-D (Simpson)
Aggeo Pio sobrinho	5	22	1,27	1,14	2,17
Carlos de Faria Tavares	8	655	1,27	1,33	2,88
Jacques Cousteau	5	125	0,99	0,79	1,81
Julien Rien	2	18	0,54	0,29	1,23
Mata das Borboletas	5	219	0,99	1,08	2,54
Roberto Burle Marx	10	214	1,87	1,67	4,59

As curvas de rarefação mostraram-se estabilizadas exceto para o parque Roberto Burle Marx, indicando que a amostragem foi eficaz para as espécies registradas (figuras 9 a 14).

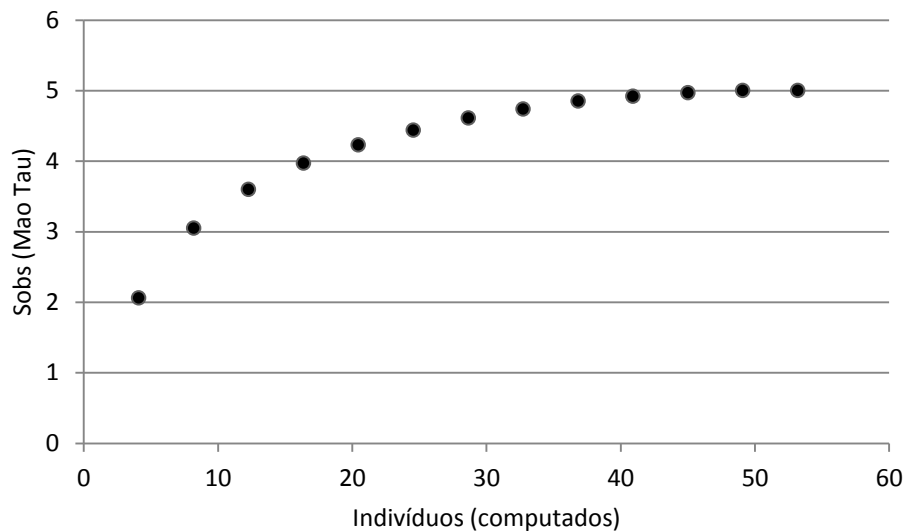


Figura 9: Plot da riqueza acumulada pelo esforço amostral (em indivíduos coletados) para o parque municipal Aggeo Pio Sobrinho, Belo Horizonte, Minas Gerais.

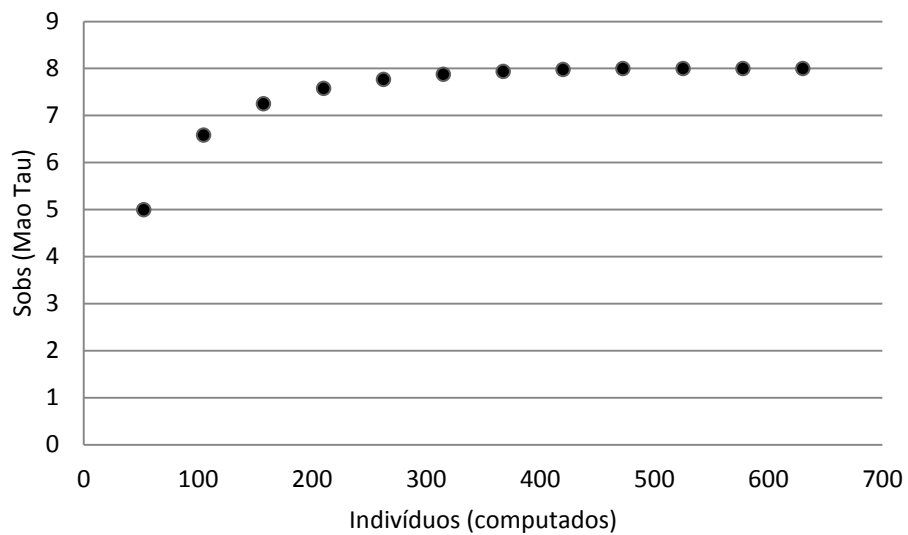


Figura 10: Plot da riqueza acumulada pelo esforço amostral (em indivíduos coletados) para o parque municipal Carlos de Faria Tavares, Belo Horizonte, Minas Gerais.

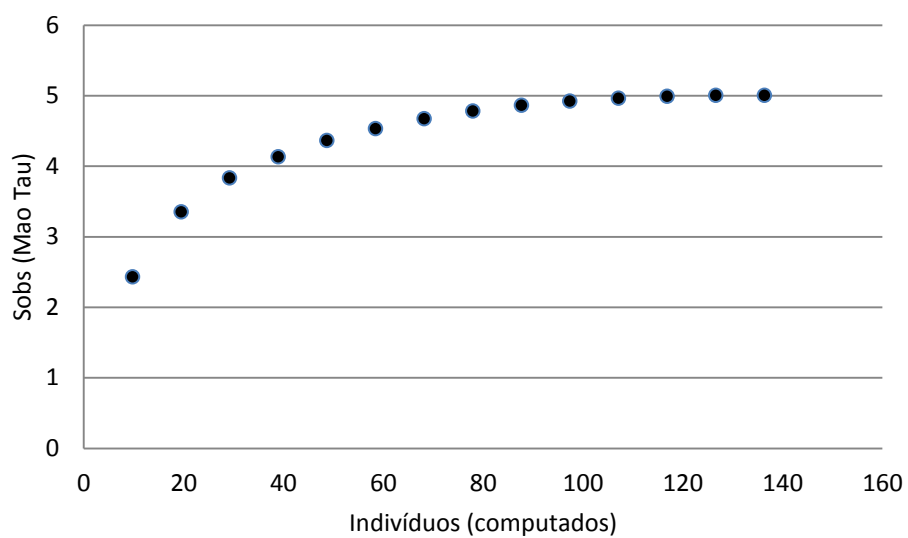


Figura 11: Plot da riqueza acumulada pelo esforço amostral (em indivíduos coletados) para o parque municipal Jacques Cousteau, Belo Horizonte, Minas Gerais.

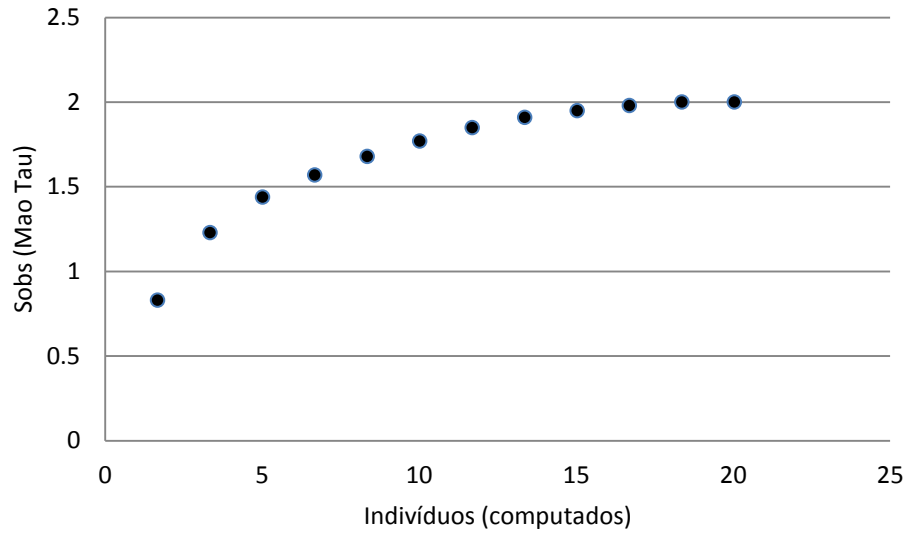


Figura 12: Plot da riqueza acumulada pelo esforço amostral (em indivíduos coletados) para o parque municipal Julien Rien, Belo Horizonte, Minas Gerais.

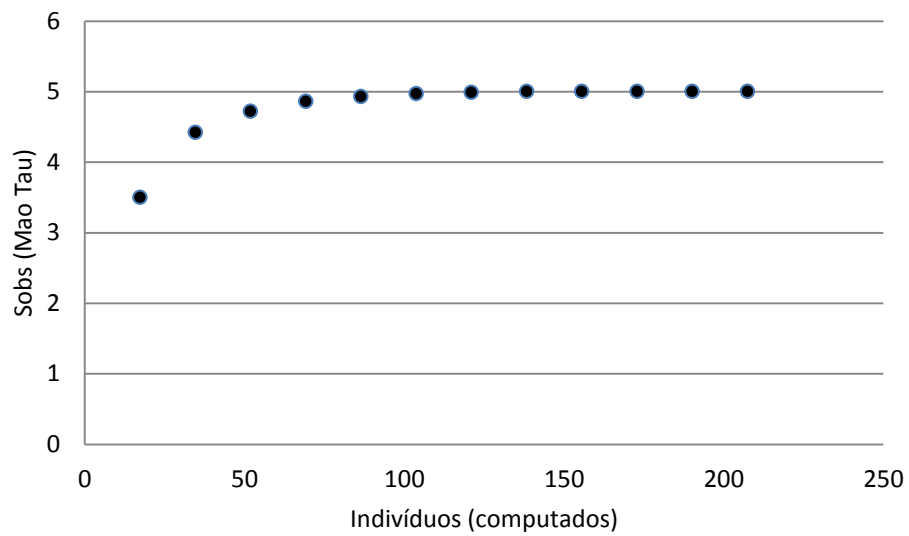


Figura 13: Plot da riqueza acumulada pelo esforço amostral (em indivíduos coletados) para o parque municipal Mata das Borboletas, Belo Horizonte, Minas Gerais.

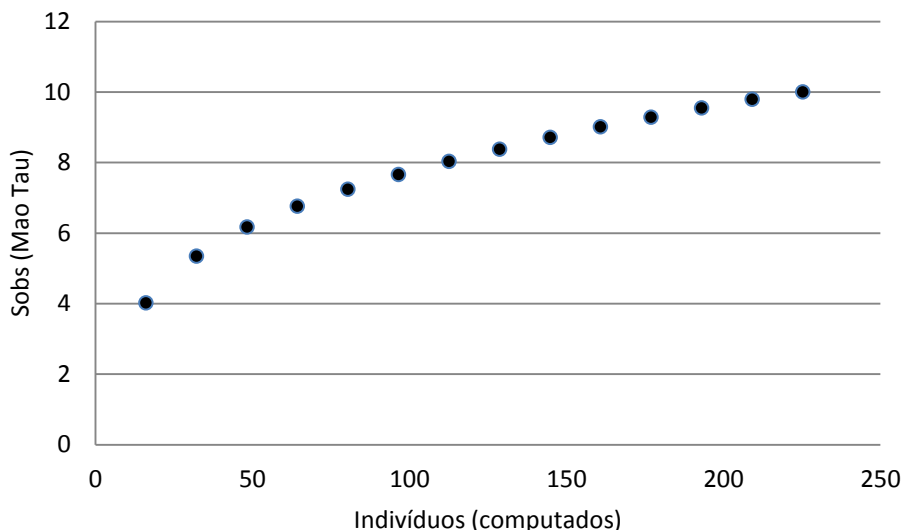


Figura 14: Plot da riqueza acumulada pelo esforço amostral (em indivíduos coletados) para o parque municipal Mata das Borboletas, Belo Horizonte, Minas Gerais.

A maior riqueza estimada foi encontrada para o parque municipal Roberto Burle Marx ( $Jack02 = 10,67 \pm 2,49$ ), seguido do parque municipal Carlos de Faria Tavares ( $Jack02 = 8,12 \pm 1,24$ ), parque municipal Aggeo Pio Sobrinho ( $Jack02 = 5,17 \pm 1,52$ ), parque municipal Jacques Cousteau ( $Jack02 = 5,16 \pm 1,34$ ), parque municipal Mata das Borboletas ( $Jack02 = 4,96 \pm 0,48$ ) e parque municipal Julien Rien ( $Jack02 = 2,11 \pm 1,02$ ). A comparação dos intervalos de confiança para as riquezas estimadas pelo Jackknife de segunda ordem mostra que não há diferenças significativas entre o parque municipal Roberto Burle Marx e o parque municipal Carlos Faria de Tavares, porém, o parque municipal Roberto Burle Marx é significativamente mais rico que os demais parques. A menor riqueza foi encontrada para o parque Julien Rien, e essa foi significativamente menor que a riqueza estimada para os outros parques. As riquezas estimadas para os parques municipais Aggeo Pio Sobrinho, Carlos Faria de Tavares, Jacques Cousteau e Mata das Borboletas não diferiram significativamente entre elas (Figura 15).

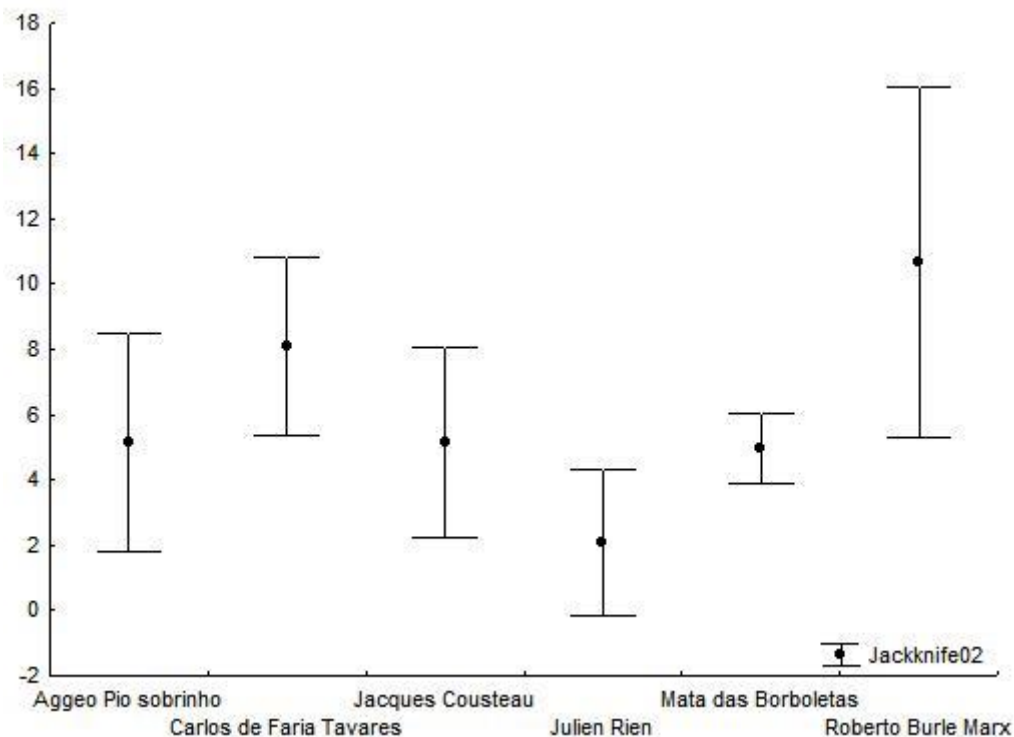


Figura 15: Plot da riqueza estimada pelo Jackknife 02 com intervalos de confiança de 95% para os seis parques amostrados de Belo Horizonte, Minas Gerais.

A maior abundância foi encontrada no parque municipal Carlos de Faria Tavares ( $n = 206$ ), seguido pelo parque municipal Mata das Borboletas ( $n = 142$ ), parque municipal Roberto Burle Marx ( $n = 75$ ), parque municipal Jacques Cousteau ( $n = 54$ ), parque municipal Aggeio Pio Sobrinho ( $n = 19$ ) e parque municipal Julien Rien ( $n = 8$ ) (tabela 3 e tabelas 7, 8, 9, 10, 11 e 12 em anexo).

Tabela 3: Abundância total de anfíbios nos seis parques municipais urbanos amostrados no período de Agosto de 2010 a Setembro de 2011. APS = Aggeio Pio Sobrinho, CTF = Carlos Tavares de Faria, JC = Jacques Cousteau, JR = Julien Rien, MB = Mata das Borboletas, RBM = Roberto Burle Marx. Modos reprodutivos de acordo com Haddad e Prado (2005).

Espécies	Modos reprodutivos	Parques						Número de parques em que a espécie ocorre
		APS	CTF	JC	JR	MB	RMB	
<b>Bufonidae</b>								
<i>Rhinella pombali</i>	1	2	0	16	0	126	20	4
<b>Brachycephalidae</b>								
<i>Ischnocnema juipoca</i>	23	3	0	0	0	0	0	1
<b>Craugastoridae</b>								
<i>Haddadus binotatus</i>	23	1	0	1	0	0	0	2
<b>Cycloramphidae</b>								
<i>Odontophrynus cultripes</i>	1 e 2	6	0	0	0	6	4	3

<i>Proceratophrys boiei</i>	1 e 2	0	0	0	0	0	1	1
<b>Hylidae</b>								
<i>Bokermannohyla gr. circumdata</i>	4	0	0	1	0	0	1	2
<i>Dendropsophus minutus</i>	1	0	123	0	0	0	0	1
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	1	0	6	0	0	0	4	2
<i>Hypsiboas faber</i>	4	0	0	0	0	3	24	2
<i>Hypsiboas lundii</i>	4	0	0	0	1	3	0	2
<i>Hypsiboas polytaenius</i>	1	0	32	0	0	0	10	2
<i>Hypsiboas aff. perereca</i>	1	0	0	0	0	0	9	1
<i>Scinax fuscovarius</i>	1	0	2	0	0	0	1	2
<i>Scinax longilineus</i>	1	7	0	35	0	0	5	3
<b>Leiuperidae</b>								
<i>Physalaemus cuvieri</i>	11	0	26	0	0	0	0	1
<b>Leptodactylidae</b>								
<i>Leptodactylus fuscus</i>	30	0	4	0	0	0	0	1
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	13	0	4	1	7	0	0	3
<i>Leptodactylus latrans</i>	11	0	9	0	0	0	0	1
<b>Abundância total</b>		19	206	54	8	138	79	

Os únicos parques que apresentaram similaridade relativamente alta entre si foram Jacques Cousteau e Aggeo Pio Sobrinho (73%), de acordo com o índice de Morisita-Horn. Os demais apresentaram similaridades relativamente baixas ou nulas (tabela 4).

Tabela 4: Matriz de similaridade (Morisita-Horn) entre os parques municipais de Belo Horizonte, MG: Aggeo Pio Sobrinho (APS), Carlos Tavares de Faria (CTV), Jacques Cousteau (JC), Julien Rien (JR), Mata das Borboletas (MB) e Roberto Burle Marx (RBM).

	APS	CTV	JC	JL	MB
CTV	0,000				
JC	0,739	0,001			
JR	0,000	0,025	0,026		
MB	0,209	0,001	0,408	0,003	
RBM	0,318	0,069	0,349	0,000	0,495

O dendrograma evidencia três agrupamentos: entre os parques Aggeo Pio Sobrinho e Jacques Cousteau, entre os parques Mata das Borboletas e Roberto Burle Marx e entre os parques Julien Rien e Carlos de Faria Tavares. Os parques Julien Rien e Carlos Faria de Tavares foram agrupados separadamente por exibirem uma similaridade baixa com todos os demais parques, além de exibirem uma baixa similaridade entre eles (figura 16).

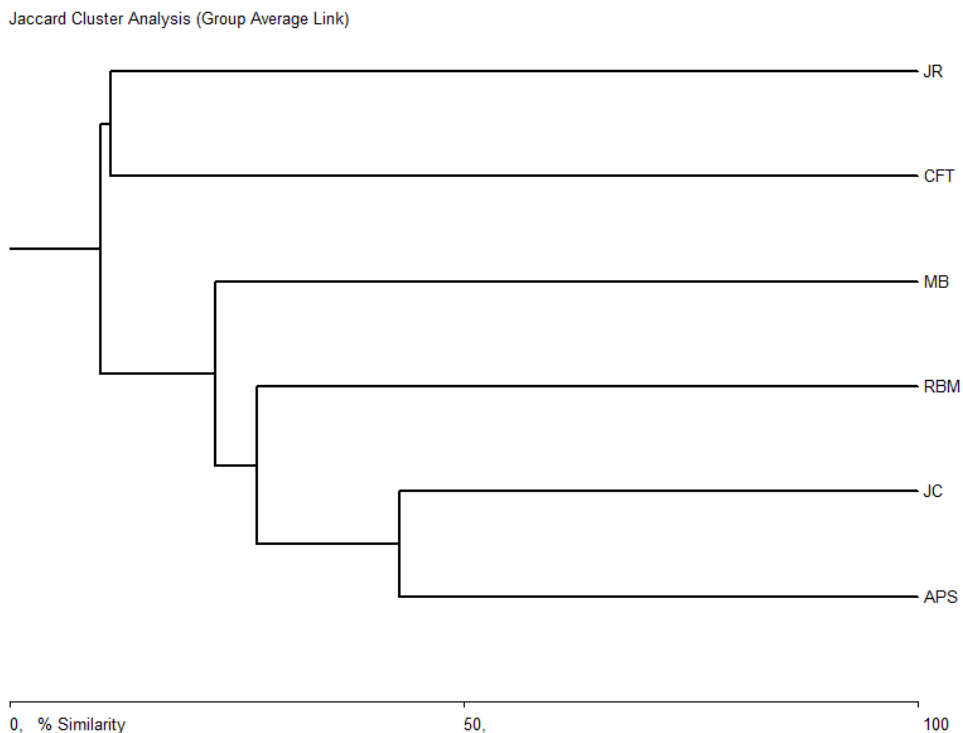


Figura 16: Análise de agrupamento. Coeficiente de Jaccard ( $cc = 0,98$ ). Parques municipais de Belo Horizonte, MG: Aggeio Pio Sobrinho (APS), Carlos Faria de Tavares (CFT), Jacques Cousteau (JC), Julien Rien (JR), Mata das Borboletas (MB) e Roberto Burle Marx (RBM).

A regressão múltipla mostrou resultados não significativos para as relações entre abundância e áreas ( $F = 0,185$ ;  $r = 0,466$ ,  $p = 0,898$ ), riqueza e áreas ( $F = 1,467$ ,  $r = 0,829$ ,  $p = 0,430$ ) e diversidade e áreas ( $F = 2,213$ ;  $r = 0,768$ ,  $p = 0,326$ ) (tabela 5).

Tabela 5: Sumário das regressões múltiplas entre as variáveis dependentes: diversidade, riqueza e abundância com os componentes de paisagem (variáveis independentes) área total, área vegetada e área dos corpos d'água.

Variável dependente		Beta	Std. Err. Of Beta	B	Std. Err. Of B	t(2)	p-level
<i>Diversidade</i>	Intercept			2,168	0,617	3,513	0,072
	Área total	10,151	4,007	0,000	0,000	2,534	0,127
	Área vegetada	-9,998	3,915	0,000	0,000	-2,554	0,125
	Área água	-0,671	0,437	-0,001	0,000	-1,538	0,264
<i>Riqueza</i>	Intercept			4.545	1,835	2,477	0,191
	Área total	9,663	4,655	0,000	0,000	2,076	0,173
	Área vegetada	-9,500	4,545	0,000	0,000	-2,088	0,172
	Área água	-0,461	0,507	-0,002	0,002	-0,909	0,459
<i>Abundância</i>	Intercept			114,228	74,930	1,524	0,266
	Área total	-0,772	7,367	0,000	0,002	-0,105	0,926
	Área vegetada	0,281	7,200	0,000	0,002	0,039	0,972
	Área água	0,075	0,803	0,009	0,100	0,093	0,934



Para verificar se alguma das variáveis possuía influência de maneira isolada na determinação da abundância, riqueza ou diversidade, foram feitos tratamentos considerando cada uma das variáveis separadamente. Nenhum dos tratamentos se mostrou significativo (tabela 6).

Tabela 6: Regressões lineares entre as variáveis dependentes: diversidade, riqueza e abundância e os componentes de paisagem (variáveis independentes) área total, área vegetada e área dos corpos d'água.

Variável dependente		r <sup>2</sup>	DF	F	P
<i>Diversidade</i>	Área Total	0,006	1,291	0,029	0,886
	Área Vegetada	0,021	1,281	0,087	0,782
	Área dos corpos d'água	0,127	1,286	0,051	0,831
<i>Riqueza</i>	Área Total	0,003	3,312	0,001	0,971
	Área Vegetada	0,003	3,307	0,012	0,915
	Área dos corpos d'água	0,005	3,303	0,023	0,885
<i>Abundância</i>	Área Total	0,214	75,797	1,088	0,356
	Área Vegetada	0,213	75,873	1,077	0,358
	Área dos corpos d'água	0,021	84,586	0,085	0,785

#### 4 DISCUSSÃO

Anuros são frequentemente considerados indicadores de qualidade ambiental, e estudos apontam para uma associação negativa entre a presença de anfíbios e o uso do ambiente urbano (Knutson *et al.*, 1999; Lehtinen *et al.*, 1999). Isso se deve ao fato de áreas urbanas serem consideradas pouco propícias a manutenção desse grupo devido à conversão de ambientes em construções para benefício humano (*e.g.* estradas, edificações e usos industriais) que provocam o aumento do escoamento superficial e consequente aporte de nutrientes e poluentes levando a mudanças na hidrologia; erosão e sedimentação de corpos d'água; aumento na frequência de fogos; predação por gatos e cachorros, além de outros fatores que alteram a capacidade de sobrevivência dos anfíbios (Kerby & Kats, 1998; Knutson *et al.*, 1999; Riley *et al.*, 2005). No entanto, como confirmado por esse trabalho, é possível observar a presença desse grupo em parques urbanos, mesmo que esses sejam pequenos e rodeados por uma grande matriz antropizada. Geralmente, anfíbios, especialmente as espécies mais terrestres, são encontradas em fragmentos de habitats propícios a sua permanência, cercados de condições frequentemente desfavoráveis (Sinsch, 1990), assim, parâmetros ecológicos como diversidade, riqueza e abundância parecem ser melhores indicadores de qualidade ambiental do que a simples presença e ausência de espécies.

Apesar dos requerimentos específicos, a plasticidade de algumas espécies de anuros permite que essas colonizem ambientes considerados pouco favoráveis, incluindo aqueles modificados pela ação humana como áreas cimentadas, sejam elas alagadas ou não, calhas, fontes e lagoas artificiais, ambientes com vegetação exótica, valas de escoamento de água e bueiros, etc. (*e.g.* Khan, 1990; Ávila & Ferreira, 2004; Oyamaguchi, 2006), evidenciando que as espécies podem ser afetadas de maneira distinta pelas alterações na paisagem decorrentes das atividades antrópicas (Marsh & Trenham, 2001; Swihart *et al.*, 2003; Rubbo & Kiezecker, 2005) (figuras 17, 18, 19 e 20).



Figura 17: Calhas cimentadas no parque municipal Julien Rien, Belo Horizonte, Minas Gerais.



Figura 18: Lagoa artificial no parque municipal Roberto Burle Marx, Belo Horizonte, Minas Gerais.



Figura 19: Lagoa artificial cimentada no parque municipal Roberto Burle Marx, Belo Horizonte, Minas Gerais.

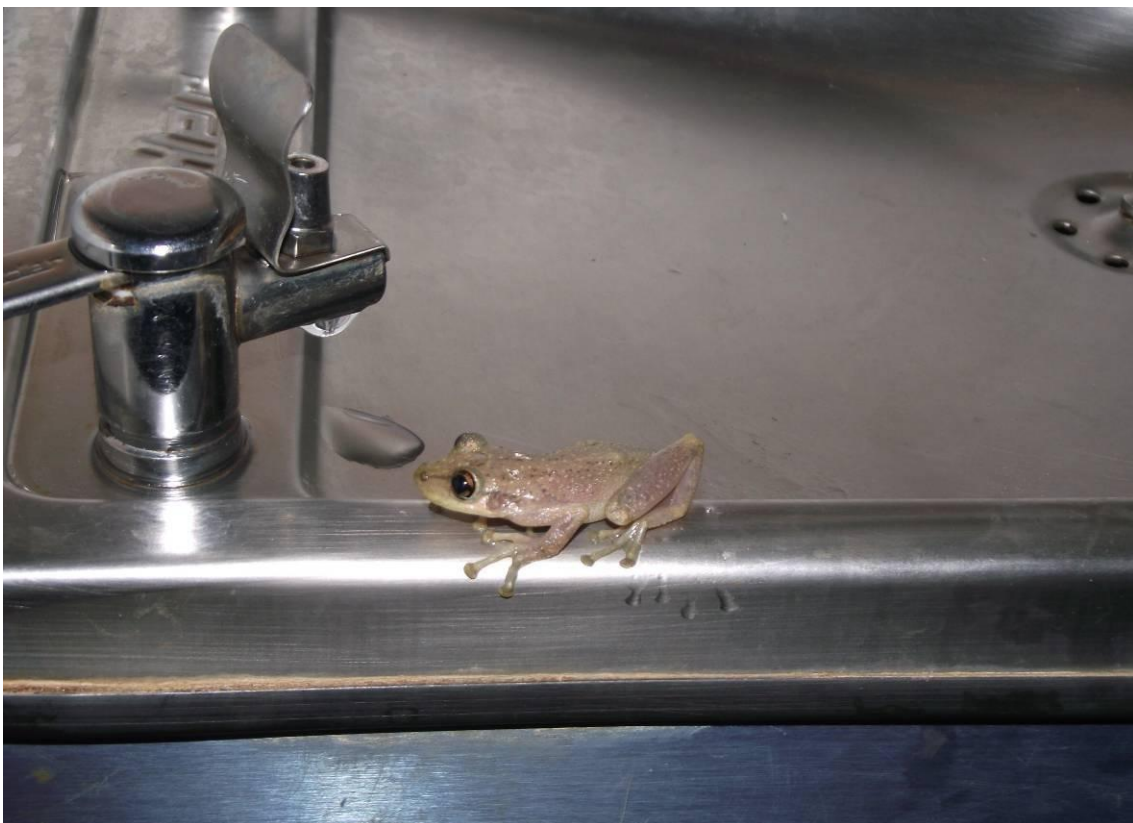


Figura 20: *Scinax* aff. *perereca* utilizando um bebedouro como habitat no parque municipal Roberto Burle Marx, Belo Horizonte, Minas Gerais.

A maioria das espécies encontradas no presente trabalho pode ser considerada generalista quanto ao uso do ambiente, ocupando áreas florestais, bordas de matas e áreas abertas (e.g. *D. minutus*, *H. albopunctatus*, *H. faber*, *H. polytaenius*, *O. cultripes*, *P. cuvieri*, *S. fuscovarius*) (Brasileiro *et al.*, 2005; Uetanabaro *et al.*, 2007; Brandão & Araujo, 2008), sendo também encontradas em áreas antropizadas (Grandinetti & Jacobi, 2005; Vaz-e-Silva *et al.*, 2007; Rodrigues *et al.*, 2008; Vadujo *et al.*, 2009). Outras espécies (eg. *L. fuscus*, *L. labyrinthicus*, e *L. latrans*) são típicas de ambientes abertos (Dixo & Verdade, 2006) e frequentemente encontradas em ambientes influenciados pela ocupação humana (Grandinetti & Jacobi, 2005; Rodrigues *et al.*, 2008). *Ischnocnema juipoca*, *Scinax longilineus* e *Rhinella pombali*, apesar de serem consideradas associadas a ambientes florestais por alguns autores (Dixo e Verdade, 2006; Giaretta & Facure, 2008; Galdino *et al.*, 2008; Vadujo *et al.*, 2009), têm sido encontradas em ambientes abertos (Haddad, 1998; São Pedro & Feio, 2010; Xavier & Napoli, 2011) e antropizados (São Pedro & Feio, 2010). A ocorrência dessas espécies nesses ambientes urbanos indica que mesmo ambientes pouco adequados podem ser utilizados para a permanência de populações, e que algumas espécies podem ser mais resistentes ao desenvolvimento urbano, ampliando a necessidade de maiores estudos a respeito da ecologia e conservação dessas espécies.

Espécies exclusivamente florestais e altamente dependentes das florestas de galeria (e.g. *Bokermannohyla gr. circumdata*, *Haddadus binotatus*, *Hypsiboas lundii* e *Proceratophrys boiei*) (Brasileiro *et al.*, 2005; Zina *et al.*, 2007) são mais sensíveis ao desmatamento e por isso, foram registradas exclusivamente em parques específicos. *Bokermannohyla gr. circumdata* foi encontrada nos parques Roberto Burle Marx, que possui conexão a outras áreas preservadas, e *Jacques Cousteau*, possivelmente por deter uma área total grande, uma grande extensão de riacho e uma preservada mata de galeria. *Haddadus binotatus* foi encontrado nos parques Aggeo Pio Sobrinho e Jacques Cousteau, associado a matas de galeria relativamente preservadas ao longo dos riachos. *Hypsiboas lundii* foi encontrada nos parques Mata das Borboletas e Julien Rien, com poucos registros (n = 4 e n = 1, respectivamente). Ambos os parques possuem uma pequena área total (0,034 km<sup>2</sup> e 0,597 km<sup>2</sup>, respectivamente) e apresentam uma expressiva alteração no seu entorno (presença de muitos prédios ao

redor dos parques e de muitas construções que carregam lixo para dentro desses), diante disto, a manutenção dessas populações pode ser prejudicada. *Proceratophrys boiei* foi encontrada apenas no parque Roberto Burle Marx, sendo que sua ocorrência, possivelmente associada à conexão do mesmo com outros ambientes conservados no entorno, ou ainda, a baixa ocorrência e abundância nas localidades amostradas pode ser reflexo do limite da distribuição geográfica da espécie (Prado & Pombal Jr., 2008). A presença dessas espécies consideradas mais sensíveis reforça o papel dos parques urbanos enquanto potenciais fontes de conservação para as espécies de anfíbios, sendo necessário o manejo adequado para a manutenção dessas populações.

Visto que a heterogeneidade ambiental, especialmente aquela relacionada à diversidade de ambientes reprodutivos, está associada à riqueza de espécies (Atauri & De Lucio, 2001), a maior quantidade e diversidade de habitats disponíveis para reprodução parece estar associada a maior riqueza encontrada no parque Roberto Burle Marx. Porém, tal correlação não pode ser feita nos demais parques, indicando que apesar de características do ambiente serem melhores preditoras da presença das espécies ou de suas abundâncias, as características da paisagem no entorno possuem influência complementar (Mazerolle & Villard, 1999; Pope *et al.*, 2000). O parque Roberto Burle Marx, apesar de não possuir a maior área total e ainda possuir a maior porcentagem de área construída dentre os demais parques, parece apresentar a maior riqueza em virtude da conexão com Áreas de Proteção Especial (Reserva da Copasa) e com a Serra do Curral, sendo parte do complexo ecológico do Rola Moça. Assim, como o entorno do parque é caracterizado por uma área preservada onde processos de dispersão e migração são mantidos, tal fato pode elucidar o padrão de riqueza encontrado. Tais dados, *a priori*, contradizem outros estudos (Pineda & Hallfater, 2004; Bell & McDonnelly, 2006) que afirmam que a área é mais importante para explicar a riqueza do que o isolamento. No entanto, é necessária uma maior investigação a respeito desses processos.

A diversidade de ambientes reprodutivos é um reflexo das características ambientais (Duellman & Trueb, 1994). O parque com a maior diversidade de modos reprodutivos, classificados de acordo com Haddad & Prado (2005) foi o parque Carlos Faria de Tavares, já o parque Julien Rien apresentou a menor diversidade (tabela 3). A

maioria dos modos reprodutivos são generalizados (modo 1, 2 e 4) ou adaptados a dissecação (modos 11, 13 e 30). Esse padrão pode ser atribuído à predominância de espécies típicas de áreas abertas e antropizadas. A baixa diversidade de modos reprodutivos registrados para a totalidade de parques podem indicar um reflexo das limitações impostas ao uso de habitats pelas espécies, sendo então refletido na baixa riqueza encontrada para os parques. A ocorrência de modos reprodutivos especializados (modo 23, eg. *Ischnocnema juipoca* e *Hadaddus binotatus*) só ocorreu em parques com matas ciliares mais preservadas sugerindo que a melhor preservação dos parques pode favorecer a presença de mais espécies dentro dos mesmos.

A matriz ao redor de fragmentos em ambientes modificados pode apresentar um efeito difuso nas comunidades de vertebrados que ocupam esses fragmentos (Gascon *et al.*, 1999), e dependendo de sua composição, aumenta o isolamento entre os fragmentos, diminuindo a riqueza de espécies. Ao redor dos parques municipais Aggeo Pio Sobrinho, Carlos de Faria Tavares, Jacques Cousteau, Julien Rien e Mata das Borboletas, observamos uma matriz composta de prédios, casas, e estradas (figuras 21 e 22), que aumentam o isolamento entre áreas susceptíveis, dificultando a migração de organismos e diminuindo a riqueza, o que contribui para a mortalidade dos anfíbios (*e.g.* Fahrig *et al.*, 1995; Vos & Chardon, 1998; Parris, 2006). Além disso, é esperado que as espécies sejam perdidas com o aumento do tempo de isolamento como consequência da diminuição da migração ou da quantidade e qualidade de habitats disponíveis (Gonzalez, 2000). Uma vez que os parques Aggeo Pio Sobrinho, Carlos de Faria Tavares, Jacques Cousteau, Julien Rien e Mata das Borboletas encontram-se completamente isolados de outras áreas favoráveis a ocorrência dos anfíbios, a menor riqueza observada nos mesmos pode ser o resultado do maior tempo de inserção na matriz antrópica.



Figura 21: Vista do interior do parque municipal Aggeo Pio Sobrinho, Belo Horizonte, MG, mostrando as construções ao redor do parque.



Figura 22: Vista do interior do parque municipal Mata das Borboletas, Belo Horizonte, MG, mostrando as construções ao redor do parque.



Embora o parque Roberto Burle Marx apresente a maior riqueza dentre os parques analisados, esse apresenta uma riqueza menor que a do parque das Mangabeiras, outro parque municipal, pertencente à bacia do Arrudas e relativamente próximo ao primeiro. O parque das Mangabeiras foi objeto de estudo de Nascimento (1991) que encontrou 16 espécies de anfíbios e dados de museus revelam uma riqueza de 23 espécies. Essa diferença na riqueza pode ser devido ao maior tempo amostrado por Nascimento e demais colaboradores ou devido à estrutura desse parque. Com cerca de 3,37 km<sup>2</sup> de área total e área construída limitada a algumas áreas próximas às portarias, podemos dizer que esse possui uma área vegetada maior que o parque Roberto Burle Marx, o que pode ser um dos fatores responsáveis pela diferença observada.

A maioria dos estudos indica uma associação negativa entre a abundância e a urbanização e seus efeitos associados (Knutson *et al.*, 1999; Foster *et al.*, 2004; Price *et al.*, 2006). As maiores abundâncias, encontradas nos parques municipais Carlos de Faria de Tavares e Mata das Borboletas, foram, provavelmente, associadas às espécies que compõem a comunidade dos mesmos. Em ambos, a abundância foi altamente influenciada pela ocorrência de espécies comuns. No parque Carlos Faria de Tavares, a maior abundância encontrada para *Dendropsophus minutus* evidencia como espécies altamente generalistas podem ser beneficiadas pelo processo de urbanização, por serem capazes de ocupar ambientes menos preservados (*e.g.* Grandinetti & Jacobi, 2005; Conte & Machado, 2005). Já no parque Mata das Borboletas, a abundância foi influenciada por um dos meses de coleta (agosto/2011) que coincidiu com a explosão reprodutiva de *Rhinella pombali*.

A similaridade entre as comunidades pode estar associada a respostas geográficas, como proximidade entre as áreas, ou a características comuns dos ambientes (Hillers *et al.*, 2008). Ainda, a similaridade entre a composição de espécies e abundância relativa dos parques foi alta apenas entre os parques Jacques Cousteau e Aggeo Pio Sobrinho, provavelmente devido a características dos parques. Ambos são compostos por riachos grandes circundados por uma mata ciliar relativamente preservada. Portanto, as características do meio são fundamentais para a permanência de espécies com determinados requerimentos ecológicos (*e.g.* *Haddadus binotatus*).

A regressão múltipla indicou que os parâmetros selecionados não foram correlacionados com as abundâncias, riquezas ou diversidades encontradas, o que pode indicar, como já discutido anteriormente, que diversidade e riqueza devem ser mais influenciadas por outros parâmetros ambientais como proximidade com outras áreas preservadas e quantidade e diversidade de corpos d'água disponíveis para sobrevivência e reprodução. Essas hipóteses deverão ser testadas posteriormente com a análise de um número maior de parques, e avaliando-se os efeitos da distância entre as áreas e dos tipos de corpos d'água disponíveis.

#### **4.1 OBSERVAÇÕES E IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO EM AMBIENTES ANTROPIZADOS**

Durante o período de amostragem pode-se perceber que os anfíbios anuros conseguem ocupar diferentes habitats, mesmo aqueles considerados pouco adequados. Espécies com maiores requerimentos ecológicos foram, provavelmente, excluídas da fauna da cidade de Belo Horizonte com o avanço da urbanização. Dados obtidos em diferentes museus e coleções brasileiras (Leite, 2011 in prep.) revelam 38 espécies de anuros com ocorrência em Belo Horizonte, enquanto o presente estudo registra 18 espécies. Tal diferença pode ser associada à exclusão de algumas dessas espécies devido ao processo de urbanização, fragmentação e modificação de ambientes, a exemplo de *Ameerega flavopicta* e *Adenomera cf. thomei*, encontradas até a década de 1960 no parque das Mangabeiras (registros de Ângelo Machado no MZUSP), não mais registradas na área.

A preservação dos corpos d'água e da mata remanescente nos parques é um fator de suma importância para a conservação das populações que ali habitam. Em dois dos parques visitados tivemos contato com manejos inadequados para a manutenção das espécies. No parque Mata das Borboletas há uma série de construções de prédio ao redor do mesmo, e essas geram lixos e frequentes desabamentos de terra com entulho para dentro do parque (figura 23). Mesmo que haja medidas de compensação impostas pelas políticas públicas, é necessário uma maior fiscalização e impedimento de obras nesses locais, uma vez que os impactos gerados afetam as comunidades e essas levam um tempo considerável para se

reestabelecerem. No parque Roberto Burle Marx foi observado o manejo das árvores ao redor da maior lagoa do parque (figura 24). A retirada da vegetação ao redor dessa provocou o deslocamento de espécies arborícolas (*H. faber* e *H. polytaenius*) para outras áreas de vegetação, menos próximas à água, levando, provavelmente a uma diminuição dessas populações.



Figura 23: Entulho encontrado no parque municipal Mata das Borboletas, Belo Horizonte, MG, após o desabamento de terra gerado pela construção de um prédio no entorno no parque.



Figura 24: Lagoa no parque municipal Roberto Burle Marx, Belo Horizonte, MG, após o manejo das árvores ao redor.

O parque com a menor riqueza observada, Julien Rien, é um exemplo de como o lazer e o bem estar humano parecem estar mais associados à construção desses parques do que a própria conservação do meio ambiente. O parque é circundado de prédios e ruas, sendo, conseqüentemente, muito influenciado pela ação humana (figura 25). É composto por várias escadarias e áreas cimentadas, e ainda, as áreas de vegetação são, em sua maioria, composta por árvores exóticas. Tal parque suporta apenas duas espécies, *L. labyrinthicus* ( $n = 7$ ) e *H. lundii* ( $n = 1$ ), sendo provável a extinção local da segunda devido à baixa abundância populacional observada. Os demais parques, apesar de possuírem uma área construída menor e serem compostos por remanescentes da vegetação original, também têm suas populações ameaçadas pelo manejo inadequado, como corte de árvores ao redor dos corpos d'água, poluição dos córregos e das áreas de vegetação (figura 26) e queima das áreas para retirada de ervas daninhas.



Figura 25: Vista interna do parque municipal Julien Rien, Belo Horizonte, MG, mostrando parte da área cimentada do parque.



Figura 26: Poluição no parque Carlos Faria de Tavares, Belo Horizonte, MG.

No início do trabalho, o parque municipal Américo Renné Giannetti estava incluído nas amostragens, porém, durante seis meses de amostragem (três campanhas na estação chuvosa e três campanhas na estação seca) não foram encontrados anfíbios anuros. Assim, tal parque foi excluído das amostragens e das análises e foi considerado como tendo riqueza igual à zero. Esse parque encontra-se no centro de Belo Horizonte, altamente inserido dentro da matriz urbana, sendo intensamente manejado e com a maioria das espécies existentes introduzidas após sua implantação (PBH, 2012g). Portanto, se basearmos a parques como Julien Rien que se encontra em uma situação semelhante ao parque Américo Renné Giannetti, temos uma previsão pouco otimista para as populações remanescentes. Deste modo, o manejo dos parques e a estrutura dos mesmos nos âmbitos locais e de paisagem devem ser considerados para a conservação dessas populações que ocupam parques urbanos.

Apesar da baixa riqueza de espécies encontrada nos parques, a manutenção dessas populações é importante para entendermos o processo de fragmentação e urbanização e seus efeitos nas populações de anfíbios. Assim, podemos concluir que, a conservação da anurofauna dos parques urbanos de Belo Horizonte depende, não somente de habitats adequados para a sobrevivência e reprodução, mas de um manejo adequado dos parques e educação ambiental para com os usuários e funcionários dos mesmos.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os ambientes urbanos, apesar de possuírem características frequentemente consideradas inadequadas para a ocupação da anurofauna podem ser utilizados por diferentes espécies de anfíbios. Mesmo as espécies consideradas menos generalistas podem se adaptar a esses ambientes graças à plasticidade. No entanto, a manutenção das populações remanescentes depende de um manejo adequado dos parques e de ações que envolvam minimizar os impactos causados pelo entorno. O registro de espécies consideradas mais sensíveis (e.g. *Haddadus binotatus*) evidencia o papel dos parques para a conservação dos anfíbios.

É clara a importância das características do entorno dos parques para a manutenção das populações. O parque considerado de maior diversidade e riqueza (parque municipal Roberto Burle Marx) detêm essa posição provavelmente, devido a sua conexão com outras áreas de proteção e a características do próprio parque, como grande disponibilidade e diversidade de ambientes reprodutivos.

Parques mais isolados e mais inseridos em uma matriz antropizada são menos diversos, refletindo a relação negativa entre antropização e riqueza de anfíbios. Tal fator deve estar relacionado ao tempo de isolamento das áreas que atua dificultando a dispersão e migração dos indivíduos e favorecendo a extinção local devido a processos pontuais.

A similaridade entre as comunidades foi alta entre apenas dois parques (Jacques Cousteau e Aggeio Pio Sobrinho), refletindo características comuns dos mesmos, como presença de grandes riachos circundados por uma relativamente preservada mata ciliar.

## 6 REFERÊNCIAS

- Atauri, J.A. & De Lucio, J.V. 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landsc Ecol.* 16: 147-159.
- Ávila, R.W. & Ferreira, V.L. 2004. Riqueza e densidade de vocalizações de anuros (Amphibia) em uma área urbana de Corumbá, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Rev Bras Zool.* 21(4): 877-891.
- Baldissera Jr., F.A., Caramaschi, U. & Haddad, C.F.B., 2004, Review of the *Bufo crucifer* species group, with descriptions of two new related species (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Arq Mus Nac.* 62 (3): 255-282.
- Beebee, T.C. & Griffiths, R.A. 2005. The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology?. *Biol Conserv*, 125: 271-285
- Bell, K.E. & McDonnelly, M.A. 2006. Influence of forest fragmentation on community structure of frogs and lizards in Northeastern Costa Rica. *Conserv Biol.* 20 (60): 1750-1760.
- Bertoluci, J. & Rodrigues, M.T. 2002. Seasonal patterns of breeding activity of Atlantic Rainforest anurans at Boracéia, Southeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia.* 23: 161-167
- Blaustein, A.R., Chivers, D.P., Kats, L.B. & Kiesecker, J.M. 2000. Effects of ultraviolet radiation on locomotion and orientation in Roughskin newts (*Taricha granulose*). *Ethology*, 106: 227-234.
- Blaustein, A.R., Wake, D.B. & Sousa, W.P. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conserv Biol.* 8(1):60–71.
- Bonin, J., DesGranges, J.-L., Bishop, C.A., Rodrigue, J., Gendron, A. & Elliott, J.E., 1995, Comparative study of contaminants in the mudpuppy (amphibia) and the common snapping turtle (reptilia), St. Lawrence River, Canada. *Arch Environ Con Tox.* 28(2): 184-194
- Bowne, D.R. & Bowers, M. 2004. Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review. *Landscape Ecol.* 19(1):1-20.
- Brandão, R.A. & Araujo, A.F.B. 2008. Changes in Anuran Species Richness and abundance resulting from Hydroelectric dam flooding in Central Brasil. *Biotropica.* 40 (2): 263-266.
- Brasileiro, C.A., Sawaya, R.J., Kiefer, M.C. & Martins, M., 2005, Amphibians of an open Cerrado fragment in southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 5(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN00405022005>. Último acesso em 31/03/2012.
- Bridges, C.M. & Semlitsch, R.D. 2000. Variation in pesticide tolerance of tadpoles among and within species of ranidae and patterns of amphibian decline. *Conserv Biol.* 14(5): 1490-1499.



- Broomhall, S.A., Osborne, W.S. & Cunningham, R.B. 2000. Comparative effects of ambient ultraviolet-B radiation on two sympatric species of Australian frogs. *Conserv Biol.* 14(2): 420-427.
- Canelas, M.A.S. & Bertoluci, J. 2007. Anurans of Serra do Caraça, southeastern Brazil: species composition and phonological patterns of calling activity. *Iheringia.* 91 (7): 21-26.
- Carr, L.W. & Fahrig, L. 2001 Effect of traffic on two amphibian species of differing vagility. *Conserv Biol.* 15(4): 1071-1078.
- Colli, G.R., Accacio, G.M., Antonini, Y., Constantino, R., Franceschinelli, E.V., Laps, R.R., Scariot, A., Vieira, M.V. & Wiederhecker, H.C. 2003. A fragmentação dos ecossistemas e a biodiversidade brasileira: uma síntese. In Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas (Rambaldi, D.M. & Oliveira, D.A.S., eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília. p. 312-324.
- Colwell, R. & Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philos T Roy Soc B.* 345: 101-118.
- Colwell, R.K. 2009. EstimateS, Versão 8.2: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples (Software and User's Guide).
- 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. *Rev Bras Zool.* 22 (4): 940-948.
- Crump, M.L. & Scott Jr., N.J. 1994. Visual encounter surveys. In Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians (Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L.A.C., Foster, M.S., eds). Smithsonian Institution Press, Washington D.C. p. 84-92.
- Cunningham, A.A., Langton, T.E.S., Bennett, P.M., Lewin, J.F., Drury, S.E.M., Gough, R.E. & MacGregor, S.K. 1996. Pathological and microbiological findings from incidents of unusual mortality of the common frog (*Rana temporaria*). *Philos T Roy Soc B.* 351(1347): 1539-1557.
- Cushman, S.A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biol Conserv.* 128: 231-240.
- Davidson, C., Shaffer, H.B. & Jennings, M.R. 2001 Declines of the California Red-legged frog: Climate, UV-B, Habitat, and Pesticides Hypotheses. *Ecol Appl.* 11(2): 464-479.
- Delis, P.R., Musginsky, H.R. & McCoy, E.D. 1996. Decline of some West-central Florida anuran populations in response to habitat degradation. *Biodivers Conserv.* 5(12): 1579-1595.
- Dixo, M. & Verdade, V.K. 2006. Herpetofauna de Serrapilheira da Reserva de Morro Grande, Cotia (SP). *Biota Neotrop* 6(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00806022006>. Último acesso em 31/03/2012.

- Duellman, W.E. & Trueb, L. 1994. Biology of amphibians. The Johns Hopkins University Press, Estados Unidos da América.
- Duellman, W.E., 1978. The biology of an Equatorial Herpetofauna in Amazonian Ecuador. Misc. publ. Univ. Kans. Mus. Nat. Hist. 65: 1-352.
- Dupuis, L. & Steventon, D. 1999. Riparian management and the tailed frog in northern coastal forests. *Forest Ecol Manag.* 124: 35-43.
- Dupuis, L.A.; Smith, J.; Bunnell, F. 1994. Relation of terrestrial-breeding amphibian abundance to tree-stand age. *Conserv Biol.* 9: 645-653.
- Fahrig, L., Pedlar, J.H., Pope, S.E., Taylor, P.D. & Wegner, J.F. 1995 Effect of road traffic on amphibian density. *Biol Conserv.* 73: 177-182.
- Ficetola, G.F. & De Bernardi, F. 2004. Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biol Conserv.* 119: 219-230.
- Findlay, C.S. & Houlahan, J. 1997 Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conserv Biol.* 11(4): 1000-1009.
- Foster, B.J., Sparks, D.W. & Duchamp, J.E. 2004. Urban Herpetology II: amphibians and reptiles of the Indianapolis airport conservation lands. *Proc Indiana Acad Sci.* 113(1): 53-59.
- Galdino, C.A.B., Carvalho Jr., R.R., Noronha e Menezes, M.A.V. & Nascimento, L.B. 2008. Habitat use by a tree frog species of Scinax (Amphibia, Hylidae) at an urban forest fragment from south-eastern Brazil. *Iheringia.* 98(3): 412-415.
- Gascon, C., Lovejoy T.E., Bierregaard Jr., R.O., Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M. & Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biol Conserv.* 91: 223-229.
- Giaretta, A.A. & Facure, K.G., 2008, Reproduction and habitat of ten Brazilian frogs (Anura). *Contemp Herpetol.* 2008(3): 1-4.
- Gibbs, J.P., 1998. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecol.* 13:263-268.
- Gonzalez, A. 2000. Community relaxation in fragmented landscapes: the relation between species richness, area and age. *Ecol Lett.* 3: 441-448.
- Grandinetti, L. & Jacobi, C.M. 2005. Distribuição estacional e especial de uma taxocenose de anuros (Amphibia) em uma área antropizada em Rio Acima – MG. *Lundiana.* 6(1): 21-28.
- Guerry, A.D. & Hunter Jr, M.L. 2002. Amphibian Distributions in a Landscape of Forests and Agriculture: an Examination of Landscape Composition and Configuration. *Conserv Biol.* 16(3):745-754.
- Haddad, C.F.B. & Prado, C.P.A. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *BioScience.* 55(3): 207-217.

- Haddad, C.F.B. 1998. Biodiversidade de anuros do Estado de São Paulo. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Síntese do conhecimento ao final do século XX (Castro RMC, ed). Editora Fapesp: São Paulo. 6: 17-26.
- Harte, J. & Hoffman, E. 1989. Possible effects of acidic deposition on a rocky mountain population of the tiger salamander *Ambystoma tigrinum*. *Conserv Biol.* 3(2): 149-158.
- Hazell, D. 2003. Frog ecology in modified Australian landscapes: a review. *Wildlife Res*, 30: 193-205.
- Hecnar, S.J. 1995. Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from southern Ontario. *Environ Toxicol Chem.* 14(12): 2131-2137.
- Heyer, W.R. & Berven, K.A. 1972. Species diversities of Herpetofaunal samples from similar microhabitats at two tropical sites. *Ecology.* 54(3): 642-645.
- Hillers, A., Veith, M. & Rodel, M. 2008 Effects of forest fragmentation and habitat degradation on west African leaf-litter frogs. *Conserv Biol.* 22(3): 762-772.
- Horn, H.S. 1966. Measurement of "Overlap" in comparative ecological studies. *Am Nat.* 110 (914): 419-424.
- Hortal, J., Borges, P.A.V. & Gaspar, C. 2006. Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *J Anim Ecol.* 75: 274-287.
- Houlahan, J.E. & Findlay, C.S. 2003. The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. *Can J Fish Aquat Sci.* 60: 1078-1094.
- Houlahan, J.E., Findlay, C.S., Schmidt, B.R., Meyer, A.H. & Kuzmin, S.L. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature.* 404:752-755.
- IUCN (International union for Conservation of nature), 2010, Red List of threatened species. <http://www.iucnredlist.org>. Último acesso em 30/03/2012.
- Johnson, P.T.J., Lunde, K.B., Ritchie, E.G. & Launer, A.E. 1999. The effect of trematode infection on amphibian limb development and survivorship. *Science.* 284: 802-804.
- Kerby, J.L. & Kats, L.B. 1998. Modified interactions between salamander life stages by wildfire-induced sedimentation. *Ecology.* 79(2): 740-745.
- Khan, M.S. 1990. The impacts of human activities on the status and distribution of amphibians in Pakistan. *Hamdryad.* 15(1): 21-24.
- Kiesecker, J.M., Blaustein, A.R. & Belden, L.K. 2001. Complex causes of amphibian population declines. *Nature.* 410: 681-684.
- Kinzig, A.P. & Grove, J.M. 2001. Urban-suburban ecology. In *The Encyclopedia of Biodiversity* (Levin, S.A., Ed). Academic Press. San Diego.
- Knutson, M.G., Sauer, J.R., Olsen, D.A., Mossman, M.J., L.M., Hemesath & Lannoo, M.J. 1999. Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA. *Conserv Biol.* 13(6):1437-1446.

- Knutson, M.G.; Richardson, W.B.; Reineke, D.M.; Gray, B.R.; Parmelee, J.R. & Weick, S.E. 2004. Agricultural pounds support amphibian populations. *Ecol Appl.* 14(3): 669-684.
- Krebs, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. Menlo Park, Addison Waley Longman Inc.
- Lehtinen, R.M., Galatowitsch, S.M. & Tester, J.R. 1999. Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. *Wetlands*. 19(1): 1-12.
- Lips, K.R. 1999. Mass mortality and population declines of anurans at an upland site in western Panama. *Conserv Biol.* 13(1): 117-125.
- Machado, R.B., Ramos Neto, M.B., Pereira, P.G.P., Caldas, E., Gonçalves, D.A., Nazareno, S.S., Tabor, K. & Steininger, M. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. *Conservação Internacional: Brasília*.
- Magurran, A.E. 2004, *Measuring Biological Diversity*, Blackwell Science, Malden, MA, USA.
- Marsh, D.M. & Pearnan, P.B. 1997. Effects of habitat fragmentation on the abundance of two species of Leptodactylid frogs in an Andean montane forest. *Conserv Biol.* 11(6):1323–1328.
- Marsh, D.M. & Trenham, P.C. 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conserv Biol.* 15(1): 40-49.
- Mauer, B.A. & McGill, B.J. 2010. Measurement of species diversity. In *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. (Magurran, A.E. & McGill B.J., eds.), Oxford press: Oxford, New York.
- Mazerolle, M.J. & Villard, M. 1999. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: a review. *Ecoscience*. 6(1): 117-124.
- McAleece, N., Lamshead, P.J.D., Paterson, G.L.J., & Gage, J.G. 1997. *Biodiversity professional*. Beta-Version. London, The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Sciences.
- McKinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol Conserv.* 127: 247-260.
- Morell, V. 1999. Are pathogens felling frogs?. *Science*. 284(5415): 728-731.
- Morgan, L.A. & Buttemer, W.A. 1996. Predation by the non-native fish *Gambusia holbrooki* on small *Litoria aurea* and *L. dentate* tadpoles. *Aust Zool.* 30(2): 143-149.
- Nascimento, L.B. 1991. *Bioecologia dos Anfíbios Anuros do Parque das Mangabeiras (Belo Horizonte, MG)*. Dissertação de Mestrado, Museu Nacional do Rio de Janeiro/UFRJ, Rio de Janeiro.
- Oyamaguchi, H.M., 2006. *Distribuição especial e temporal de espécies simpátricas de Leptodactylus do grupo fuscus em áreas naturais e antrópicas na região de Itirapina e Brotas, sudoeste do Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

- Parris, K.M. 2006. Urban amphibian assemblages as metacommunities. *J Anim Ecol.* 75: 757-764.
- PBH. 2012. História de Belo Horizonte. [http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=historia&tax=11794&lang=pt\\_BR&pg=5780&taxp=0&](http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=historia&tax=11794&lang=pt_BR&pg=5780&taxp=0&). Último acesso em 26/01/2012.
- PBH. 2012a. Parque municipal Aggeo Pio Sobrinho. [http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21465&lang=pt\\_BR&pg=5521&taxp=0&#](http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21465&lang=pt_BR&pg=5521&taxp=0&#). Último acesso em: 26/01/2012
- PBH. 2012b. Parque Carlos Faria de Tavares (Parque Vila Pinho). [http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21285&lang=pt\\_BR&pg=5521&taxp=0&](http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21285&lang=pt_BR&pg=5521&taxp=0&). Último acesso em: 26/01/2012.
- PBH. 2012c. Parque municipal Jacques Cousteau. [http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21278&lang=pt\\_BR&pg=5521&taxp=0&](http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21278&lang=pt_BR&pg=5521&taxp=0&). Último acesso em: 26/01/2012.
- PBH. 2012d. Parque municipal Julien Rien. [http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21902&lang=pt\\_BR&pg=5521&taxp=0&](http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21902&lang=pt_BR&pg=5521&taxp=0&). Último acesso em: 26/01/2012.
- PBH. 2012e. Parque municipal Mata das Borboletas. [http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21178&lang=pt\\_BR&pg=5521&taxp=0&](http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21178&lang=pt_BR&pg=5521&taxp=0&). Último acesso em: 26/01/2012.
- PBH. 2012f. Parque Roberto Burle Marx. [http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21281&lang=pt\\_BR&pg=5521&taxp=0&](http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21281&lang=pt_BR&pg=5521&taxp=0&). Último acesso em: 26/01/2012.
- PBH. 2012g. Parque municipal Américo Renné Gianetti. [http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=15256&lang=pt\\_BR&pg=5521&taxp=0&](http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=15256&lang=pt_BR&pg=5521&taxp=0&). Último acesso em: 26/01/2012.
- Pearman, P.B. 1997. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. *Conserv Biol.* 11(5): 1211-1225.
- Pineda, E. & Halffter, G. 2004. Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biol Conserv.* 117: 499-508.
- Pope, S.E., Fahrig, L. & Merriam, H.G. 2000. Landscape complementation and metapopulation effects on Leopard frog populations. *Ecology.* 81(9): 2498-2508.
- Pounds, J.A., Fogden, M.P. & Campbell, J.H. 1999. Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature.* 398: 611-615.

- Prado, G.M; Pombal Jr., J.P. 2008. Espécies de Proceratophrys Miranda-Ribeiro, 1920 com apêndices palpebrais (Anura; Cycloramphidae). *Arq Zool.* 39(1): 1-85.
- Price, S.J., Dorcas, M.E., Gallant, A.L., Klaver, R.W. & Willson, J.D. 2006. Three decades of urbanization: estimating the impact of land-cover change on stream salamander populations. *Biol Conserv.* 133: 436-441
- Raxworthy, C.J. & Nussbaum, R.A. 2000. Extinction and extinction vulnerability of amphibians and reptiles in Madagascar. *Amphib Reptile Conserv.* 2(1): 15-23.
- Riley, S.P.D., Busteed, G.T., Kats, L.B., Vandergon, T.L., Lee, L.F.S., Dagit, R.G., Kerby, J.L., Fischer, R.N. & Sauvajot, R.M. 2005. Effects of urbanization on the distribution and abundance of amphibians and invasive species in southern California streams. *Conserv Biol.* 19(6): 1894-1907.
- Rodrigues, R.G., Machado, I.F. & Christoff, A.U. 2008. Anurofauna em área antropizada do campus Ulbra, Canoas, Rio Grande do Sul, Brasil. *Uruguaiana*, 6(2): 39-43.
- Rodrigues, W.C. 2007. Lizaro Morisita Calc. <http://www.lizarosoft.ebras.bio.br>. Último acesso em 30/03/2012.
- Rubbo, M.J. & Kiezecker, J.M. 2005. Amphibian breeding distribution in an urbanized landscape. *Conserv Biol.* 19(2): 504-511.
- São Pedro, V.A. & Feio, R.N. 2010, Distribuição espacial e sazonal de anuros em três ambientes na Serra do Ouro Branco, extremo sul da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil. *Biotemas.* 23 (1): 143-154.
- Scott Jr., N.J. & Woodward, B.D. 1994. Surveys at breeding sites. In: *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians* (Heyer, W.R.; Donnelly, M.A.; McDiarmid, R.W.; Hayek, L.A.C., Foster, M.S. eds). Washington, Smithsonian Institution Press. Washington D. C., 84-92p.
- Sebben, A., 2009 "2007", Microdissecção fisiológica a fresco: uma nova visão sobre a anatomia de anfíbios e répteis. In: *Herpetologia do Brasil II* (Nascimento, L.B. & Oliveira, M.E. eds). Sociedade Brasileira de Herpetologia. p. 311-325.
- Semlitsch, R.D. 2000. Principles for management of aquatic-breeding amphibians. *J Wildlife Manage.* 64(3): 615-631.
- Sessions, S.K. & Ruth, S.B. 1990. Explanation for naturally occurring supernumerary limbs in amphibians. *J Exp Zool.* 254: 38-47.
- Silva, J.S.B. 2007. A influência do habitat em comunidades de anuros em uma área no limite sul de distribuição da Mata Atlântica: implicações no manejo e conservação. Instituto de Ciências Biológicas, UFRGS, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul.
- Silvano, D.L. & Segalla, M.V. 2005. Conservação de anfíbios no Brasil. *Megadiversidade.* 1(1): 79-86.
- Sinsch, U. 1990. Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethol Ecol Evol.* 2(1): 65-79.
- StatSoft, Inc. 2007. STATISTICA (data analysis software system), versão 8.0. <http://www.statsoft.com>. Último acesso em 30/03/2012.

- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L. & Waller, R.W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*. 306:1783-1786.
- Sukopp, H. 1998. Urban ecology: scientific and practical aspects. In: Urban ecology (Breuste, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. eds) Springer-Verlag, Berlin, pp 3–16.
- Swihart, R.K., Gehring, T.M. & Kolozsvary, M.B. 2003. Responses of 'resistant' vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Divers Distrib.* 9: 1-18.
- Tyler, M.J. & Watson, G.F. 1998. Additional habitats for frogs created by human alterations to the Australian environment. *Aust Biol.* 11, 144–146.
- Uetanabaro, M., Souza, F.L. & Kandgref Filho, P., 2007, Anfíbios e répteis do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Biota Neotrop.* 7(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?inventory+bn01207032007>. Último acesso em 31/03/2012.
- Vadujo, P.H., Recoder, R.S., Vasconcellos, M.M. & Portella, A.S. 2009. List of species. *Checklist.* 5(4): 903-911.
- 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 Neotrop.* 5(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN01705022005>. Último acesso em 31/03/2012.
- Vaz-Silva, W., Guedes, A.G., Azevedo-Silva, P.L., Gontijo, F.F., Barbosa, R.S., Aloísio, G.R. & Oliveira, F.C.G.O. 2007. List of species. *Checklist.* 3(4): 338-345.
- Vos, C.C. & Chardon, J.P. 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *J Appl Ecol.* 35: 44-56.
- Wilcox, B.A. & Murphy, D.D. 1985. Conservation Strategy: The effects of fragmentation on Extinction. *Am Nat.* 125 (6): 879-887.
- Xavier, A.L. & Napoli, M.F. 2011. Contribution of environmental variables to anuran community structure in the Caatinga domain of Brazil. *Phyllomedusa.* 10(1): 45-64.
- Young, B.E., Lips, K.R., Reaser, J.K., Ibáñez, R., Salas, A.W., Cadeño, J.R., Coloma, L.A., Ron, S., La Marca, E., Meyer, J.R., Muñoz, A., Bolaños, F., Chaves, G. & Romo, D. 2001. Population declines and priorities for Amphibian Conservation in Latin America. *Conserv Biol.* 15(5): 1213-1223.
- Zar, J.H. 2006. Biostatistical analysis. 5. ed. Prentice Hall, New Jersey.
- Zina, J., Ennsner, J., Pinheiro, S.C.P., Haddad, C.F.B. & Toledo, L.F. 2007. Taxocenose de anuros de uma mata semidecídua do interior do Estado de São Paulo e comparações com outras taxocenoses do Estado, sudeste do Brasil. *Biota Neotrop.* 7(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn00607022007>. Último acesso em 31/03/2012.

## ANEXO 01

Tabela 7: Abundância encontrada para o parque municipal Aggeo Pio Sobrinho. Os asteriscos representam ocorrência de indivíduos em atividade de vocalização.

Espécies	2010				2011								Abundância Total
	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	
<b>Bufonidae</b>													
<i>Rhinella pombali</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	1	5
<b>Brachycephalidae</b>													
<i>Ischnocnema juipoca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
<b>Craugastoridae</b>													
<i>Haddadus binotatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<b>Cycloramphidae</b>													
<i>Odontophrynus cultripes</i>	1	0	0	6*	5*	3*	5*	0	0	0	0	0	1
<b>Hylidae</b>													
<i>Scinax longilineus</i>	1	0	0	0	0	0	1	7	0	1	1	1	12
<b>Abundância total</b>	3	1	0	0	1	0	1	7	0	1	3	5	22

Tabela 8: Abundância encontrada para o parque municipal Carlos Faria de Tavares. Os asteriscos representam ocorrência de indivíduos em atividade de vocalização.

Espécies	2010				2011								Abundância Total
	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	
<b>Hylidae</b>													
<i>Dendropsophus minutus</i>	6	48*	123*	73*	41*	36*	2*	0	0	1	1	0	331
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	0	3*	3*	4	2*	6*	3*	2*	1	0	1*	1*	26
<i>Hypsiboas polytaenius</i>	10*	13*	29*	32*	10*	23*	16*	13*	5*	9*	6*	6*	172
<i>Scinax fuscovarius</i>	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	4
<b>Leiuperidae</b>													
<i>Physalaemus cuvieri</i>	6*	15*	26*	9*	15*	2*	0	0	0	0	0	3	76
<b>Leptodactylidae</b>													
<i>Leptodactylus fuscus</i>	4*	3*	1	1*	0	0	0	0	0	0	0	0	9
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	1	3	0	4*	1*	1	2	1	0	0	1	1	15
<i>Leptodactylus ocellatus</i>	3*	4*	0	0	0	0	0	5	1	0	0	9*	22
<b>Abundância total</b>	32	89	182	123	71	68	23	21	7	10	9	20	655



Tabela 9: Abundância encontrada para o parque municipal Jacques Cousteau. Os asteriscos representam ocorrência de indivíduos em atividade de vocalização.

Espécies	2010			2011									Abundância Total
	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	
<b>Bufonidae</b>													
<i>Rhinella pombali</i>	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1	16*	8*	29
<b>Craugastoridae</b>													
<i>Haddadus binotatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
<b>Hylidae</b>													
<i>Bokermannohyla gr. circumdata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
<i>Scinax longilineus</i>	3	1	4	0	10	5	35	10*	11*	5*	4	0	88
<b>Leptodactylidae</b>													
<i>Leptodactylus labirinthicus</i>	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	4
<b>Abundância total</b>	6	2	5	1	12	5	35	11	11	6	21	10	125

Tabela 10: Abundância encontrada para o parque municipal Julien Rien. Os asteriscos representam ocorrência de indivíduos em atividade de vocalização.

Espécies	2010			2011									Abundância Total
	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	
<b>Hylidae</b>													
<i>Hypsiboas lundii</i>	1	0	0	1*	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<b>Leptodactylidae</b>													
<i>Leptodactylus labirinthicus</i>	7	2	0	1	2	0	3	1	0	0	0	0	16
<b>Abundância total</b>	8	2	0	2	2	0	3	1	0	0	0	0	18

Tabela 11: Abundância encontrada para o parque municipal Mata das Borboletas. Os asteriscos representam ocorrência de indivíduos em atividade de vocalização.

Espécies	2010			2011									Abundância Total
	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	
<b>Bufonidae</b>													
<i>Rhinella pombali</i>	0	5	2	1	3	8*	5	1	0	0	126*	5*	156
<b>Cycloramphidae</b>													
<i>Odontophrynus cultripes</i>	0	0	0	0	0	0	1*	6*	1*	0	6*	0	14
<b>Hylidae</b>													
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	1*	2*	1*	1*	2*	4*	2*	1*	1*	0	2*	1*	18
<i>Hypsiboas faber</i>	0	1	2*	1*	2*	0	2	0	0	0	3*	1*	12
<i>Hypsiboas lundi</i>	3*	3*	0	2*	3*	2	0	0	2	0	2*	2	19
<b>Abundância total</b>	<b>4</b>	<b>11</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	<b>14</b>	<b>10</b>	<b>8</b>	<b>4</b>	<b>0</b>	<b>139</b>	<b>9</b>	<b>219</b>

Tabela 12: Abundância encontrada para o parque municipal Roberto Burle Marx. Os asteriscos representam ocorrência de indivíduos em atividade de vocalização.

Espécies	2010			2011									Abundância Total
	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	
<b>Bufonidae</b>													
<i>Rhinella pombali</i>	6*	6*	2	1*	1	0	0	0	1	0	3	20*	40
<b>Cycloramphidae</b>													
<i>Odontophrynus cultripes</i>	0	0	0	1*	0	3*	1*	3*	2*	4*	3*	1*	18
<i>Proceratophrys boiei</i>	0	0	0	1*	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<b>Hylidae</b>													
<i>Bokermannohyla gr. circumdata</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	3
<i>Hypsiboas faber</i>	7	0	14*	8*	24*	5*	0	1	0	0	5*	4*	68
<i>Hypsiboas lundi</i>													
<i>Hypsiboas polytaenius</i>	4*	7*	10*	4*	3*	4*	3*	2*	1*	2*	10*	3*	53
<i>Scinax aff. perereca</i>	0	9*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	10
<i>Scinax fuscovarius</i>	1*	0	0	1*	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Scinax longilineus</i>	4	0	0	0	2	3	5	1	0	2	1	1	19
<b>Abundância total</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>26</b>	<b>17</b>	<b>30</b>	<b>15</b>	<b>9</b>	<b>7</b>	<b>5</b>	<b>8</b>	<b>22</b>	<b>30</b>	<b>214</b>

SOBREPOSIÇÃO DE NICHOS E USO DE AMBIENTES POR ANFÍBIOS ANUROS  
EM SEIS PARQUES URBANOS, BELO HORIZONTE, MINAS GERAIS

TORRES, PF<sup>a</sup>; GARCIA, PC<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brasil.

## RESUMO

As relações das espécies entre si e com o meio são visualizadas na riqueza, abundância, e nos padrões de distribuição, que podem refletir tolerâncias ambientais; preferências específicas, divergências ecológicas; e atualmente o grau de interferência humana nos ambientes. A coexistência de espécies depende dos aspectos associados a suas histórias de vida e dos ambientais como a disponibilidade de recursos no espaço e no tempo. Modificações ambientais que envolvem a perda e alterações no ambiente natural interferem no comportamento e no uso de recursos pelas espécies. O presente estudo buscou analisar a ocorrência de sobreposição de nicho entre pares de espécies, potencialmente competidoras, nas três principais dimensões do nicho (alimento, habitat e período de atividade), em seis parques urbanos de Belo Horizonte, Minas Gerais. Para tal, foram selecionadas as espécies *Hypsiboas lundii*, *Scinax longilineus*, *Leptodactylus labyrinthicus* e *Rhinella pombali*. Foram encontrados baixos índices de sobreposição em todos os aspectos, o que reforça a hipótese de que outros fatores estruturadores da comunidade como predação, parasitismo, viabilidade ambiental e heterogeneidade ambiental devem ser melhor investigados. A escolha dos ambientes e sazonalidade parece ser respostas a morfologia, história natural e limites de tolerância das espécies com elas preferindo os ambientes e climas mais adequados. Ambientes menos adequados como cimento são menos utilizados. As dietas das espécies apresentou baixas similaridades, com alta abundância de indivíduos da família Formicidae na dieta de *R. pombali*, e de isópteros na dieta de *L. labyrinthicus*. Restos vegetais encontrados foram atribuídos a ingestão acidental uma vez que esses não apresentaram indícios de digestão. Houve a presença de artrópodes aquáticos na dieta de *R. pombali* indicando a capacidade dessa espécie de se alimentar também em ambientes aquáticos. As alterações no habitat podem alterar padrões de distribuição e de uso do ambiente, sendo de suma importância a condução de estudos ecológicos em ambientes impactados e antropizados a fim de melhor compreender as consequências para espécies remanescentes em fragmentos.

Palavras chave: Sobreposição de nicho, padrões de distribuição, sazonalidade, dieta, ambientes urbanos.

## ABSTRACT

The relationship between species and between them and their environment are reflected in richness, abundance and distribution patterns, and are influenced by environmental tolerances; specific preferences; ecological divergences because of species interactions, and, nowadays the degree of human interference on natural environments. The coexistence with other species depends on their natural history and on environmental aspects such as availability of resources in space and time. The world is going through major changes that involve loss and alteration of natural habitats, and these modifications affects behaviour and resource use by the species. The current study attempted to analyze the occurrence of niche overlap between pairs of potential competitor species in the three main dimensions of the niche (food, habitat and activity period), in six urban parks of Belo Horizonte, Minas Gerais. For that, the species *Hypsiboas lundii*, *Scinax longilineus*, *Leptodactylus labyrinthicus* and *Rhinella pombali* were selected. Low overlap indexes were found in all the niche aspects, reinforcing the hypothesis that other factors are responsible for community structure such as predation, parasitism, environmental availability and heterogeneity, that should be better studied. Habitat choice and seasonality appear to be related to morphology, natural history and limits of environmental tolerance, with species selecting habitats and climates supposed to be more suitable for them. Less adequate microhabitats such as cement are less utilized. The species' diets showed low similarities, with high abundance of Formicidae in *R. pombali*'s diet and isopters in diet of *L. labyrinthicus*. Vegetal remains found were associated with accidental ingestion since there were no evidence of digestion. Aquatic isopodes were found in the diet of *R. pombali* indicating that this species can feed in aquatic environments. Habitat alterations can modify distribution patterns and habitat use. Ecological studies in impacted and anthropogenic environments are needed to understand the consequences for the remaining species on fragments.

Key words: Niche overlap; distribution patterns; seasonality; diet; urban environments.

## 1 INTRODUÇÃO

As relações das espécies com o meio e entre si são visualizadas na distribuição e abundância no espaço e no tempo (MacNally, 1979; Brown *et al.*, 1995) uma vez que fatores limitados por condições ambientais (*e.g.* umidade, regimes de temperatura, disponibilidade de nutrientes e estrutura física do habitat) definem a distribuição das espécies (Austin *et al.*, 1994). Os padrões de distribuição podem refletir tolerâncias ambientais baseadas em limites fisiológicos, morfológicos ou comportamentais (Hoot. & Schneider, 1995; Wisheu, 1998); preferências específicas (Rocha & Rodrigues, 2005; Souza & Eterovick, 2011); divergências ecológicas devido a interações com outras espécies (Steinwascher, 1978; Hecner & M'Closkey, 1997; Hero *et al.*, 2001) e, atualmente, o grau de interferência humana nos habitats naturais (Gibbs, 1998; Ernst & Rodel, 2008; Souza & Eterovick, 2011). Esses padrões podem, ainda, diferir entre estágios de vida e estratégias comportamentais (Patrick *et al.*, 2008), e permitem estudar seletividade e a proporção dos espaços disponíveis ocupada (Mackenzie *et al.*, 2002), definindo a dimensão espacial do nicho e as possíveis influências da coexistência com outras espécies.

Nicho, em sua definição ecológica, é uma medida n-dimensional que define os limites de onde e como as espécies podem sobreviver e reproduzir (Begon *et al.*, 2008); e pode ser diferenciado em três principais dimensões: alimento, habitat e período de atividade (Hutchinson, 1957; Pianka, 1973; Schoener, 1974). Essas dimensões são subdivididas em seis categorias: macrohabitat, microhabitat, tipo de alimento, tamanho do alimento, períodos diário e sazonal de atividade (Schoener, 1974). Tais aspectos podem ser influenciados pela morfologia, fisiologia, história natural ou interação entre as diferentes espécies (Caldwell, 1996) e a resposta dos organismos aos diferentes ambientes é um componente essencial do nicho (Colwell & Futuyma, 1971).

Segundo Schoener (1974), espécies com os mesmos requerimentos ecológicos não conseguiriam coexistir se os recursos forem limitados, fazendo necessária a partilha de recursos entre elas, o que reduz a competição, e permite a coexistência (Rosenzweig, 1981). Assim, a teoria do nicho assume que a exploração ou utilização de recursos deve ser a principal determinante da segregação ecológica (Levins, 1968), e

essa segregação é fundamental para entender a interação entre as espécies (Sabagh & Carvalho-e-Silva, 2008). Deste modo, as variações no uso do tempo, espaço e alimento resultam da atuação integrada ou isolada de fatores como competição, predação, limitações morfológicas e fisiológicas (Toft, 1985) bem como a história evolutiva das espécies (Brooks & McLennan, 1991).

Dentre as principais dimensões do nicho, geralmente, habitat é considerada a mais importante, seguida por alimento e tempo de atividade (Schoener, 1974; Toft, 1985). Porém, estudos mais recentes afirmam que a dimensão trófica (Lima & Magnusson, 1998; Vignoli & Luiselli, 2011) e a dimensão espacial (Cardoso *et al.*, 1989; Rossa-Feres & Jim, 1994) são os fatores que promovem maior segregação entre as espécies.

Características similares (*e.g.* comportamento, fisiologia e morfologia) resultantes das relações taxonômicas entre as espécies, são refletidas no uso dos recursos, e essas podem gerar altas sobreposições de nicho (Zimmerman & Simberloff, 1996). A disponibilidade de recursos pode permitir ou limitar a coexistência entre as espécies, portanto, a estrutura ambiental influencia diretamente a ocorrência e o uso dos recursos pelas espécies, deste modo, a sobreposição também está relacionada ao grau de heterogeneidade ambiental (Menin *et al.*, 2005).

Visto que os indivíduos devem se distribuir de modo a maximizar o fitness, com os organismos preferindo habitats de maior qualidade ambiental (Morris, 1987; Sanches *et al.*, 2010; Lehtinen & Carfagno, 2011), e que a variabilidade determina essa qualidade (Patrick *et al.*, 2008); a sazonalidade dos recursos também deve influenciar nos padrões de distribuição e na escolha e uso dos recursos (Patrick *et al.*, 2008). Os organismos interagem entre si e com o meio de maneiras distintas, por isso, mais de um tipo de organização pode ocorrer simultaneamente. Ainda, as respostas aos tipos de ambientes e aos recursos disponíveis podem ser diferentes de acordo com as espécies com as quais elas interagem (Wisheu, 1998), com os gradientes ambientais (Vasconcelos *et al.*, 2011b; Xavier & Napoli, 2011) e com as diferentes condições ambientais (Southerland, 1986a, Southerland, 1986b; Fuller *et al.*, 2011; Litvinchuk *et al.*, 2011).

As comunidades ecológicas são moldadas, em parte, pela maneira com que espécies similares consomem e compartilham seus recursos (Duré *et al.*, 2009), desta forma, o entendimento das relações de sobreposição de nicho, similaridade e competição, é importante para responder questões sobre a estrutura da comunidade (Lawlor, 1980). Frequentemente, duas ou mais espécies ocorrem em simpatria, então, o conhecimento dos mecanismos que favorecem a ocorrência de espécies ecologicamente e morfologicamente similares é extremamente importante (Duré *et al.*, 2009), especialmente por que estudos sobre sobreposição de nicho entre espécies simpátricas são escassos (Mollov & Stojanova, 2010). A maioria dos estudos de sobreposição de nicho trabalha apenas uma ou duas dimensões do mesmo (*e.g.* Sabagh & Carvalho-e-Silva, 2008; Duré *et al.*, 2009; Eterovick *et al.*, 2010), sendo necessários trabalhos que abordem simultaneamente todos os aspectos possíveis do nicho elucidando os mecanismos de coexistência entre as espécies.

Estudos sobre distribuição das espécies e dinâmicas populacionais são escassos no Brasil (Young *et al.*, 2001; Eterovick *et al.*, 2005) em detrimento da vasta diversidade do país, com 877 espécies de anfíbios descritos (SBH, 2010). Aspectos da biologia de anfíbios como aqueles relacionados à diversidade morfológica, fisiologia e história natural, permitem inferir princípios sobre partilha de recursos que podem ser aplicados para diversos grupos de animais (Toft, 1985). A sobreposição de nicho pode ser considerada medida de uso compartilhado dos recursos, e, portanto, utilizada como ferramenta para avaliar as relações entre as espécies.

Atualmente o mundo passa por uma grande modificação dos ambientes naturais como consequência da expansão humana e urbanização, e essas alterações são consideradas as principais causas do declínio de anfíbios no mundo (Blaustein *et al.*, 1994; Houlahan *et al.*, 2000; Stuart *et al.*, 2004; Beebee & Griffiths, 2005; Eterovick *et al.*, 2005, Dixo *et al.*, 2009; Blaustein *et al.*, 2011). Geralmente, espécies em ambientes alterados sofrem interrupções ou alterações em sua biologia, comportamento e interação com outras espécies (*e.g.* competição, predação, parasitismo e mutualismos) (Fisher & Lindenmayer, 2007), desta forma, estudos ecológicos em ambientes altamente antropizados são importantes para entender a estrutura do ambiente modificado e traçar inferências a respeito da coexistência sobre



efeitos da ação humana. Estudos acerca da ecologia de anfíbios em ambientes urbanos no Brasil são escassos (*e.g.* Ávila & Ferreira 2004; Grandinetti & Jacobi, 2005; Oyamaguchi, 2006; Galdino *et al.*, 2008; Santana *et al.*, 2008; Knispel & Barros, 2009; Kovacs & Sas, 2010; Tonini *et al.*, 2011; Tsuji-Nishikido & Menin, 2011) e esses abordam principalmente aspectos como riqueza e diversidade das áreas. Dentre os trabalhos disponíveis, são poucas as informações relacionadas a disponibilidade de ambientes terrestres, uso e seleção de ambientes, respostas específicas a urbanização, dispersão e movimentação dos anfíbios em paisagens urbanas (Scheffer & Paskowski, 2012).

Diante disto, o presente estudo pretende analisar a ocorrência de sobreposição de nicho entre pares de espécies potencialmente competidoras, nas três principais dimensões (alimento, habitat e período de atividade), em seis parques urbanos de Belo Horizonte, Minas Gerais, de modo a avaliar a estrutura populacional das espécies encontradas nesses parques. Para tal, foram escolhidas quatro espécies, sendo duas tipicamente arborícolas, *Hypsiboas lundii* e *Scinax longilineus*, e duas de solo, *Leptodactylus labyrinthicus*, e *Rhinella pombali*.

## **2 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1 ÁREA DE ESTUDO**

O presente estudo foi realizado em seis parques, localizados na região metropolitana de Belo Horizonte – Minas Gerais, selecionados dentre os 72 parques urbanos administrados pela Prefeitura de Belo Horizonte (PBH). Trinta e seis parques pertencentes à microbacia do rio Arrudas foram selecionados para visitas de reconhecimento. Os parques foram selecionados dentro de uma mesma microbacia considerando a proximidade geográfica entre os parques, bem como os fatores históricos relacionados ao surgimento da área, evitando assim, a interferência desses fatores que podem, junto com as características ecológicas, influenciar na composição das comunidades. A partir das visitas preliminares, parques cujas características não favoreciam a ocorrência de anfíbios, como ausência de corpos d'água permanentes ou de vegetação, foram excluídos. Também, parques que não ofereciam infraestrutura para as coletas, tal como aqueles que ainda não tinham sido efetivamente implementados, sem segurança ou sem guarita 24 horas foram igualmente excluídos. Assim, os parques que possuíam estruturas mais adequadas para as amostragens foram selecionados para realização de um projeto piloto para verificar a ocorrência de anfíbios. Os selecionados para a elaboração da dissertação em questão foram: parque municipal Aggeio Pio Sobrinho; parque municipal Carlos de Faria Tavares; parque municipal Jacques Cousteau; parque municipal Julien Rien; parque municipal Mata das Borboletas e parque municipal Roberto Burle Marx (figura 1).

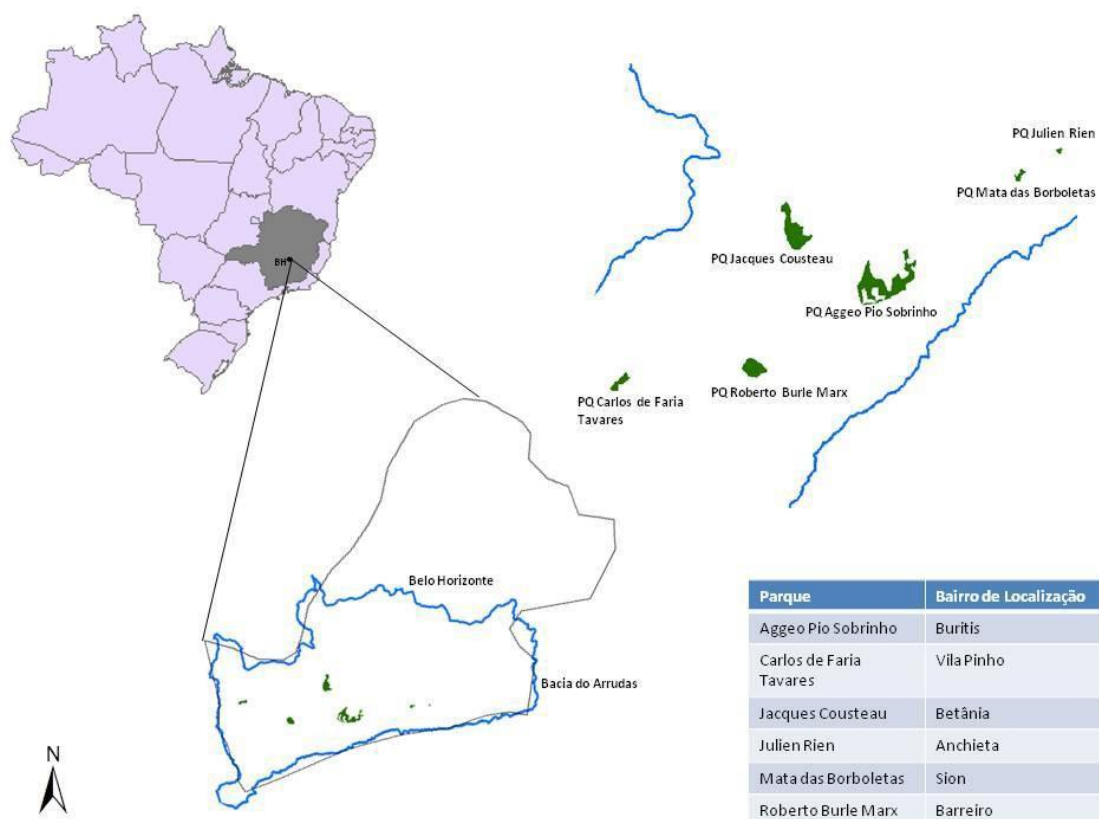


Figura 27 Representação esquemática mostrando a localização dos seis parques amostrados dentro da bacia do Rio Arrudas, Belo Horizonte, MG. Créditos: Juliana Maria Dummond Kleinsorge

### 2.1.1 PARQUES

O parque municipal Aggeo Pio Sobrinho ( $19^{\circ}58'34.4''S$   $43^{\circ}58'14.6''W$ ), localizado no bairro Buritis, é integrante do maciço da Serra do Curral e foi implementado em 1996. Possui uma área aproximada de  $0,600 \text{ km}^2$ , três nascentes (que formam o córrego Ponte Queimada, afluente do Córrego Cercadinho), córregos, mata de galeria bem preservada e vegetação tipo campo sujo e limpo, além de mata atlântica secundária (PBH, 2012a).

O parque municipal Carlos de Faria Tavares ( $20^{\circ}00'03.0''S$   $44^{\circ}01'41.5''W$ ), localizado no bairro Castanheira II, também é conhecido como parque municipal Vila Pinho. Foi criado em 1992 e implantado em 2000. Com área aproximada de  $0,078 \text{ km}^2$ , o local tem grande importância ambiental, abrigando nascentes que abastecem o córrego Vila Pinho, afluente do Ribeirão Arrudas. Apresenta vegetação característica de Cerrado, em fase de revegetação, com formações de Campo Cerrado e Mata Ciliar (PBH, 2012b).

O parque municipal Jacques Cousteau (19°58'19.9"S 43°59'11.0"W), localizado no bairro Betânia, era antes conhecido como parque municipal da Vila Betânia. Criado em 1971 com a desativação de um lixão que funcionou por cerca de 20 anos. Implementado em 1999, ocupa uma área de aproximadamente 0,340 km<sup>2</sup>. Sua cobertura vegetal é muito significativa apresentando um avançado e contínuo grau de regeneração natural, correspondendo a 80% da área total. A vegetação predominante é de porte arbóreo, existindo ainda espécies ornamentais e frutíferas. O local possui nascentes e cursos d' água perenes (PBH, 2012c).

O parque municipal Julien Rien (19°57'09.6"S 43°55'37.5"W), está localizado no bairro Anchieta e foi implementado em 1978. Possui uma área aproximada de 0,014 km<sup>2</sup>. Além de ser uma área de preservação de nascente, é uma área de proteção ambiental que integra um cordão de parques (parque das Mangabeiras, Fort Lauderdale, Mata das Borboletas, parque JK e parque das Nações), situados no entorno da Serra do Curral. Sua cobertura vegetal ocupa cerca de 80% da área do parque e é composta por espécies ornamentais, árvores nativas e exóticas (PBH, 2012d).

Parque municipal Mata das Borboletas (19°57'28.9"S 43°56'08.7"W), localizado no bairro Sion e implantado em 1995, ocupa uma área de aproximadamente 0,035 km<sup>2</sup>. Possui duas nascentes que abastecem a Bacia do Córrego Acaba-Mundo e um pequeno lago artificial. Sua área é totalmente permeável e funciona como recarga do lençol freático. Localizado na encosta da Serra do Curral, sua vegetação, predominantemente nativa do bioma Cerrado, possui formações de campo cerrado, mata ciliar e campo hidromórfico. A área vegetada é contínua e corresponde a mais de 80% da área total (PBH, 2012e).

O parque municipal Roberto Burle Marx (19°59'59.5"S 43°59'51.0"W), popularmente conhecido como parque das Águas, inaugurado em 1994, está localizado no bairro Flávio Marques Lisboa, região do Barreiro, e situado no bioma Mata Atlântica. É parte do complexo ecológico da Serra do Rola- Moça, fazendo limite com Áreas de Proteção Especial situadas no Barreiro, um dos principais pontos de captação de água potável para abastecimento do município. Em uma área de 0,170 km<sup>2</sup>, apresenta um lago e diversas nascentes que formam o Córrego do Clemente,

afluente do ribeirão Arrudas. Sua vegetação é típica do Cerrado, com formações de campo Cerrado e mata ciliar, também apresentando espécies típicas da transição entre Cerrado e Mata Atlântica (PBH, 2012f).

## 2.2 ESCOLHA DAS ESPÉCIES

Com base na lista de espécies obtidas através de amostragens prévias conduzidas nos parques, foram selecionadas as espécies mais frequentes nos parques e com características similares quanto ao uso do ambiente. Para tal, foram selecionadas duas espécies arborícolas (*Hypsiboas lundii* e *Scinax longilineus*) e duas espécies terrestres (*Leptodactylus labyrinthicus* e *Rhinella pombali*).

### 2.2.1 ESPÉCIES ESCOLHIDAS

*Hypsiboas lundii* (Burmeister, 1956) é encontrada em florestas de galeria (Brasileiro *et al.*, 2005) e vocaliza em árvores entre 1,5 e 10 metros, mais frequentemente na estação chuvosa e ocasionalmente na estação seca (Bokermann & Sazima 1973; Brasileiro *et al.*, 2005). Se reproduz com ovos e estágios larvais iniciais em piscinas de barro e após inundação as larvas exotróficas se desenvolvem em ambientes lênticos. (modo reprodutivo 04, Haddad & Prado, 2005). É uma espécie relativamente grande (machos com aproximadamente 76 mm) (Bokermann & Sazima, 1973) e ocorre nos estados de Minas Gerais, São Paulo e Goiás e do Distrito Federal (Frost, 2011). De acordo com a IUCN, a espécie não se encontra ameaçada de extinção (Caramaschi & Rodrigues, 2004) (figura 2).



Figura 28: *Hypsiboas lundii*

*Scinax longilineus* (Lutz, 1968) pode ser encontrada em florestas de montanhas, incluindo matas ciliares, e áreas de borda, mas é pouco comum em áreas abertas. Vocaliza próximo a riachos, com ovos e girinos exotróficos em ambientes lânticos (modo 01, Haddad & Prado, 2005). É uma espécie relativamente pequena (fêmeas com 48 mm de comprimento-rostro-cloacal) (Lutz, 1968), encontrada no estado de Minas Gerais e não considerada como ameaçada de extinção (Pimenta & Andrade, 2004) (figura 3).



Figura 29: *Scinax longilineus*

*Leptodactylus labyrinthicus* (Spix, 1824) é bastante comum em todos os tipos vegetacionais, lagoas temporárias, riachos e lagoas permanentes, podendo utilizar como sítios de vocalização, buracos e depressões do chão ou até mesmo águas rasas, mantendo sempre a cabeça fora da água (Brasileiro *et al.*, 2005; Zina & Haddad, 2005). Os machos vocalizam no solo, possuem padrão reprodutivo prolongado associado ao período chuvoso e são territoriais (Zina & Haddad, 2005; Silva *et al.*, 2005). Depositam seus ovos em ninhos de espuma flutuando em “panelas” construídas e os girinos exotróficos se desenvolvem em poças (modo 13, Haddad & Prado, 2005). É considerada uma espécie grande (comprimento-rosto-cloacal de aproximadamente 170,0 mm em machos, e de 157,0 mm em fêmeas) (Zina & Haddad, 2005). É amplamente distribuída no Brasil, sendo encontrada nos cerrados, caatingas de Roraima, Rondônia, Amapá, Pará, regiões nordeste, sudeste e central do Brasil, e não se encontra ameaçada de extinção (Heyer *et al.*, 2004) (figura 4).



Figura 30: *Leptodactylus labyrinthicus*

*Rhinella pombali* (Baldissera *et al.*, 2004), espécie associada a ambientes florestais (Vedujó *et al.*, 2009), é distribuída ao longo da Floresta Atlântica e suas áreas de transição com o Cerrado no estado de Minas Gerais (Baldissera *et al.*, 2004) e florestas estacional e semidecidual do noroeste do Rio de Janeiro (Silveira *et al.*, 2009). Vocalizam no solo, predominantemente no inverno (São Pedro & Feio, 2010), e se reproduzem com ovos e girinos exotróficos em ambientes lânticos (modo 01, Haddad & Prado, 2005). É uma espécie relativamente grande (comprimento-rosto-cloacal entre

54,5-92,7 mm em machos, e entre 74,9-118,7mm em fêmeas) (Baldissera *et al.*, 2004). Não é considerada ameaçada de acordo com a IUCN (Baldisseri, 2010) (figura 5).



Figura 31: *Rhinella pombali*

## 2.3 METODOLOGIA E ANÁLISE DE DADOS

### 2.3.1 METODOLOGIA

Para a coleta dos indivíduos em cada um dos parques amostrados, foi utilizada a técnica de busca visual e auditiva (sensu Crump & Scott, 1994), percorrendo o perímetro dos corpos d'água com amostragens noturnas (Scott & Woodward, 1994). As amostragens foram realizadas, mensalmente, entre agosto de 2010 e setembro de 2011, num total de 122 horas e 53 minutos.

A identificação dos indivíduos foi realizada *in loco*, e a classificação taxonômica das espécies registradas no presente estudo seguiu Frost, 2011.

Antes da captura de cada indivíduo, os microambientes onde cada um se encontrava foi determinado para a análise de sobreposição de nicho no aspecto do espacial. Os microambientes foram classificados em lama com vegetação, lama sem vegetação, lama alagada, rocha com vegetação, rocha sem vegetação, rocha alagada, cimento, cimento alagado, folhiço e galho (figura 6). Cada indivíduo capturado teve seu comprimento rostro-cloacal (CRA) medido com um paquímetro digital de 0,01 mm



de precisão e pesados com balanças pesola® de capacidades de 10, 100 e 2500 gramas (respectivamente, precisão 0,1 g, 1 g e 20 g).



Figura 32: Tipos de ambientes amostrados nos seis parques urbanos. Lama com vegetação (A), Lama sem vegetação (B), Lama alagada (C), Rocha com vegetação (D), Rocha sem vegetação (E), Rocha alagada (F), Cimento (G), Cimento alagado (H), Folhíço (I), Galho (J)

Cada indivíduo teve regurgitação provocada pelo processo de Solé e colaboradores (2005) para determinação da dieta e avaliação da sobreposição de nicho no aspecto alimentar. O conteúdo alimentar foi classificado de acordo com Borror & DeLong (1988).

### 2.3.2 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para avaliar a ocorrência de sobreposição de nicho entre as espécies foi utilizado o índice de sobreposição de nicho de Pianka (1973), para as três principais dimensões do nicho, por meio do software EcoSim, que cria “comunidades neutras” e as compara estatisticamente com os dados originais (Gotelli & Entsminger, 2003). A hipótese nula é que a sobreposição de nicho da variância observada entre as espécies não difere do esperado ao acaso. Para as simulações, foram utilizados os algoritmos RA2 e RA3. O algoritmo RA2 substitui as células da matriz com outras escolhidas aleatoriamente nas simulações, mas mantém o zero na matriz, revelando melhor a estrutura da comunidade. Ao destruir a amplitude de nicho observada durante cada simulação e ao mesmo tempo manter os zeros, são evidenciadas estruturas não aleatórias e revela a estrutura populacional quando há um grau de diferenciação no generalismo em taxa consideradas ecologicamente generalistas (Vignoli & Luiselli, 2011). Ainda, o fato de o algoritmo RA2 preservar os zeros pode evidenciar as diferenças nos padrões de não utilização de recursos por algumas espécies (Vignoli & Luiselli, 2011). Portanto, o algoritmo RA2 é mais utilizado quando, mesmo na ausência de interações, alguns recursos não estão disponíveis para algumas espécies. Já o segundo algoritmo (RA3) aleatoriza os valores observados de utilização das categorias entre todas as possíveis categorias, rompendo a estrutura de zeros da matriz original (Gotelli & Entsminger, 2003). As simulações foram posteriormente comparadas aos dados reais para testar se as sobreposições de nicho entre espécies diferem do esperado ao acaso. Os valores de sobreposição variam entre zero (quando não há recursos utilizados em comum entre as espécies) e um (para completa sobreposição). Foi utilizado o teste T para verificar se os valores de sobreposição diferiam entre as estações através do software Statistica (StatSoft, Inc., 2007).

Os dados de dieta foram analisados com base no número de cada categoria de presa e proporção do número total de presas para cada espécie. Para avaliar a amplitude de nicho de cada espécie foi utilizado o índice de Simpson (D) por meio do programa EstimateS, versão 8.2.0 (Colwell, 2009).

### 3 RESULTADOS

Foram encontrados 290 indivíduos adultos, sendo 13 *Hypsiboas lundii*, 16 *Leptodactylus labyrinthicus*, 151 *Rhinella pombali* e 110 *Scinax longilineus*. A média dos comprimentos rostro-cloacais e dos pesos das espécies, juntamente com seus respectivos desvios-padrões estão representados na tabela 1.

Tabela 13: Valores médios por espécie para as seis taxocenoses estudadas. Comprimento Rostro-Cloacal (CRC) em milímetros, Peso (P) em gramas e respectivos Desvios Padrões (DP) calculados para os parques municipais analisados em Belo Horizonte, Minas Gerais, entre outubro de 2010 e setembro de 2011.

	CRC	DP	P	DP
<i>H.lundii</i>	66,684	3,055	21,220	2,508
<i>L.labyrinthicus</i>	142,862	20,105	256,271	76,596
<i>R.pombali</i>	70,849	8,591	30,132	10,557
<i>S.longilineus</i>	33,341	6,475	3,166	1,598

A maior parte dos organismos foi encontrada em microambientes de galho (33,79%, n = 98), seguido por ambientes de lama alagada (26,89%, n = 78). Os ambientes menos preferidos pelas espécies foram rocha alagada (0,69%, n = 2) e cimento (2,76%, n = 8). Os valores de sobreposição de nicho espacial foram bastante variáveis com valores de Ojk entre 0,000 a 0,990. Randomizações com o algoritmo RA2 mostraram diferenças no uso de ambientes para os dados compilados de ambas as estações com valores observados de sobreposição menores que os esperados ao acaso. Para as demais simulações não houve diferenças significativas (tabelas 2 e 3). Não houve diferenças entre as estações seca e chuvosa para os Ojk calculados ( $t = 0,538$ ,  $gl = 10$ ,  $p = 0,602$ ).

Tabela 14: Análise de sobreposição de nicho para a dimensão espacial com modelos nulos para as comunidades estudadas nos parques urbanos de Belo Horizonte, Minas Gerais, entre outubro de 2010 e setembro de 2011. Dois modelos de aleatorizações foram usados (RA2 e RA3) com 1000 permutações.

	Média observada	Variância observada	Média dos índices simulados	Variância dos índices simulados	Pobs>exp	Pobs<exp
Estação seca						
RA2	0,283	0,187	0,441	0,014	0,901	0,099
RA3	0,283	0,187	0,182	0,025	0,260	0,740
Estação chuvosa						
RA2	0,333		0,350	0,004	0,601	0,399
RA3	0,333	0,135	0,238	0,009	0,140	0,860
Ambas estações						
RA2	0,299	0,140	0,398	0,003	0,956	<b>0,044</b>

RA3	0,299	0,140	0,241	0,009	0,226	0,774
-----	-------	-------	-------	-------	-------	-------

Tabela 15: Índice de Sobreposição de Nicho de Pianka (ojk) para a dimensão espacial nos ambientes amostrados nos parques urbanos de Belo Horizonte, Minas Gerais, entre outubro de 2010 e setembro de 2011.

Estação seca			
	<i>L. labirinthicus</i>	<i>R. pombali</i>	<i>S. longilineus</i>
<i>H. lundii</i>	0,000	0,013	0,783
<i>L. labirinthicus</i>		0,000	0,000
<i>R. pombali</i>			0,539
Estação chuvosa			
	<i>L. labirinthicus</i>	<i>R. pombali</i>	<i>S. longilineus</i>
<i>H. lundii</i>	0,033	0,217	0,990
<i>L. labirinthicus</i>		0,518	0,032
<i>R. pombali</i>			0,212
Ambas estações			
	<i>L. labirinthicus</i>	<i>R. pombali</i>	<i>S. longilineus</i>
<i>H. lundii</i>	0,218	0,133	0,969
<i>L. labirinthicus</i>		0,52	0,059
<i>R. pombali</i>			0,091

A maioria dos organismos foi encontrada no mês de agosto (28,27%, n = 82) e a minoria no mês de julho (2,07%, n = 6) (tabela 4). A estação seca pareceu ser a preferida entre os organismos, com 55,17% das ocorrências. Os valores de sobreposição de nicho temporal foram relativamente baixos, com Ojk variando de 0,000 a 0,688. Randomizações com o algoritmo RA2 mostraram diferenças no uso de ambientes em todas as análises com valores observados de sobreposição menores que os esperados ao acaso (tabelas 5 e 6). Houve diferenças entre as estações seca e chuvosa para os Ojk calculados ( $t = 2,867$ ,  $gl = 10$ ,  $p = 0,016$ ).

Tabela 16: Abundância de indivíduos por mês de amostragem nos seis parques urbanos estudados em Belo Horizonte, Minas Gerais, entre outubro de 2010 e setembro de 2011.

	2010			2011								
	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET
<i>H. lundii</i>	2	0	0	2	3	2	0	0	0	0	0	2
<i>S. longilineus</i>	2	1	4	0	10	8	41	17	11	8	6	2
<i>L. labirinthicus</i>	7	2	1	3	2	0	1	0	0	0	0	0
<i>R. pombali</i>	5	10	4	1	6	8	5	2	1	1	76	32
TOTAL	16	13	9	6	21	18	47	19	12	9	82	36

Tabela 17: Análise de sobreposição de nicho para a dimensão temporal com modelos nulos para as comunidades estudadas nos parques urbanos de Belo Horizonte, Minas Gerais, entre outubro de 2010 e setembro de 2011. Dois modelos de aleatorizações foram usados (RA2 e RA3) com 1000 permutações

	Média observada	Variância observada	Média dos índices simulados	Variância dos índices simulados	Pobs>exp	Pobs<exp
Estação seca						
RA2	0,331	0,004	0,596	0,012	0,993	<b>0,007</b>
RA3	0,331	0,004	0,490	0,020	0,887	0,123
Estação chuvosa						
RA2	0,481	0,038	0,600	0,004	0,958	<b>0,042</b>
RA3	0,481	0,038	0,542	0,005	0,778	0,212
Ambas estações						
RA2	0,276	0,033	0,509	0,003	1,000	<b>0,000</b>
RA3	0,276	0,033	0,345	0,006	0,814	0,186

Tabela 18: Índice de Sobreposição de Nicho de Pianka (Ojk), para a dimensão temporal nos ambientes amostrados nos parques urbanos analisados em Belo Horizonte, Minas Gerais, entre outubro de 2010 e setembro de 2011.

Estação seca			
	<i>L. labyrinthicus</i>	<i>R. pombali</i>	<i>S. longilineus</i>
<i>H. lundii</i>	0,000	0,283	0,405
<i>L. labyrinthicus</i>		0,000	0,000
<i>R. pombali</i>			0,306
Estação chuvosa			
	<i>L. labyrinthicus</i>	<i>R. pombali</i>	<i>S. longilineus</i>
<i>H. lundii</i>	0,688	0,614	0,253
<i>L. labyrinthicus</i>		0,586	0,227
<i>R. pombali</i>			0,517
Ambas estações			
	<i>L. labyrinthicus</i>	<i>R. pombali</i>	<i>S. longilineus</i>
<i>H. lundii</i>	0,631	0,262	0,221
<i>L. labyrinthicus</i>		0,114	0,201
<i>R. pombali</i>			0,229

Dos 290 organismos coletados, 101 indivíduos não regurgitaram, restando 189 conteúdos estomacais para análise (*Hypsiboas lundii* = 8, *Leptodactylus labyrinthicus* = 11, *Rhinella pombali* = 135 e *Scinax longilineus* = 35). 22,75% dos conteúdos estomacais analisados estavam vazios ou com restos tão digeridos que impediam a identificação (n = 43, *H. lundii* = 4, *L. labyrinthicus* = 4, *R. pombali* = 15 e *S. longilineus* = 20). Os demais conteúdos, 77,24% (n = 146) continham entre um e sete tipos de itens

alimentares (tabela 7). A maior amplitude de nicho (dieta mais diversa) foi a de *S. longilineus*, porém essa foi menos rica que a dieta de *R. pombali* (37 taxa encontrados). Os índices de diversidade foram influenciados pela baixa quantidade de itens encontrados para *H. lundii*, *L. labyrinthicus* e *S. longilineus*, impossibilitando, portanto a comparação qualitativa entre as riquezas e diversidades de dietas (tabela 8). Dos conteúdos estomacais analisados, 27 (14,28%) continham restos de vegetais e minerais.

Tabela 19: Tipos de presas, abundância de itens (N) e porcentagem (%N), encontrados nas dietas de *Hypsiboas lundii*, *Scinax longilineus*, *Leptodactylus labyrinthicus* e *Rhinella pombali* nos parques urbanos amostrados em Belo Horizonte, Minas Gerais, entre outubro de 2010 e setembro de 2011.

	<i>H. lundii</i>		<i>S. longilineus</i>		<i>L. labyrinthicus</i>		<i>R. pombali</i>	
	N	%N	N	%N	N	%N	N	%N
Arthropoda								
Arachnida								
Araneae								
Alpáida							3	0,475
Ctenidae			1	11,111				
Corinnidae							1	0,158
Cosmetidae							1	0,158
Lycosidae							1	0,158
Trechaleidae			1	11,111				
Opiliones								
Gonyleptidae							8	1268
Crustacea								
Isopoda (t)							1	0,158
Isopoda (aq)			1	11,111			2	0,317
Diplopoda								
Polydesmida					1	0,752	1	0,158
Insecta								
Blattodea			1	11,111			2	0,317
Coleoptera								
Anobiidae							1	0,158
Carabidae	1	50,000					7	1109
Cerambycidae			1	11,111			1	0,158
Curculionidae							28	4437
Cydnidae							1	0,158
Dermeestidae							1	0,158
Elateridae							4	0,634
Elmidae							2	0,317
Hydrophilidae							1	0,158
Pentatomidae							1	0,158
Pyrrhocoridae							1	0,158
Reduviidae							1	0,158

Staphylinidae					5	0,792
Tenebrionidae					12	1,902
Coleoptera não identificados					10	1,585
Dermaptera					1	0,158
Diptera						
Tabanidae larva					1	0,158
Hemiptera						
Cicadellidae			1	0,752		
Miridae					2	0,317
Veliidae					1	0,158
Hemiptera não identificados					1	0,158
Hymenoptera						
Apidae					2	0,317
Eumeninae					1	0,158
Formicidae	1	50,000		2	1,504	492 77,971
Hymenoptera não identificados					4	0,634
Isoptera (t)						
Termitidae adultos				19	14,286	9 1,426
Termitidae larvas				109	81,955	
Lepidoptera						
Lepidoptera adulta			1	11,111		2 0,317
Lepidoptera larvas			2	22,222	1	0,752 8 1,268
Neuroptera						
Hemerobiidae						1 0,158
Orthoptera						
Orthoptera não identificados			1	11,111		
Phasmatodea						1 0,158
Entognatha						
Diplura						3 0,475
Protura						1 0,158
Restos não identificados						5 0,792

Tabela 20: Número de itens alimentares (S), abundância de itens (N) e Índice de Simpson (1-D) registrados para as dietas de *H. lundii*, *S. longilineus*, *L. labyrinthicus* e *R. pombali* nos parques urbanos amostrados entre outubro de 2010 e setembro de 2011

Espécie	S	N	1-D (Simpson)
<i>Hypsiboas lundii</i>	2	2	0,500
<i>Scinax longilineus</i>	8	8	0,875
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	6	133	0,307
<i>Rhinella pombali</i>	37	608	0,355

Em virtude da ausência de registros de conteúdo estomacal para as espécies *Leptodactylus labyrinthicus* e *Hypsiboas lundii* durante a estação chuvosa não foram



realizadas as análises de sobreposição de nicho para as estações de modo separado, sendo considerado apenas os dados compilados de ambas as estações. Os valores de sobreposição de nicho alimentar foram relativamente baixos, com  $O_{jk}$  variando de 0,000 a 0,021. Randomizações com o algoritmo RA2 mostraram diferenças no uso de recursos alimentares com valores observados de sobreposição menores que os esperados ao acaso (tabelas 9 e 10).

Tabela 21: Análise de sobreposição de nicho para a dimensão alimentar com modelos nulos para as comunidades estudadas nos parques urbanos de Belo Horizonte, Minas Gerais, entre outubro de 2010 e setembro de 2011. Dois modelos de aleatorizações foram usados (RA2 e RA3) com 1000 permutações.

	Média observada	Variância observada	Média dos índices simulados	Variância dos índices simulados	Pobs>exp	Pobs<exp
RA2	0,009	0,000	0,112	0,000	1,000	<b>0,000</b>
RA3	0,009	0,000	0,049	0,003	0,642	0,358

Tabela 22: Índice de sobreposição de nicho de Pianka ( $O_{jk}$ ) para a dimensão alimentar nos ambientes amostrados nos parques urbanos analisados em Belo Horizonte, Minas Gerais, entre outubro de 2010 e setembro de 2011.

	Ambas estações		
	<i>L. labyrinthicus</i>	<i>R. pombali</i>	<i>S. longilineus</i>
<i>H. lundii</i>	0,000	0,014	0,000
<i>L. labyrinthicus</i>		0,021	0,005
<i>R. pombali</i>			0,014

#### 4 DISCUSSÃO

A maioria dos indivíduos foi encontrada em ambientes de galho e lama alagada. Sendo *Hypsiboas lundii* e *Scinax longilineus* hylideos arborícolas e *Leptodactylus labyrinthicus* e *Rhinella pombali* terrestres de reprodução em corpos d'água lênticos (respectivamente, modos reprodutivos 1 e 13 segundo Haddad & Prado, 2005), os padrões de distribuição encontrados podem refletir as histórias naturais das espécies estudadas. *H. lundii* e *S. longilineus* apresentaram Ojk altos (entre 0,783 e 0,990) o que indica um alto nível de sobreposição, porém, esses valores foram menores que os esperados ao acaso, indicando que a sobreposição não deve ser importante para a estruturação da comunidade. O ambiente menos usado foi o de cimento, sugerindo que as espécies preferem menos este substrato e que este, possivelmente, é menos adequado para a ocorrência das espécies. Outros estudos mostraram a presença de anfíbios anuros em ambientes urbanos e também apontam para a utilização de ambientes antropizados (*e.g.* áreas cimentadas, calhas, lagoas artificiais, valas de escoamento, bueiros, etc.) (Khan, 1990; Ávila & Ferreira, 2004; Oyamaguchi, 2006). Tozetti & Toledo (2005) reportaram o uso de abrigos construídos por pequenos e médios mamíferos por *L. labyrinthicus* e tal fato foi associado a um comportamento oportunista no uso de ambientes. O uso de ambientes de cimento alagado por essa espécie, de certa forma, confirma esse oportunismo, visto que esses ambientes geralmente eram finais de encanamentos, sendo um ambiente protegido e úmido (figura 33). De modo geral, foram encontrados baixos valores de sobreposição de nicho, que apontam para a hipótese de que os ambientes parecem ser suficientes para a ocorrência de todas as espécies e indivíduos, permitindo que esses escolham seus habitats de acordo com suas preferências específicas e seus limites de tolerância ambientais.



Figura 33: Final de encanamento no parque Julien Rien, Belo Horizonte, Minas Gerais

Quanto ao aspecto sazonal, a maior parte dos indivíduos foi encontrada no mês de agosto, porém, tal fato foi influenciado pela maior abundância de *Rhinella pombali* que é tipicamente encontrada no inverno (Canelas & Bertoluci, 2007; São Pedro & Feio, 2010). Os padrões sazonais de ocorrência também parecem refletir as preferências específicas e tolerância dos organismos corroborando o padrão encontrado em ambientes tropicais sazonais (Santos *et al.*, 2007) com a maioria das espécies encontrada nos meses quentes e chuvosos. Os baixos valores de  $Ok_j$  encontrados suportam a ideia de que a partilha temporal é menos importante que outros aspectos do nicho para permitir a coexistência das espécies (Santos *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2008; Vasconcelos *et al.*, 2011).

A dieta das espécies apresentaram baixas similaridades, contudo as baixas riquezas e abundâncias de itens alimentares encontrados para *Hypsiboas lundii* e *Scinax longilineus* podem indicar preferências específicas, ausência das presas no ambiente (Sih, 1993) ou uma baixa amostragem, especialmente para *H. lundii* que apresentou uma elevada porcentagem de estômagos vazios, sendo, portanto,

necessário um aumento do número de estudos em parques urbanos para confirmar esse padrão. Variações na dieta em termos de riqueza e abundância de itens podem refletir diferenças nas comunidades de presas (Toft, 1981; Peltzer & Lajmanovick, 1999; Maneyro & Rosa, 2004; Berazategui *et al.*, 2007), e a disponibilidade de recursos pode ser evidenciada em análises do conteúdo estomacal de espécies (Covaci-Marcov *et al.*, 2010). Até a presente data, foram encontrados estudos apenas sobre a dieta de *Leptodactylus labyrinthicus* (França *et al.*, 2004), limitando e impedindo a comparação dos dados obtidos. Dessa forma, é importante a condução de mais trabalhos, especialmente em áreas não impactadas, de modo a verificar se a baixa abundância aqui encontrada reflete algum grau de empobrecimento na comunidade de presas em ambientes urbanos. Estudos de dieta frequentemente identificam as presas até ordem (Teixeira & Vrcibradic, 2003; Santos *et al.*, 2004; Miranda *et al.*, 2006; Lima *et al.*, 2010), o que aumenta o grau de sobreposição e impede a comparação entre as dietas. Sugere-se ainda que os estudos abordem o menor nível taxonômico possível das presas, de modo a entender os reais padrões de dieta e de abundância de itens no meio amostrado.

Em outros estudos realizados por Sabagh & Carvalho-e-Silva (2008); Duré *et al.*, (2009), Batista *et al.*, (2011) foram encontradas uma elevada abundância de indivíduos da família Formicidae em dieta de anuros, assim como o encontrado na dieta de *Rhinella pombali*. O consumo de formigas deve estar associado ao fornecimento de uma variedade de toxinas que podem ser incorporadas na pele desses anfíbios (Toft, 1980; Trueb & Gans, 1983; Caldwell & Vitt, 1999). Já na dieta de *Leptodactylus labyrinthicus* foi encontrada uma maior abundância de Isopteros, diferente dos dados obtidos por França e colaboradores (2004) que encontrou uma alta frequência de Coleopteros e Formicidae na dieta dessa espécie. Formigas e cupins compõem aproximadamente 70% da biomassa em ambientes tropicais (Holldobler & Wilson, 1990), fato que pode explicar a grande abundância desses itens nas dietas. Em grande parte dos conteúdos estomacais analisados foram encontrados restos de vegetais, geralmente atribuídos à ingestão acidental durante a captura de insetos (Evans & Lampo, 1996; Anderson & Mathis, 1999; Sabagh & Carvalho-e-Silva, 2008), porém outros estudos apontam para a ingestão proposital de plantas a fim de evitar parasitas

e desidratação (Anderson *et al.*, 1999). Uma vez que não foram encontradas plantas com sinais de digestão, a presença delas nos conteúdos estomacais foi associada à ingestão acidental. A presença de larvas e outros artrópodes aquáticos (*e.g.* isopoda aquáticos e Tabanidae) nos conteúdos estomacais de *R. pombali* analisados indica a capacidade de forrageamento não apenas em ambientes terrestres, mas também em ambientes aquáticos (Solé & Miranda, 2006; Sabagh & Carvalho-e-Silva, 2008). Os baixos valores de Ojk encontrados corroboram Kuzmin (1995) que afirma que a competição por comida parece ser um evento incomum, que atua pouco ou insignificamente para estruturar as dinâmicas das comunidades, porém, esse aspecto deve ser melhor investigado nos parques urbanos de Belo Horizonte.

O atual estado do conhecimento sobre como e quando as espécies podem coexistir mostra que a hipótese da exclusão competitiva é demasiadamente simples para explicar a coexistência das espécies (Gordon, 2000). Ainda, o grau de sobreposição no uso de recursos entre espécies é variável (Heyer *et al.*, 1990), havendo portanto, mais de um mecanismo que permite a coexistência. Não obstante, a estrutura ambiental pode influenciar diretamente a ocorrência e o uso de recursos pelas espécies, portanto, a sobreposição no uso de recursos também pode estar relacionada ao grau de heterogeneidade ambiental (Menin *et al.*, 2005). No presente trabalho foram encontradas baixas sobreposições de nicho para todas as dimensões analisadas, sugerindo que a ocorrência de competição deve ser baixa. Visto que o grau de diferenciação de nicho entre espécies depende de vários fatores, sendo a disponibilidade de recursos a mais importante (Pianka, 1969; Schoener, 1974; Schoener, 1989), devemos assumir que os recursos parecem ser suficientes para a ocorrência das espécies. A variação temporal nos recursos deve ser um fator importante para determinar o uso do habitat (Martin, 2001). Essa flutuação na disponibilidade dos recursos pode influenciar no uso dos mesmos provocando diferentes amplitudes de nicho e diferentes níveis de sobreposição. Entretanto, no presente estudo não foram encontradas diferenças significativas entre os índices de sobreposição de nicho calculados entre as estações, sugerindo que a abundância de recursos é suficiente para a ocorrência das espécies mesmo na estação seca.

Abordagens empíricas para o problema da coexistência ecológica são moldadas por estudos sobre partilha de recursos, geralmente, assumindo que as comunidades são competitivamente estruturadas. Porém, outros processos como predação, parasitismo, viabilidade ambiental e heterogeneidade também devem impor limites para o crescimento das populações (Gordon, 2000) e para a coexistência das espécies. A ausência de elevados valores de sobreposição de nicho para o presente estudo traz a ideia de que outros tipos de processos (*e.g.* diferenças fisiológicas, comportamentais ou preferências específicas) devem ser mais importantes para a estruturação dessas comunidades.

Modificações no habitat podem provocar alterações no uso do ambiente, no padrão de atividade em resposta a alterações climáticas, e ainda, na dieta como resposta a influência humana que causa variação na abundância e riqueza de presas disponíveis (Duellman & Trueb, 1994; Carey *et al.*, 2001; Young *et al.*, 2001; Kovacs *et al.*, 2007; Vignoli & Luiselli, 2011). É importante, portanto, avaliar o uso do ambiente e demais aspectos do nicho em ambientes impactados para se entender as consequências desses impactos nas comunidades remanescentes e para a conservação efetiva de anuros em áreas urbanas.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A escolha do ambiente nos parques urbanos de Belo Horizonte parece ser uma resposta à morfologia e histórias naturais dos organismos. Ambientes de cimento foram menos utilizados, indicando que esses devem ser menos adequados para a ocorrência das espécies.

A sazonalidade está associada a preferências específicas e limites de tolerância ambiental das espécies, sendo a maioria das espécies encontrada nos meses quentes e chuvosos.

A dieta das espécies apresentou baixas similaridades podendo indicar preferências por itens alimentares, baixa abundância e riqueza de presas em ambientes empobrecidos ou baixa amostragem para *Hypsiboas lundii* e *Scinax longilineus*, portanto, tais padrões devem ser melhor investigados. Ainda, estudos de dieta devem procurar identificar as presas até o menor nível taxonômico possível de modo a evitar falsos índices de sobreposição de nicho e permitir a fiel comparação entre as comunidades de presas e dietas.

Foi encontrada uma alta abundância de indivíduos da família Formicidae na dieta de *Rhinella pombali*, e de isópteros na dieta de *Leptodactylus labyrinthicus*, padrão explicado pela grande biomassa desses grupos de insetos em ambientes tropicais, confirmando o generalismo e oportunismo na dieta dos anfíbios anuros. Restos vegetais encontrados foram atribuídos a ingestão acidental uma vez que esses não apresentaram indícios de digestão. A presença de artrópodes aquáticos na dieta de *R. pombali* indica a capacidade dessa espécie de se alimentar também em ambientes aquáticos.

Os baixos índices de sobreposição encontrados reforçam a ideia de que a hipótese da exclusão competitiva é excessivamente simples para explicar a coexistência das espécies, portanto, outros fatores estruturadores das comunidades (*e.g.* predação, parasitismo, viabilidade ambiental e heterogeneidade ambiental) devem ser melhor investigados.

Alterações no habitat podem alterar padrões de distribuição e de uso do ambiente, sendo, portanto, de suma importância a condução de estudos ecológicos

em ambientes antropizados para entender as consequências dos impactos ambientais na estruturação das comunidades e para a efetiva conservação das espécies.



## 6 REFERÊNCIAS

- Anderson, A.M., Haukos, D.A. & Anderson, J.T. 1999. Diet composition of three anurans from Playa Wetlands of Northwest Texas. *Copeia*. 1999(2): 515-520.
- Anderson, M.T. & Mathis, A. 1999. Diets of two sympatric neotropical salamanders, *Bolitoglossa mexicana* e *B. rufescens*, with notes on reproduction for *B. rufescens*. *J Herpetol*. 33(4): 601-607.
- Austin, M.P., Nicholls, A.O., Doherty, M.D. & Meyers, J.A. 1994. Determining species response functions to an environmental gradient by means of a  $\beta$ -function. *J Veg Sci*. 5(2): 215-228.
- Ávila, R.W. & Ferreira, V.L. 2004. Riqueza e densidade de vocalizações de anuros (Amphibia) em uma área urbana de Corumbá, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Rev Bras Zool*. 21(4): 877-891.
- Baldissera Jr., F.A., Caramaschi, U. & Haddad, C.F.B. 2004. Review of the *Bufo crucifer* species group, with descriptions of two new related species (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Arq Mus Nac*. 62 (3): 255-282.
- Baldisseri, F. 2010. *Rhinella pombali*. IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org>. Último acesso em 31/03/2012.
- Batista, R.C., De-Carvalho, C.B., Freitas, E.B., Franco, S.C., Batista, C.C., Coelho, W.A. & Faria, R.G. 2011. Diet of *Rhinella schneideri* (Werner, 1984) (Anura: Bufonidae) in the Cerrado, Central Brazil. *Herpetol Notes*, 4: 17-21.
- Beebee, T.C. & Griffiths, R.A. 2005. The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology?. *Biol Conserv*. 125: 271-285
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 2008. Ecologia – de indivíduos a ecossistemas. 4 ed. Artmed, Porto Alegre.
- Berazategui, M., Camargo, A. & Maneyro, R., 2007, Environmental and seasonal variation in the diet of *Elachistocleis bicolor* (Guérin-Meneville 1838) (Anura: Microhylidae) from Northern Uruguay. *Zool Sci*. 24(3): 225-231.
- Blaustein, A.R., Han, B.A., Relyea, R.A., Johnson, P.T.J., Buck, J.C., Gervas, S.S. & Kats, L.B. 2011. The complexity of amphibian population declines: understanding the role of cofactors in driving amphibian losses. *Ann NY Acad Sci*. 1223: 108-119.
- Blaustein, A.R., Wake, D.B. & Sousa, W.P. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conserv Biol*. 8(1): 60-71.
- Bokermann W.C.A. & Sazima, I. 1973. Anfíbios da Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil. 1 - Espécies novas de “Hyla” (Anura, Hylidae). *Braz J Biol*. 33(3): 329-336.
- Borror, D.J & DeLong, D.M. 1988. Introdução ao Estudo dos Insetos. Edgard Blu Ltda., São Paulo.
- Brasileiro, C.A., Sawaya, R.J., Kiefer, M.C. & Martins, M. 2005. Amphibians of an open Cerrado fragment in southeastern Brazil. *Biota Neotropica*. 5(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN00405022005>. Último acesso em 31/03/2012.

- Brooks, D.R. & McLennan, D.A. 1991. *Phylogeny, Ecology, and Behavior: A Research Program in Comparative Biology*. University of Chicago Press.
- Brown, J.H., Mehlman, D.W. & Stevens, G.C. 1995. Spatial variation in abundance. *Ecology*. 76(7): 2028-2043.
- Burmeister, H. 1856. *Erläuterungen zur Fauna Brasiliens, enthaltend Abbildungen und ausführliche Beschreibungen neuer oder ungenügend bekannter Thier-Arten*. Georg Reimer, Berlin.
- Caldwell, J.P. & Vitt, L.J. 1999. Dietary asymmetry in leaf litter frogs and lizards in a transitional northern Amazonian Rain Forest. *Oikos*. 84(3): 383-397.
- Caldwell, J.P. 1996. The evolution of myrmecophagy and its correlates in poison frogs (family Dendrobatidae). *J Zool*. 240(11): 75-101.
- Canelas, M.A.S. & Bertoluci, J. 2007. Anurans of Serra do Caraça, southeastern Brazil: species composition and phonological patterns of calling activity. *Iheringia*. 91 (7):21-26.
- Caramaschi, U. & Rodrigues, M.T. 2004. *Hypsiboas lundii*. IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org>. Último acesso em 31/03/2012.
- Cardoso, A.J., Andrade, G.V. & Haddad, C.F.B. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. *Braz J Biol*. 49: 241-249.
- Carey, C., Heyer, W.R., Wilkinson, J., Alford, R.A., Arntzen, J.W., Halliday, T., Hungerford, L., Lips, K.R., Middleton, E.M., Orchard, S.A. & Rand, A.S. 2001. Amphibian declines and environmental change: use of remote-sensing data to identify environmental correlates. *Conserv Biol*. 15(4): 903-913.
- Colwell, R.K. & Futuyma, D.J. 1971. On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology*. 52(4): 567-576.
- Colwell, R.K. 2009. EstimateS, Versão 8.2: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples (Software and User's Guide).
- Covaciu-Marcov, S.D., Cuspa, D., Ferenti, S., David, A. & Dimancea, N. 2010. Human influence or natural differentiation in food composition of four amphibian species from Hustria fortress, Romania?. *Acta Zool Bulgar*. 62(3): 307-313.
- Crump, M.L. & Scott Jr., N.J., 1994, Visual encounter surveys. In *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians* (Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L.A.C., Foster, M.S. eds). Smithsonian Institution Press, Washington D. C., 84-92p.
- 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. *Biol Conserv*. 142:1560-1569.
- Duellman, W.E. & Trueb, L. 1994. *Biology of amphibians*. The Johns Hopkins University Press, Estados Unidos da América.
- Duré, M.I., Kehr, A.I. & Schaefer, E.F. 2009. Niche overlap and resource partitioning among five synoatric bufonids (Anura, Bufonidae) from northeastern Argentina. *Phyllomedusa*, 8(1): 27-39.

- Ernst, R. & Rodel, M. 2008. Patterns of community composition in two tropical tree frog assemblages: separating spatial structure and environmental effects in disturbed and undisturbed forests. *J Trop Ecol.* 24: 111-120.
- Eterovick, P.C., Carnaval, A.C.O.Q., Borges-Nojosa, D.M., Silvano, D.L., Segalla, M.V. & Sazima, I. 2005. Amphibian declines in Brazil: an overview. *Biotropica.* 37(2): 166-179.
- Eterovick, P.C., Oliveira, F.F.R. & Tattersall, G.J. 2010. Threatened tadpoles of *Bokermannohyla alvarengai* (Anura: Hylidae) choose backgrounds that enhance crypsis potential. *Biol J Linn Soc.* 101(2): 437-446.
- Evans, M. & Lampo, M. 1996. Diet of *Bufo marinus* in Venezuela. *J Herpetol.* 30(1): 73-76.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D.B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecol Biogeogr.* 16: 265-280.
- França, L.F., Facure, K.G. & Giaretta, A.A. 2004. Trophic and spatial niches of two large-sized species of *Leptodactylus* (Anura) in Southeastern Brazil. *S Neotrop Fauna E.* 39(3): 243-248.
- Frost, D.R. 2011. Amphibian Species of the World: an Online Reference. <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/>. Último acesso em 30/03/2012.
- Fuller, T.E., Pope, K.L., Ashton, D.T, & Welsh Jr., H.H. 2011. Linking the distribution of an invasive amphibian (*Rana catesbeiana*) to habitat conditions in a managed river system in Northern California. *Restor Ecol.* 19: 204-213.
- Galdino, C.A.B., Carvalho Jr., R.R., Noronha e Menezes, M.A.V. & Nascimento, L.B. 2008. Habitat use by a tree frog species of *Scinax* (Amphibia, Hylidae) at an urban forest fragment from south-eastern Brazil. *Iheringia.* 98(3): 412-415.
- Gibbs, J.P. 1998. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecol.* 13:263-268.
- Gordon, C.E. 2000. The coexistence of species. *Rev Chil Hist Nat.* 73: 175-198.
- Gotelli, N.J. & Entsminger, G.L. 2008. EcoSim: Null models software for Ecology, versão 7. Burlington, Vermont, E.U.A.: Acquired Intelligence Inc & Kesey-Bear, 2003. <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>. Último acesso em 31/03/2012.
- Grandinetti, L. & Jacobi, C.M. 2005. Distribuição estacional e especial de uma taxocenose de anuros (Amphibia) em uma área antropizada em Rio Acima – MG. *Lundiana.* 6(1): 21-28.
- Haddad, C.F.B. & Prado, C.P.A. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *BioScience.* 55(3): 207-217.
- Hecnar, S.J. & M'Closkey, R.T. 1997. The effects of predatory fish on amphibians species richness and distribution. *Biol Conserv.* 79: 123-131.

- Hero, J.M., Magnusson, W.E. & Rocha, C.F.D. 2001. Antipredator defense influence the distribution of amphibian prey species in the Central Amazon Rain Forest. *Biotropica*. 33(1): 131-141.
- Heyer, R., Mijares, A. & Baldo, D. 2004. *Leptodactylus labyrinthicus*. IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org>. Último acesso em 10/03/2012.
- Heyer, W.R., Rand, A.S., Cruz, C.A.G., Peixoto, O.L. & Nelson, C.E. 1990. Frogs of Boracéia. *Arq Zool*. 31(4): 231-410.
- Holldobler, B. & Wilson, E.O. 1990. The Ants. Harvard Univ. Press, Cambridge.
- Hoot, T.L. & Schneider, S.H. 1995. Ecology and Climate: Research Strategies and implications. *Science*. 269: 334-341.
- Houlahan, J.E., Findlay, C.S., Schmidt, B.R., Meyer, A.H. & Kuzmin, S. 2000. Quantitative for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold SH Q B*. 22: 415-427.
- Khan, M.S. 1990. The impacts of human activities on the status and distribution of amphibians in Pakistan. *Hamdryad*. 15(1): 21-24.
- Knispel, S.R. & Barros, S.R. 2009. Anfíbios anuros da região urbana de Altamira (Amazônia Oriental), Pará, Brasil. *Biotemas*. 22(2): 191-194.
- Kovacs, E.H., Sas, I., Covaciu-Marcov, S.D., Hartel, T., Cuspa, D. & Groza, M. 2007. Seasonal variation in the diet of population of *Hyla arborea* from Romania. *Amphibia-Reptilia*. 28: 485-491.
- Kovacs, E-H. & Sas, I. Aspects of breeding activity of *Bufo viridis* in an urban habitat: a case of study in Oradea, Romania. *Biharen Biol*. 4(1): 73-77.
- Kuzmin, S.L. 1995, The problem of food competition in amphibians. *Herpetol J*. 5: 252-256.
- Lawlor, L.R. 1980. Overlap, similarity and competition coefficients. *Ecology*. 61(2): 245-251.
- Lehtinen, R.M. & Carfagno, G.L.F. 2011. Habitat selection, the included niche, and coexistence in plant-specialist frogs from Madagascar. *Biotropica*. 43(1):58-67.
- Levins, R. 1968. Evolution in changing environments. Princeton, N.J., Princeton Univ. Press.
- Lima, A.P. & Magnusson, W.E. 1998. Partitioning seasonal time: interactions among size, foraging activity and diet in leaf-litter frogs. *Oecologia*. 116: 259-266.
- Lima, J.W.P., Rodder, D. & Solé, M. 2010. Diet of two sympatric Phyllomedusa (Anura: Hylidae) species from a cação plantation in southern Bahia, Brazil. *North-West J Zool*. 6(1): 13-24.
- Litvinchuk, S.N., Mazepa, G.O., Pasyukova, R.A., Saidov, A., Satorov, T., Chikin, Y.A., Shabanov, D.A., Crottini, A., Borkin, L.J., Rosanov, J.M. & Stock, M. 2011. Influence of environmental conditions on the distribution of Central Asian green toads with three ploidy levels. *J Zoolog Syst Evol Res*. 49(3): 233-239.

- Lutz, B., 1968, New Brazilian forms of *Hyla*. In Pearce-Sellards Series. Texas Memorial Museum, Austin. 10: 3-18.
- Mackenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, A. & Langtimm, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*. 83(8): 2248-2255.
- Macnally, R.C. 1979. Social organization and interspecific interactions in two sympatric species of *Ranidella* (Anura). *Oecologia*. 42: 293-306.
- Maneyro, R. & Rosa, I. 2004. Temporal and spatial changes in the diet of *Hyla pulchella* (Anura, Hylidae) in southern Uruguay. *Phyllomedusa*. 3(2): 101-113.
- Martin, T.E. 2001. Abiotic vs. biotic influences on habitat selection of coexisting species: climate change impacts? *Ecology*. 82(1): 175-188.
- Menin, M., Rossa-Feres, D.C. & Giaretta, A.A. 2005. Resource use and coexistence of two syntopic hylid frogs (Anura, Hylidae). *Rev Bras Zool*. 22(1): 61-72.
- Miranda, T.; Ebner, M., Solé, M. & Kwet, A. 2006. Spatial, seasonal and intrapopulational variation in the diet of *Pseudis cardosoi* (Anura: Hylidae) from the Araucária plateau of Rio Grande do Sul, Brazil. *South Am J Herpetol*. 1(2): 121-130.
- Mollov, I.A. & Stojanova, A.M. 2010. Diet and trophic niche overlap of three toad species (Amphibia, Anura) from Poland. *Biotechnol Biotec Eq*. 24(2): 263-269.
- Morris, D.W. 1987. Ecological scale and habitat use. *Ecology*. 88(2): 362-369.
- Oyamaguchi, H.M. 2006 Distribuição espacial e temporal de espécies simpátricas de *Leptodactylus* do grupo *fuscus* em áreas naturais e antrópicas na região de Itirapina e Brotas, sudoeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Patrick, D.A., Harper, E.B., Hunter Jr., M.L. & Calhoun, A.J. 2008. Terrestrial habitat selection and strong density-dependent mortality in recently metamorphosed amphibians. *Ecology*. 89(8): 2563-2574.
- PBH. 2012a. Parque municipal Aggeo Pio Sobrinho. [http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21465&lang=pt\\_BR&pg=5521&taxp=0&#](http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21465&lang=pt_BR&pg=5521&taxp=0&#). Último acesso em 26/01/2012.
- PBH. 2012b. Parque Carlos Faria de Tavares (Parque Vila Pinho). [http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21285&lang=pt\\_BR&pg=5521&taxp=0&#](http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21285&lang=pt_BR&pg=5521&taxp=0&#). Último acesso em 26/01/2012.
- PBH. 2012c. Parque municipal Jacques Cousteau. [http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21278&lang=pt\\_BR&pg=5521&taxp=0&#](http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21278&lang=pt_BR&pg=5521&taxp=0&#). Último acesso em 26/01/2012.
- PBH. 2012d. Parque municipal Julien Rien. [http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21278&lang=pt\\_BR&pg=5521&taxp=0&#](http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21278&lang=pt_BR&pg=5521&taxp=0&#).

cpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21902&lang=pt\_BR&pg=5521&taxp=0&. Último acesso em 26/01/2012.

- PBH. 2012e. Parque municipal Mata das Borboletas.  
[http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21178&lang=pt\\_BR&pg=5521&taxp=0&](http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21178&lang=pt_BR&pg=5521&taxp=0&). Último acesso em 26/01/2012.
- PBH. 2012f. Parque Roberto Burle Marx.  
[http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21281&lang=pt\\_BR&pg=5521&taxp=0&](http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?evento=portlet&pldPlc=ecpTaxonomiaMenuPortal&app=fundacaoparque&tax=21281&lang=pt_BR&pg=5521&taxp=0&). Último acesso em 26/01/2012.
- Peltzer, P.M. & Lajmanovick, R.C. 1999. Análisis trófico en dos poblaciones de *Scinax nasicus* (Anura, Hylidae) de Argentina. *Alytes*. 16(3-4): 84-96.
- Pianka, E.R. 1969. Habitat specificity, speciation, and species density in Australian Desert Lizards. *Ecology*. 50(3): 498-502.
- Pianka, E.R. 1973. The structure of lizard communities. *Annu Rev Ecol Syst*. 4: 53-74.
- Pimenta, B. & Andrade, G. 2004. *Scinax longilineus*. IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org>. Último acesso em 10/03/2012.
- Rocha, P.L.B. & Rodrigues, M.T. 2005. Electivities and resource use by an assemblage of lizards endemic to the dunes of the São Francisco river, Northeastern Brazil. *Pap Avulsos Zool*. 45(22): 261-284.
- Rosenzweig, M.L. 1981. A theory of habitat selection. *Ecology*. 62(2): 327-335.
- Rossa-Feres, D.C. & Jim, J. 1994. Distribuição sazonal em comunidades de anfíbios anuros na região de Botucatu, São Paulo. *Braz J Biol*. 54(2): 323-334.
- Sabagh, L.T. & Carvalho-e-Silva, A.M.P.T. 2008. Feeding overlap in two sympatric species of *Rhinella* (Anura: Bufonidae) of the Atlantic Rain Forest. *Rev Bras Zool*. 25(2): 247-253.
- Sanchez, L.C., Busch, M. & Madanes, N. Terrestrial habitat use by the burrowing toad, *Rhinella fernandezae* (Anura: Bufonidae). *Folia Zool*. 59(2): 122-128.
- Santana, G.G., Vieira, W.L.S., Pereira-Filho, G.A., Delfim, F.R., Lima, Y.C.C. & Vieira, K.S. 2008. Herpetofauna em um fragmento de Floresta Atlântica no Estado da Paraíba, Região Nordeste do Brasil. *Biotemas*. 21(1): 75-84
- Santos, E.M., Almeida, A.V. & Vasconcelos, S.D. 2004. Feeding habits of six anuran (Amphibia: Anura) species in a rainforest fragment in Northeastern Brazil. *Iheringia*. 94(4): 433-438.
- Santos, T.G., Kopp, K., Spies, M.G., Trevisan, R. & Cechin, S.Z. 2008. Distribuição temporal e espacial de anuros em área de Pampa, Santa Maria, RS. *Iheringia*. 98(2): 244-253.
- Santos, T.G., Rossa-Feres, D.C. & Casatti, L. 2007. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. *Iheringia*. 97(1): 37-49.

- São Pedro, V.A. & Feio, R.N. 2010. Distribuição espacial e sazonal de anuros em três ambientes na Serra do Ouro Branco, extremo sul da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil. *Biotemas*. 23 (1): 143-154.
- SBH. 2010. Brazilian amphibians – List of species. <http://www.sbherpetologia.org.br>. Último acesso em 30/03/2012.
- Scheffer, B.R. & Paskowski, C.A., 2012, The effects of urbanization on North American amphibian species: identifying new directions for urban conservation. *Urban Ecosyst*. 15: 133-147.
- Schoener, T.W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science*. 185(4145): 27-39.
- Schoener, T.W. 1989. The ecological niche. In *Ecological concepts: the contribution of ecology to an understanding of the natural world* (Cherrett, J.M. ed). Blackwell Scientific, Oxford, UK. p. 79–114.
- Scott Jr., N.J. & Woodward, B.D. 1994. Surveys at breeding sites. In: *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians* (Heyer, W.R.; Donnelly, M.A.; McDiarmid, R.W.; Hayek, L.A.C., Foster, M.S. eds). Washington, Smithsonian Institution Press. Washington D. C., p. 84-92.
- Sih, A. 1993. Effects of ecological interactions on forager diets: competition, predation risk, parasitism and prey behaviour. In *Diet Selection: An Interdisciplinary Approach to Foraging Behaviour* (Hughes, R.N. ed). Blackwell Scientific Publications, Oxford. p. 182–211.
- Silva, W.R., Giaretta, A.A. & Facure, K.G. 2005. On the natural history of the South American pepper frog, *Leptodactylus labyrinthicus* (Spix, 1824) (Anura: Leptodactylidae). *J Nat Hist*. 39(7): 555-566.
- Silveira, A.L., Salles, R.O.L. & Pontes, R.C. 2009. Primeiro registro de *Rhinella pombali* e novos registros de *R. crucifer* e *R. ornata* no estado do Rio de Janeiro, Brasil (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Biotemas*. 22(4): 231-235.
- Solé, M. & Miranda, T. 2006. Sub aquatic feeding in the Hylid frog *Pseudis cardosoi* (Anura: Hylidae) from Rio Grande do Sul, Southern Brazil. *Bol Asoc Herpetol Esp*. 17(2): 101-102.
- Solé, M., Beckmann, O., Pelz, B., Kwet, A. & Engels, W. 2005. Stomach-flushing for diet analysis in anurans: an improved protocol evaluated in a case study in Araucaria forests, southern Brazil. *Stud Neotrop Fauna E*. 40(1): 23-28.
- Southerland, M.T. 1986a. Coexistence of three congeneric salamanders: the importance of habitat and body size. *Ecology*. 67(3): 721-728.
- Southerland, M.T. 1986b. Behavioral interactions among four species of the Salamander genus *Desmognathus*. *Ecology*. 67(1): 175-181.
- Souza, A.M. & Eterovick, P.C. 2011. Environmental factors related to anuran assemblage composition, richness and distribution at four large rivers under varied impact levels in Southeastern Brazil. *River Res Appl*. 27: 1023-1036.

- Spix, J.B. 1824. *Animalia nova sive Species novae Testudinum et Ranarum quas in itinere per Brasiliam annis MDCCCXVII-MDCCCXX jussu et auspiciis Maximiliani Josephi I. Bavariae Regis*, München: F. S. Hübschmann.
- StatSoft, Inc. 2007. STATISTICA (data analysis software system), versão 8.0. <http://www.statsoft.com>.
- Steinwascher, K. 1978. Interference and Exploitation competition among tadpoles of *Rana utricularia*. *Ecology*. 59(5): 1039-1046.
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L. & Waller, R.W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*. 306: 1783-1786.
- Teixeira, R.L. & Vrcibradic, D. 2003. Diet of *Leptodactylus ocellatus* (Anura; Leptodactylidae) from coastal lagoons of Southeastern Brazil. *Cuad Herpetol.* 17(1-2): 111-118.
- Toft, C.A. 1980. Feeding ecology of thirteen syntopic species of anurans in a seasonal tropic environment. *Oecologia*, 45(1): 131-141.
- Toft, C.A. 1981. Feeding ecology of Panamanian litter anurans: patterns in diet and foraging mode. *J Herpetol.* 15(2): 139-144.
- Toft, C.A. 1985. Resource partitioning in amphibians and reptiles. *Copeia*. 1985(1): 1-21.
- Tonini, J.F.R., Mendonça, I.S., Coutinho, A.B. & Gasparini, J.L. 2011. Anurans from Costa Bela, state of Espírito Santo, southeastern Brazil: inventory at an urban area and the re-discovery of *Allobates* in the state. *Herpetol Notes*. 4: 435-444.
- Tozetti, A.M. & Toledo, L.F. 2005. Short-term movement and retreat sites of *Leptodactylus labyrinthicus* (Anura: Leptodactylidae) during breeding season: a spool-and-line tracking study. *J Herpetol.* 39(4): 640-644.
- Trueb, L. & Gans, C. 1983. Feeding specializations on the Mexican burrowing toad, *Rhinophrynus dorsalis* (Anura: Rhinophrynidae). *J Zool Lond.* 199: 189-208.
- Tsuji-Nishikido, B.M. & Menin, M. 2011. Distribution of frogs in riparian areas of an urban forest fragment in Central Amazonia. *Biota Neotrop.* 11(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn01411022011>. Último acesso em 31/03/2012.
- Vedujo, P.H., Recoder, R.S., Vasconcellos, M.M. & Portella, A.S. 2009. List of species. *Checklist*, 5(4): 903-911.
- Vasconcelos, T.S., Santos, T.G., Rossa Feres, D.C. & Haddad, C.F.B. 2011b. Spatial and temporal distribution of tadpole assemblages (Amphibia, Anura) in a seasonal dry tropical forest of southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 673: 93-104.
- Vasconcelos, T.S., Santos, T.G., Rossa-Feres, D.C. & Haddad, C.F.B. 2011. Spatio-temporal distribution of calling male frogs in Morro do Diabo State Park (Southeastern Brazil): implications of conservation and management in a seasonally dry tropical forest. *South Am J Herpetol.* 6(2): 107-118.



- Vignoli, L. & Luiselli, L. 2011. Dietary relationships among coexisting anuran amphibians: a worldwide quantitative review. *Oecologia*: <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-011-2204-9>. Último acesso em 30/03/2012.
- Wisheu, I.C. 1998. How organisms partition habitats: different types of community organization can produce identical patterns. *Oikos*. 83(2): 246-258.
- Xavier, A.L. & Napoli, M.F. 2011. Contribution of environmental variables to anuran community structure in the Caatinga domain of Brazil. *Phyllomedusa*. 10(1): 45-64.
- Young, B.E., Lips, K.R., Reaser, J.K., Ibáñez, R., Salas, A.W., Cadeño, J.R., Coloma, L.A., Ron, S., La Marca, E., Meyer, J.R., Muñoz, A., Bolaños, F., Chaves, G. & Romo, D. 2001. Population declines and priorities for Amphibian Conservation in Latin America. *Conserv Biol*, 15(5): 1213-1223.
- Zimmerman, B. & Simberloff, D. 1996. An historical interpretation of habitat use by frogs in a Central Amazonian Forest. *J Biogeogr*. 23(1): 27-46.
- Zina, J. & Haddad, C.F.B., 2005, Reproductive activity and vocalizations of *Leptodactylus labyrinthicus* (Anura: Leptodactylidae) in Southeastern Brazil. *Biotaneotrop*. 5(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN00605022005>. Último acesso em 31/03/2012.