**Efeitos da fragmentação da floresta na diversidade e abundância
de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em uma
paisagem do Planalto Atlântico de São Paulo**

Thais Helena Condez

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia (USP/Instituto Butantan/IPT), para a obtenção do Título de Mestre em Biotecnologia.

**São Paulo
2008**

Efeitos da fragmentação da floresta na diversidade e abundância
de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em uma
paisagem do Planalto Atlântico de São Paulo

Thais Helena Condez

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia (USP/Instituto Butantan/IPT), para a obtenção do Título de Mestre em Biotecnologia.

Área de Concentração: Biotecnologia

Orientador: **Ricardo Jannini Sawaya**

São Paulo
2008

DADOS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)
Serviço de Biblioteca e Informação Biomédica do
Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo

reprodução não autorizada pelo autor

Condez, Thais Helena.

Efeitos da fragmentação da floresta na diversidade e abundância de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em uma paisagem do Planalto Atlântico de São Paulo. / Thais Helena Condez. -- São Paulo, 2009.

Orientador: Ricardo Jannini Sawaya.

Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo. Instituto de Ciências Biomédicas. Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia USP/IPT/Instituto Butantan. Área de concentração: Biotecnologia. Linha de pesquisa: Ecologia da paisagem.

Versão do título para o inglês: Forest fragmentation effects on diversity and abundance of leaf-litter anurans and lizards in a landscape of Atlantic Plateau of São Paulo.

Descritores: 1. Ecologia da paisagem 2. Anfíbios 3. Lagartos 4. Conservação biológica I. Sawaya, Ricardo Jannini II. Universidade de São Paulo. Instituto de Ciências Biomédicas. Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia. III. Título.

ICB/SBIB217/2008

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia
Universidade de São Paulo, Instituto Butantan, Instituto de Pesquisas Tecnológicas

Candidato (a): Thais Helena Condez

Título da Dissertação: Efeitos da fragmentação da floresta na diversidade e abundância de
anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em uma paisagem do Planalto
Atlântico de São Paulo.

Orientador (a): Ricardo Jannini Sawaya

A Comissão Julgadora dos Trabalhos de Defesa da **Dissertação de Mestrado**, em sessão pública
realizada a ____/____/____, considerou o (a):

☐ **aprovado**

☐ **reprovado**

Examinador (a): Assinatura.....
Nome.....
Instituição.....

Examinador (a): Assinatura.....
Nome.....
Instituição.....

Presidente: Assinatura.....
Nome.....
Instituição.....

COMISSÃO DE ÉTICA NO USO DE ANIMAIS
INSTITUTO BUTANTAN

Av. Vital Brazil, 1500, CEP 05503-900, São Paulo, SP, Brazil
Telefone: (55) (011) 3726-7222 ramal 2106 - Fax: (55) (011) 3726-1505

CERTIFICADO

Certificamos que o Protocolo para uso de animais em experimentação nº 319/06, sobre o projeto intitulado "Efeitos da fragmentação da floresta na diversidade e abundância de anfíbios anuros e lagartos de Serrapilheira em uma paisagem do Planalto Atlântico de São Paulo", sob a responsabilidade de Ricardo J. Sawaya está de acordo com os Princípios Éticos na Experimentação Animal adotado pelo Colégio Brasileiro (COBEA) e foi aprovado pela COMISSÃO DE ÉTICA NO USO DE ANIMAIS DO INSTITUTO BUTANTAN (CEUAIB) em reunião de 12/12/2006.

São Paulo, 13 de dezembro de 2006.

Dra. Denise V. Tambourgi
Presidente da CEUAIB

De acordo:

Dr. Otávio Azevedo Mercadante
Diretor do Instituto Butantan

**Dedico este trabalho a Marco A. Condez,
pelo exemplo de força de vontade e superação.**

Agradecimentos

Em primeiro lugar agradeço a duas pessoas muito especiais: à **Marianna Dixo** pela idealização do trabalho, co-orientação informal, amizade e companheirismo e ao **Ricardo Sawaya** pela orientação, confiança, amizade e paciência. Agradeço aos dois pelo exemplo de dedicação a ciência e pela grande amizade que construímos;

A **FAPESP** pela bolsa de mestrado concedida e ao **Programa de Cooperação Brasil-Alemanha para a Mata Atlântica CNPq/BMBF**, pelo auxílio financeiro e logístico na realização dos trabalhos de campo;

Ao **Projeto Temático BIOTA/FAPESP “Conservação da Biodiversidade em Paisagens Fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo”**, pelo banco de dados oferecido;

Ao **Laboratório Especial de Ecologia e Evolução do Instituto Butantan** e ao **Laboratório de Ecologia da Paisagem e Conservação – LEPaC (IB-USP)** pelo espaço concedido para a execução do trabalho;

Ao **IBAMA** pela licença de captura concedida;

Ao **Instituto Florestal** pela permissão dos trabalhos no Parque Estadual do Jurupará;

Aos **funcionários da Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) e seus familiares**, que nos receberam na usina de Jurupará durante os trabalhos de campo;

Ao **Jean Paul Metzger** pela oportunidade de trabalhar em um de seus projetos;

Ao **Márcio Martins** pela amizade, idéias e por sempre acomodar a nós e aos bichos quando não tínhamos espaço físico!

A **Célio F.B. Haddad, Miguel Trefaut, Vanessa K.Verdade, Waldir Germano e Franco L. Souza** pela identificação das espécies;

Ao **Paulo Inácio** pelo auxílio e sugestões com a estatística;

A **Cínthia Brasileiro, Dante Pavan e Vanessa K.Verdade** pela amizade, participação e sugestões valiosas durante a execução do trabalho;

A **Adriana A. Bueno (Dri) e Roberta T. Bruscagin (Robertinha)**, figurinhas que tornaram possível o árduo trabalho de campo e dividiram as mesmas “experiências” de trabalho em paisagens fragmentadas;

A todos aqueles companheiros que resistiram bravamente aos trabalhos de campo: **Karin, Zé Mario, Pedro, Martinha, Rena, Tróia, Carioca, Vivi**, em especial à **Mauro Teixeira Júnior e Renato Recoder**, assistentes fiéis e muito competentes;

Ao **Paulo Ilha** (carioca) pelas fotos tiradas em campo e gentilmente cedidas para este trabalho;

Aos amigos do Buta por tornarem tudo mais divertido! **Dna. Vera, Darina e Dna. Maria, Aninha, Beto, Clau Jones, Cláudio, Cristian, Cybele, Doni, Fausto, Fernanda, Fernando, Jorge, Karina, Laranja, Letícia, Lica, LÍlian, LÍvia, Murilo, Otávio, Rafael, Selma e Verônica;**

A todos os amigos do Lepac, em especial à **Claudia, Christoph, Henning, Jean, Lê, Mari, Miltinho, Paulinha, Simone e Wellington;**

Ao **Leandro Tambosi**, pela paciência e suporte “on-line” e “off-line” nas inúmeras dúvidas com o ArcGis;

Aos amigos do laboratório de pequenos mamíferos: **Adriana, Bruno, Camila, Fabi, Gustavo, Laura, Natália, Renata, Thais e Thomas;**

Ao querido **Cartola** por servir de inspiração aos trabalhos de campo com a L-200 e nos ensinar a “*levar a vida a sorrir*”;

Aos amigos de longa data: **Renato, Juliana, Camilinha, Caca’s, Camila, Lilica, Marcelo, Kaduzão, Gabi, Quinhos, Rafa e Natalie...**sem comentários!

A todos aqueles que não são pessoas mas que vivem sempre comigo: **Zécão, Rufos, Mamãe, Pretinho, Morena, Gordão, Maluquinha, Loro, Bob e Dingo...**

A minha família muito mais do que especial: **Vera** (mãe), **Mané** (pai), **Marco** (mano), **Martha e Joaquina** (vovós), **Arthur e Tati** (tios). Obrigada por tudo...mesmo sem entender muito bem as minhas escolhas, vocês sempre me apoiaram, incentivaram as minhas decisões...e me ajudaram a ser quem sou!

Ao **Thiago**, meu companheiro fiel até nas horas mais difíceis. Sem você o meu mundo não seria tão colorido...Obrigada por tudo, por existir e tornar VERDE a minha vida!!!

Resumo

CONDEZ, T.H. **Efeitos da fragmentação da floresta na diversidade e abundância de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em uma paisagem do Planalto Atlântico de São Paulo.** 190 f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) - Instituto Butantan, São Paulo, 2008.

Apesar de intensamente ameaçada pela perda de habitat e fragmentação florestal, a Mata Atlântica abriga ainda grande diversidade de anfíbios e répteis. Para analisar os efeitos da perda de habitat e fragmentação da Mata Atlântica sobre as espécies de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira amostramos com armadilhas de interceptação e queda 15 fragmentos florestais e seis localidades de mata contínua no interior e entorno do Parque Estadual do Jurupará, na região de Tapiraí e Piedade, Planalto Atlântico de São Paulo. A herpetofauna encontrada na região é típica de Floresta Ombrófila Densa, podendo apresentar sobreposição de espécies associadas a fisionomias mais secas do interior do estado. Apesar de abrigar alta riqueza de espécies em comparação com outros estudos realizados no planalto, fragmentos florestais apresentaram menor diversidade em relação a localidades de mata contínua. Diferenças na composição de espécies entre as localidades podem ser explicadas por uma combinação de fatores, incluindo a distância geográfica, estrutura da vegetação e disponibilidade de microambientes. De maneira geral, anfíbios anuros e lagartos de serapilheira são sensíveis à modificação de seus ambientes, porém a resposta a estas modificações é espécie-específica, variando de acordo com aspectos da história natural de cada espécie. A perda de habitat e fragmentação florestal exercem efeitos negativos sobre algumas espécies de anfíbios e conseqüentemente sobre a diversidade local, sendo fatores importantes a serem considerados em estratégias de conservação. Espécies de anfíbios de serapilheira de hábitos florestais com desenvolvimento larval aquático foram mais afetadas pela perda de habitat e configuração dos remanescentes, provavelmente porque necessitam sair do fragmento em busca de sítios reprodutivos. Anfíbios de hábitos florestais e desenvolvimento terrestre não foram significativamente afetados pelos efeitos da perda e fragmentação florestal, e espécies de áreas abertas parecem ser beneficiadas com a modificação dos ambientes florestais, apresentando maior abundância em fragmentos pequenos e isolados. Nossos resultados evidenciam a importância das características locais na sobrevivência das espécies em paisagens fragmentadas e sugerem que, adicionalmente aos efeitos da redução de área e isolamento dos remanescentes, alterações no ambiente devem determinar a distribuição de espécies em paisagens fragmentadas.

Palavras-chave: anfíbios; répteis; diversidade; abundância; composição de espécies; fragmentação florestal; Mata Atlântica; conservação; Parque Estadual do Jurupará.

Abstract

CONDEZ, T.H. **Forest fragmentation effects on diversity and abundance of leaf-litter anurans and lizards in a landscape of Atlantic Plateau of São Paulo.** 190 f. Master thesis (Biotechnology) - Instituto Butantan, São Paulo, 2008.

The Atlantic Rain Forest is intensely threatened by habitat loss and forest fragmentation, but still harbors great diversity of amphibians and reptiles. In order to investigate the effects of habitat loss and fragmentation of the Atlantic Rain Forest on leaf-litter anurans and lizards, we sampled the herpetofauna of 15 forest fragments and six localities of continuous forest with pitfall traps. Forest fragments and continuous forest localities (interior and surroundings of “Parque Estadual do Jurupará”) was located in Tapiraí and Piedade municipalities, São Paulo state, Brazil. The herpetofauna sampled in this region was typical of Ombrophilous Rain Forest, with some species associated with dry physiognomies of interior of the state. Despite of higher species richness in comparison with other studies developed on the Atlantic Plateau, forest fragments showed lower diversity than continuous forest localities. Differences in species composition among sampled localities can be explained by a combination of factors, including geographical distance, vegetation structure and availability of microhabitats. In general, leaf-litter anurans and lizards were susceptible to environment change, but the response to these changes is species-specific, varying according to aspects of each species natural history. Habitat loss and forest fragmentation had negative effects on leaf-litter amphibians and consequently on local diversity, being important factors to be considered in conservation strategies. Amphibian species with forest habits and aquatic larvae development were most affected by habitat loss and configuration of the remnants, probably because these species need to leave the fragment to look for breeding sites. Forest amphibians with terrestrial development were not significantly affected by forest fragmentation and habitat loss, while species associated with open-areas appear to benefit from these changes, increasing their abundance with area reduction and isolation. Our results highlight the importance of local characteristics in the survival of species in fragmented landscapes and suggest that, in addition to the effects of increase isolation and reduction area, alterations in the environment should determine species distribution in fragmented landscapes.

Key-words: amphibians; reptiles; diversity; abundance; species composition; forest fragmentation; Atlantic forest; conservation; Parque Estadual do Jurupará.

Sumário

Introdução e Revisão de Literatura.....	13
Referências Bibliográficas.....	25
Capítulo 1. Herpetofauna dos remanescentes de Mata Atlântica da região de Tapiraí e Piedade, SP, sudeste do Brasil.....	34
Resumo.....	35
1.1 Introdução.....	36
1.2 Material e Métodos.....	38
1.3 Resultados e Discussão.....	41
1.3.1 Anfíbios.....	41
1.3.2 Répteis.....	58
1.4 Considerações Finais.....	76
Referências Bibliográficas.....	78
Apêndice 1A.....	97
Capítulo 2. Diversidade e composição de espécies de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em remanescentes de Mata Atlântica fragmentada e contínua no Planalto Atlântico de São Paulo, sudeste do Brasil.....	98
Resumo.....	99
2.1 Introdução.....	100
2.2 Material e Métodos.....	102
2.3 Resultados.....	107
2.3.1 Anfíbios anuros de serapilheira.....	107
2.3.2 Lagartos de serapilheira.....	112
2.4 Discussão.....	120
2.4.1 Anfíbios anuros de serapilheira.....	120
2.4.2 Lagartos de serapilheira.....	124
2.5 Considerações Finais.....	126
Referências Bibliográficas.....	127

Capítulo 3. Influência da fragmentação florestal sobre anfíbios anuros de serapilheira em Tapiraí e Piedade, SP, Brasil.....	134
Resumo.....	135
3.1 Introdução.....	136
3.2 Material e Métodos.....	140
3.3 Resultados.....	145
3.3.1 Anfíbios anuros de serapilheira.....	145
3.3.2 Variações ambientais.....	147
3.3.3 Correlação entre variáveis.....	148
3.3.4 Influência da estrutura da paisagem.....	148
3.4. Discussão.....	154
3.4.1 Influência das características da paisagem.....	154
3.4.2 Características importantes para conservação.....	157
3.5 Considerações Finais.....	159
Referências bibliográficas.....	160
Apêndice 3A.....	165
Apêndice 3B.....	167
Conclusões Gerais.....	168
Referências Bibliográficas.....	171

Introdução e Revisão de Literatura

Diversidade e Conservação da Mata Atlântica

O Domínio Tropical Atlântico (AB'SABER, 1977) abrange principalmente formações florestais, como as florestas ombrófilas e semi-decíduas, e outros diversos ecossistemas e formações associadas à região litorânea, como restingas, mangues, costões rochosos e ilhas oceânicas (OLIVEIRA-FILHO e FONTES, 2000; AB'SABER, 2003). Esta composição de ambientes faz da Mata Atlântica um bioma especialmente complexo e diverso, abrigando aproximadamente duas mil espécies de vertebrados e 20 mil espécies de plantas vasculares, com níveis elevados de endemismos entre estes grupos (PINTO et al., 2006).

Originalmente distribuída por mais de 1,5 milhões de km² ao longo da costa brasileira, leste do Paraguai e nordeste da Argentina, a Mata Atlântica encontra-se intensamente ameaçada pela perda e fragmentação florestal (MORELLATO e HADDAD, 2000; TABARELLI et al., 2005). Por abrigar alta diversidade biológica, grande número de espécies endêmicas e sofrer severamente os efeitos da perda de hábitat e modificação de seus remanescentes, a Mata Atlântica tem sido considerada entre as áreas mundiais prioritárias para a conservação (MYERS et al., 2000).

Desde a colonização, a exploração dos recursos florestais e uso da terra para diversas finalidades são considerados os maiores responsáveis pela perda de habitat e fragmentação da Mata Atlântica, sendo amplificados nas últimas décadas em razão da expansão das atividades agrícolas e pecuárias (TABARELLI et al., 2005). Além disso, sua sobreposição com grandes centros urbanos favorece a acessibilidade aos recursos florestais e facilitam a caça e o desmatamento (TABARELLI et al., 2004), dificultando a conservação de seus remanescentes.

Para conter estas ameaças, foram criadas unidades de conservação e instrumentos legais para a preservação do meio ambiente no país, entretanto as ações passaram a ser intensificadas apenas nas últimas três décadas (MITTERMEIER et al., 2005). Apesar de possuir um número elevado de unidades de conservação de proteção integral em comparação com outros biomas, muitos remanescentes de Mata Atlântica situam-se em áreas de domínio privado, e deficiências no sistema de fiscalização não asseguram a conservação da Mata Atlântica brasileira (TABARELLI et al., 2005).

A Mata Atlântica encontra-se amparada legalmente pelo Código Florestal (Lei nº 4.771/65 e atualizações), que exige a proteção de áreas de preservação permanente e reserva legal, 20% de qualquer propriedade rural localizada no domínio da Mata Atlântica, bem como pelo Decreto Federal nº 750/93, que regulamenta o corte, exploração e supressão da vegetação (BRASIL, 1965; BRASIL, 1993). Se a legislação fosse respeitada seria assegurado um

aumento significativo da área florestal existente, o que sugere a necessidade de implementação das leis existentes e ações intensificadas de fiscalização (TABARELLI et al., 2005).

Inserida neste cenário, a Mata Atlântica do estado de São Paulo foi considerada por muitos anos restrita a cerca de 7% de sua extensão original (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA e INPE, 2006). Novas estimativas indicam que o bioma representa atualmente 12% de sua extensão original e encontra-se distribuído em aproximadamente 25 mil fragmentos, que em maioria apresentam tamanho menor do que 50 hectares (RIBEIRO et al., 2008). Grande parte das unidades de conservação e áreas mais preservadas localiza-se nas regiões de floresta ombrófila densa com relevo acidentado, na Serra do Mar e Vale do Paraíba, sendo que a Mata Atlântica apresenta-se muito mais fragmentada à medida que se distancia das regiões serranas, como em áreas do planalto, no interior do estado (NALON et al., 2008).

A maioria das informações biológicas disponíveis no estado é proveniente de inventários realizados nos grandes maciços florestais litorâneos, sendo que pequenos fragmentos são pouco ou nunca considerados (METZGER et al., 2008). Apesar de intensamente ameaçada, a Mata Atlântica do estado de São Paulo abriga grande biodiversidade e apresenta regiões ainda pouco conhecidas. Assim sendo, estudos em lacunas amostrais são importantes para complementar o conhecimento da biodiversidade do estado e fornecer subsídios para a elaboração de novas estratégias de conservação.

Anfíbios e Répteis na Mata Atlântica

O Brasil abriga a maior riqueza de espécies de anfíbios do mundo e está entre os cinco países com maior riqueza de répteis (SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA, 2008). No estado de São Paulo são registradas cerca de 250 espécies de anfíbios anuros e 200 espécies de répteis, o que corresponde a aproximadamente 31% e 30% das espécies de anfíbios e répteis conhecidas para o Brasil (ROSSA-FERES et al., 2008). A Mata Atlântica é um bioma particularmente rico em espécies de anfíbios e répteis pois comporta uma elevada diversidade de ambientes e microambientes, favorecendo a presença de espécies e grupos endêmicos, com características biológicas muito especializadas (HADDAD, 1998; MARQUES et al., 1998; ROSSA-FERES et al., 2008).

Aproximadamente 400 espécies de anfíbios podem ser encontradas na Mata Atlântica (HADDAD et al., 2008), sendo que cerca de 85% destas espécies podem ser consideradas endêmicas (CRUZ e FEIO, 2006). A maior riqueza de espécies ocorre nas florestas ombrófilas densas, em razão da grande umidade, disponibilidade de diversos tipos de ambientes e ocorrência em terrenos montanhosos, que estão associados aos processos de diferenciação de famílias, gêneros e espécies endêmicas (CRUZ e FEIO, 2006; HADDAD et al., 2008). Em resposta a estas características, além da riqueza de espécies, a maior diversidade de hábitos reprodutivos de anfíbios anuros é encontrada nestes ambientes, que comportam 27 dos 39 modos reprodutivos conhecidos no mundo (HADDAD e PRADO, 2005).

Em relação aos répteis, a Mata Atlântica abriga aproximadamente 70 espécies de lagartos e anfisbenídeos e 134 espécies de serpentes (RODRIGUES, 2005). Assim como no caso dos anfíbios, os répteis da Mata Atlântica possuem grande diversidade e diversos casos de endemismo associados às florestas ombrófilas densas, principalmente em função do relevo acidentado e grande disponibilidade de ambientes (MARQUES et al., 1998). Florestas ombrófilas densas no estado de São Paulo apresentam riqueza relativamente baixa de lagartos, com aproximadamente dez espécies, e elevada riqueza de serpentes, aproximadamente 70 espécies em sua maioria endêmicas desta formação (ROSSA-FERES et al., 2008; MARQUES et al., 2004).

Em função de suas características ecológicas, anfíbios e répteis são organismos particularmente sensíveis a variações ambientais, podendo ser considerados bons indicadores da qualidade do ambiente (DUELLMAN e TRUEB, 1994; FARIA et al., 2007). A baixa capacidade de deslocamento, a especificidade de habitats e a dependência da água ou de microhabitats úmidos para reprodução caracterizam os anfíbios como espécies muito sensíveis a modificações nos ambientes naturais (DUELLMAN e TRUEB, 1994; HADDAD e PRADO, 2005; ROSSA-FERES et al., 2008). Geralmente com baixa capacidade de deslocamento e alta especificidade de habitats, os répteis apresentam tamanho reduzido das ninhadas, o que também contribui para sua vulnerabilidade a modificações no ambiente (POUGH et al., 2001; PIANKA e VITT, 2003; ROSSA-FERES et al., 2008).

Em resposta a estas características, declínios populacionais de anfíbios e répteis têm sido observados no mundo todo (GIBBONS et al., 2000; STUART et al., 2004). As possíveis causas do declínio de anfíbios podem resultar da ação isolada ou sinérgica de uma série de fatores que variam desde a perda e modificação de seus ambientes, mudanças climáticas, aumento de radiação ultravioleta, poluição industrial e por agrotóxicos, introdução de espécies

exóticas e doenças emergentes, como o fungo *Batrachochytrium dendrobatidis* (WAKE, 1991; ALFORD e RICHARDS, 1999; YOUNG et al., 2004; STUART et al., 2004; BEEBEE e GRIFFITHS, 2005). Entre as causas do declínio observado em répteis, a destruição, degradação e fragmentação de habitats são fatores muito importantes, assim como a exploração direta e biopirataria, introdução de espécies exóticas, poluição e doenças (MARQUES et al., 1998; GIBBONS et al., 2000; ROSSA-FERES et al., 2008).

No Brasil, aproximadamente 30 espécies de anfíbios apresentam declínios populacionais, e a maioria dos registros ocorrem no sudeste, em áreas de Mata Atlântica (ETEROVICK et al., 2005). Por causa da escassez de informações sobre a biologia das espécies e monitoramento das populações a longo prazo, os declínios no Brasil são pouco compreendidos (ETEROVICK et al., 2005), entretanto, considerando a possibilidade de existirem outros fatores envolvidos, a principal ameaça a populações de anfíbios e répteis brasileiros consiste na perda e modificação de seus ambientes naturais (RODRIGUES, 2005; SILVANO e SEGALLA, 2005).

A Mata Atlântica concentra a maior parte das espécies de anfíbios ameaçadas de extinção do território nacional (SILVANO e SEGALLA, 2005). Em relação aos répteis, as regiões sul e sudeste do país concentram o maior número de registros de espécies ameaçadas (RODRIGUES, 2005). A lista de espécies ameaçadas de extinção do estado de São Paulo possui seis espécies de quelônios, uma espécie de crocodiliano, 16 espécies de lagartos, uma espécie de anfisbenídio, 38 espécies de serpentes e 64 espécies de anfíbios anuros, listados como ameaçados, quase ameaçados ou dados insuficientes (SÃO PAULO, 2008). O *status* de conservação da diversidade de anfíbios e répteis da Mata Atlântica pode ser ainda mais grave, considerando a provável ocorrência de espécies não conhecidas pela ciência e a carência de dados de distribuição geográfica, número e tamanho das populações para a maioria das espécies brasileiras (LEWINSOHN e PRADO, 2005; ROSSA-FERES et al., 2008). A grande diversidade e o grau de ameaça ao qual a Mata Atlântica está exposta têm alertado os pesquisadores sobre a necessidade de maior conhecimento de suas espécies, biologia e distribuição.

A Fragmentação Florestal

Estudos em ambientes fragmentados tiveram origem na teoria do equilíbrio dinâmico de ilhas (MacARTHUR e WILSON, 1967). Considerando aspectos relevantes como tamanho

e grau de isolamento dos ambientes, a biogeografia de ilhas forneceu contribuições significativas tanto na teoria da evolução das espécies, quanto na ecologia de paisagens e biologia da conservação (WHITTAKER, 1998; METZGER, 1999; LAURANCE, 2008).

Relações entre a estrutura da paisagem e a diversidade das comunidades passam a ser amplamente estudadas a partir da década de 70, com a aplicação da teoria de biogeografia de ilhas em fragmentos de habitats continentais (METZGER, 1999). Com a finalidade de analisar os efeitos da estrutura da paisagem sobre as populações, em nível mais específico do que os efeitos sobre as comunidades, as relações entre paisagem e diversidade biológica passaram a considerar a teoria de metapopulações (HANSKI e GILPIN, 1997). Ao longo do tempo, a variedade de resultados obtidos em paisagens continentais e a inconsistência com os modelos teóricos, evidenciaram a necessidade de se considerar, além do tamanho e isolamento, outros fatores igualmente importantes na escala da paisagem, como variações temporais na resposta dos organismos, efeitos de borda, importância da qualidade do ambiente que circunda os remanescentes e outras alterações no ambiente, decorrentes da ação humana (LAURANCE, 2008). Abordagens geográficas considerando a influência do homem sobre a paisagem, e abordagens ecológicas considerando a importância do contexto espacial sobre os processos ecológicos em termos de conservação biológica constituem atualmente a ecologia de paisagens (METZGER, 2001). Integrando a heterogeneidade espacial em diferentes escalas e processos ecológicos, a ecologia de paisagens aborda estudos sobre fragmentação e conservação de espécies e ecossistemas, trazendo novas perspectivas para a resolução dos problemas ambientais atuais (METZGER, 2001).

Relacionado a uma série de alterações nos processos ecológicos, o termo fragmentação florestal tem sido utilizado como palavra-chave para uma série de processos que atuam em escala espacial sobre a biodiversidade (FAHRIG, 2003; FISCHER e LINDENMAYER, 2007). Incluídos neste conceito estão os efeitos da perda de habitat e uma série de outras mudanças na qualidade do ambiente (METZGER, 1999; HARISON e BRUNA, 1999; FAHRIG, 2003; LAURANCE, 2008).

A perda de habitat implica na redução da área de habitat original sem necessariamente subdividi-lo (FAHRIG, 2003). Isoladamente, a perda de habitat é responsável por uma série de impactos negativos como a maior probabilidade de extinção, diminuição da riqueza e abundância e modificações na distribuição das espécies nos fragmentos (FAHRIG, 2003; EWERS e DIDHAM, 2006). A fragmentação florestal *per se* pode ser definida como a subdivisão de áreas contínuas de habitat, resultando em diferentes configurações espaciais dos remanescentes na paisagem (FAHRIG, 2003). Como resultado deste processo, o aumento do

número de fragmentos, diminuição de seu tamanho, maior isolamento e aumento das áreas de contato entre habitat e matriz, são responsáveis por grande parte dos efeitos negativos sobre a biodiversidade (METZGER, 1999; FAHRIG, 2003).

Em paisagens onde ocorre fragmentação florestal concomitante com a redução na área de habitat remanescente (fragmentação *lato sensu*), os efeitos de cada uma destas ameaças sobre a biodiversidade devem ser considerados isoladamente (FAHRIG, 2003). Entretanto, são raros os estudos que consideram os efeitos da fragmentação florestal isoladamente dos efeitos originados pela perda de habitat, não permitindo a identificação da importância de cada um destes processos na determinação da abundância, distribuição e riqueza das espécies em paisagens fragmentadas (LAURANCE, 2008). Alguns estudos sugerem que os efeitos da perda de habitat são mais importantes para a manutenção da biodiversidade do que aqueles decorrentes do processo de fragmentação florestal, principalmente em paisagens com grande quantidade de habitat remanescente (ANDRÉN, 1994; METZGER e DECÁMP, 1997; FAHRIG, 2003). Esta informação sugere a existência de um limiar de fragmentação definido como a quantidade de habitat abaixo da qual a importância da configuração espacial do habitat aumenta drasticamente para a persistência das espécies (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003). Em outras palavras, o declínio de uma população está diretamente relacionado à perda de habitat nos estágios iniciais de fragmentação, mas passa a ser mais fortemente influenciado pelo tamanho e conectividade das manchas (ANDRÉN, 1994) ou pelo grau de agregação ou dispersão que estas apresentam na paisagem (FAHRIG, 2003) em paisagens em que há intensa perda de hábitat. O limiar de fragmentação proposto na literatura está em torno de 10-30% de habitat remanescente (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003), mas pode variar de acordo com a escala de análise na paisagem e características ecológicas das espécies e grupos taxonômicos considerados (MacGARIGAL e McCOMB, 1995; HOMAN et al., 2004; FISCHER e LINDENMAYER, 2007). Devido à prevalência de modelos teóricos e a ausência de estudos empíricos em diversas regiões geográficas com diferentes grupos taxonômicos, o limiar de fragmentação ainda é um assunto controverso (FAHRIG, 2003), mas potencialmente muito útil em políticas de manejo e conservação (BUENO, 2008).

Estudos sobre os impactos da fragmentação florestal na biodiversidade costumam enfatizar principalmente mudanças na área dos remanescentes e na conectividade (SOULÉ et al., 1992; FAHRIG, 2003). Considerando a paisagem como um ambiente heterogêneo, devem ser avaliados além destas características, outros parâmetros que interferem na dinâmica dos fragmentos, como o arranjo espacial e a complexidade do mosaico de ambientes (METZGER, 1999). A forma do fragmento, diretamente relacionada ao efeito de borda, e a qualidade da

matriz constituem algumas das outras características que podem influenciar a dinâmica de populações fragmentadas (GASCON et al., 1999; EWERS e DIDHAM, 2006).

Amplamente discutida desde a teoria de biogeografia de ilhas, a relação entre número de espécies e a área de habitat disponível é utilizada até hoje para prever a extinção de espécies em ambientes insulares ou áreas onde há perda de habitat (e.g. MacARTHUR e WILSON, 1967; CONNOR et al., 2000; HAGER, 1998; BENDER et al., 1998; NEY-NIFLE e MANGEL, 2000). Além da extinção de espécies, a área de habitat disponível pode estar relacionada às taxas de migração de indivíduos e até mesmo a outros eventos, como a especiação (LOSOS e SCHLUTER, 2000). O tipo de relação com a área remanescente varia em função da espécie considerada, sendo determinada pelo número mínimo de indivíduos de uma população viável e pelo tamanho do território ocupado pela espécie (METZGER, 1999), características relacionadas a alguns aspectos biológicos e ecológicos, como o tamanho do corpo e taxa de dispersão da espécie (HAGER, 1998). Teoricamente a riqueza de espécies diminui quando a área do fragmento fica menor do que as condições mínimas necessárias para a sobrevivência das populações (SAUNDERS et al., 1991).

O isolamento entre os fragmentos de habitat também é muito importante em paisagens fragmentadas, uma vez que quebra os padrões de distribuição natural das espécies e força espécies a utilizar os ambientes que circundam os fragmentos de habitat (EWERS e DIDHAM, 2006). Associada ao isolamento, a conectividade pode ser definida como a capacidade que a paisagem apresenta para facilitar o fluxo biológico (TAYLOR et al., 1993). Em definição, a conectividade estrutural refere-se unicamente a disposição dos fragmentos na paisagem incluindo a densidade de elementos facilitadores de dispersão e a permeabilidade do habitat que circunda os fragmentos, enquanto a conectividade funcional abrange também às características biológicas relacionadas à movimentação das espécies na paisagem (UEZU et al., 2005). Em geral, quanto maior a perda de habitat menor conectividade, o que pode resultar entre outras coisas, na diminuição da diversidade genética entre as populações, decorrente do confinamento (FAHRIG 2003).

A forma do fragmento está diretamente relacionada ao efeito de borda (EWERS e DIDHAM, 2006), definido por uma série de mudanças físicas e biológicas que ocorrem nos limites entre dois tipos de ecossistemas, como na transição entre habitat e não habitat (FISCHER e LINDENMAYER, 2007). Fragmentos com formas complexas têm maior proporção de bordas, o que acentua a diminuição da área interior, consequentemente permitindo mudanças nas condições microclimáticas e a colonização por espécies invasoras (SAUNDERS et al., 1991). Além da forma, efeito de borda e outras características dos

fragmentos, a qualidade da matriz é crucialmente importante na determinação da abundância e composição de espécies em paisagens fragmentadas, pois afeta a dispersão e movimentação de indivíduos (GASCON et al., 1999). A habilidade das espécies de utilizar os recursos da matriz pode alterar a intensidade dos efeitos da fragmentação (EWERS e DIDHAM, 2006). Espécies generalistas podem manter maiores populações em paisagens fragmentadas do que espécies especialistas, que dependem exclusivamente dos recursos dos remanescentes de habitat (ANDRÉN, 1997).

Características ambientais e da vegetação podem constituir fatores muito importantes na estruturação da biodiversidade em paisagens fragmentadas (VALLAN, 2000; JELLINEK et al., 2004). A conversão de ambientes florestais contínuos em fragmentos pequenos e desconectados resulta em uma série de mudanças no ambiente, como a degradação da qualidade do habitat (WILCOX e MURPHY, 1985; HARISON e BRUNA, 1999). Além disso, diversos processos ecológicos são alterados nos fragmentos, como a dinâmica florestal, ciclagem de nutrientes e estocagem de carbono (LAURANCE, 2008). Mudanças físicas na estrutura da vegetação e microclima, bem como alterações na temperatura, velocidade do vento, umidade e insolação, principalmente nas áreas mais próximas às bordas dos fragmentos, são características que podem ter grande influência sobre a persistência de espécies, mas que não são comumente consideradas em estudos sobre fragmentação (SAUNDERS et al., 1991; HARISON e BRUNA, 1999, LAURANCE, 2008).

Outras perturbações no ambiente também podem atuar adicionalmente ou sinergicamente aos efeitos decorrentes da fragmentação em ambientes naturais (LAURANCE e COCHRANE, 2001). Principalmente na região tropical, a degradação dos fragmentos florestais está associada à caça, corte seletivo de madeira, poluição, uso de pesticidas nas proximidades de áreas agrícolas e introdução de espécies invasoras, entre outras perturbações capazes de alterar dramaticamente a ecologia dos fragmentos (CULLEN et al. 2000; LAURANCE, 2008).

Os efeitos decorrentes da perda de habitat e fragmentação florestal estão entre as maiores ameaças à biodiversidade (BROOKS et al., 2002), considerados responsáveis pelo aumento da taxa de extinção de espécies no mundo (HENLE et al., 2004). Por este motivo é necessário um maior conhecimento sobre os mecanismos de ação dos parâmetros estruturais da paisagem na dinâmica de populações fragmentadas, principalmente nas regiões tropicais, onde estes efeitos devem ser mais severos (METZGER, 1999; FAHRIG, 2003).

Fragmentação florestal e a herpetofauna

Anfíbios e répteis constituem o grupo menos estudado entre os trabalhos desenvolvidos recentemente em paisagens fragmentadas (McGARIGAL e CUSHMAN, 2002, GARDNER et al. 2007). Apesar do número crescente de estudos, a maioria concentra-se na região temperada e é direcionada principalmente para a compreensão dos efeitos da modificação dos ambientes sobre os anfíbios (GARDNER et al., 2007). Considerando a dificuldade de consenso entre os resultados obtidos nas diferentes regiões biogeográficas, o conhecimento disponível ainda é limitado em relação à velocidade de degradação dos ambientes e conseqüente aumento do número de espécies de anfíbios e répteis ameaçadas (GARDNER et al., 2007).

De maneira geral, a literatura disponível evidencia a relação positiva entre riqueza de espécies de anfíbios e répteis e área de habitat disponível, enquanto poucos estudos encontraram alguma relação com o padrão de isolamento dos remanescentes (GARDNER et al., 2007). Não existem evidências concretas sobre os efeitos de perturbações ambientais e efeito de borda sobre estes grupos, sendo encontrados no geral efeitos espécie-específicos, com pouca ou nenhuma mudança na riqueza de espécies, dependendo do tipo de ambiente encontrado na matriz (GARDNER et al., 2007; DIXO e MARTINS, 2008). Variações na riqueza e abundância de anfíbios e lagartos em paisagens fragmentadas podem estar relacionadas também a características ambientais dos remanescentes, além do tamanho e isolamento (VALLAN, 2000; DIXO, 2005). A estrutura da vegetação, o microclima, a disponibilidade de ambientes e a presença de riachos e corpos d'água, são características igualmente importantes para a manutenção da abundância e riqueza de espécies destes grupos na paisagem (VALLAN, 2000; JELLINEK et al., 2004; DIXO e METZGER, 2008).

O conhecimento existente sobre os efeitos da perda de habitat e fragmentação em anfíbios evidencia resposta positiva ao aumento da área de floresta na paisagem e negativa ao isolamento dos remanescentes e aumento de perturbações (CUSHMAN, 2006; GARDNER et al., 2007). A existência de um limiar de fragmentação para estas espécies não é comprovada, embora alguns estudos sugiram que os efeitos da configuração dos fragmentos passam a ser mais importantes para os anfíbios do que o efeito da redução de área em paisagens com 10 a 30 % de cobertura vegetal remanescente, assim como observado para outros grupos (GIBBS, 1998; HOMAN et al., 2004). Diferenças na riqueza de espécies entre ambientes de floresta contínua e fragmentos florestais na Amazônia, considerando a invasão de espécies de área

aberta nos fragmentos e áreas de borda, evidenciam a sensibilidade de algumas espécies e a plasticidade de outras em resposta à modificações no ambiente (TOCHER et al., 1997; GASCON et al., 1999). Apesar de serem poucos os estudos desenvolvidos no domínio da Mata Atlântica, há um consenso sobre os efeitos negativos da redução de área e desconexão de habitats na diversidade de anfíbios (DIXO, 2001; SILVANO et al., 2003; DIXO, 2005; FARIA et al., 2007; BECKER et al., 2007; DIXO e MARTINS, 2008).

Em resposta a características particulares de história natural e ecologia as espécies são afetadas pela fragmentação florestal de maneira distinta (MARSH e PEARMAN, 1997; LAURANCE, 2008). Algumas espécies mais sensíveis declinam rapidamente ou desaparecem nos fragmentos, outras espécies permanecem de maneira estável tolerando os distúrbios do habitat, enquanto outras aumentam significativamente em abundância (LAURANCE et al., 2002; HENLE et al., 2004; LAURANCE, 2008). Por estas razões, resultados baseados unicamente em características da comunidade, sem considerar a resposta específica de cada espécie, ou grupo de espécies, podem levar a interpretações equivocadas (GARDNER et al., 2007).

Os efeitos da perda de habitat e fragmentação sobre anfíbios relacionam-se ao potencial reprodutivo que apresentam, sua habilidade de dispersão, tamanho da área de vida, especificidade de habitats e outras características ecológicas (CUSHMAN, 2006). Anfíbios que apresentam hábitos florestais apresentam diferentes histórias de vida, hábitos reprodutivos e habitat preferencial, sendo influenciados de maneira distinta pela modificação de seus ambientes em relação a espécies de hábitos não associados a florestas (DIXO e MARTINS, 2008). Espécies florestais que apresentam reprodução associada a corpos d'água tendem a ser afetados em curto prazo pelos efeitos da perda de habitat e fragmentação, em razão de uma maior exposição a predação, desidratação e outros fatores decorrentes de sua necessidade de atravessar ambientes hostis para a reprodução (CUSHMAN, 2006; BECKER et al., 2007). Do contrário, espécies florestais com reprodução associada a ambientes terrestres, que não necessitam sair do fragmento para reproduzir, estariam menos expostas a estas ameaças, sendo pouco afetadas pelos efeitos da fragmentação florestal a curto-prazo, mas severamente ameaçadas por modificações na estrutura da vegetação e características ambientais, como umidade da serapilheira (PEARMAN, 1997; CUSHMAN, 2006).

De maneira distinta ao observado para os anfíbios não existe consenso sobre a influência da perda de habitat e fragmentação florestal sobre as comunidades de lagartos (DIXO e METZGER, 2008). Apesar de ocuparem habitats similares e serem afetados pela modificação dos ambientes naturais de maneira semelhante, os répteis apresentam hábitos

mais discretos e solitários, o que os torna particularmente menos estudados do que os anfíbios (GIBBONS et al., 2000; GARDNER et al., 2007). Alguns estudos sugerem que variáveis ambientais e da vegetação parecem ser muito mais importantes na estruturação de comunidades de lagartos do que mudanças na estrutura da paisagem (KICHENER et al., 1980; JELLINEK et al., 2004). A riqueza de espécies de lagartos é menor em ambientes perturbados em relação à floresta madura, resultando no aumento da dominância de algumas espécies e no declínio de outras (FARIA et al., 2007). Outros estudos indicam que paisagens com porcentagens muito baixas de cobertura vegetal remanescente apresentam extinção de algumas espécies de lagartos, sugerindo a importância da manutenção de florestas contínuas para a conservação destas espécies (DRISCOLL, 2004; DIXO, 2005; FARIA et al.; 2007). Apesar de poucos trabalhos terem sido desenvolvidos na Mata Atlântica existem evidências de que espécies de lagartos generalistas parecem ser menos sensíveis aos efeitos da fragmentação do que espécies especialistas, e que diferenças no uso do ambiente podem influenciar a resposta das espécies de lagartos à fragmentação (DIXO, 2001; FREIRE, 2001; SILVANO et al., 2003; DIXO, 2005; FARIA et al., 2007; DIXO e MARTINS, 2008; DIXO e METZGER, 2008).

Os efeitos da estrutura da paisagem, como tamanho e isolamento dos fragmentos, sua distribuição na paisagem e alterações na vegetação e microclima, apesar de pouco conhecidos sobre a diversidade de anfíbios e lagartos da Mata Atlântica, são características importantes a serem testadas na tentativa de compreensão dos padrões de abundância e distribuição destas taxocenoses em paisagens fragmentadas.

Objetivos e organização do trabalho

Em continuidade aos trabalhos desenvolvidos em paisagens fragmentadas do planalto paulista, o presente trabalho está vinculado ao projeto de pós-doutorado de Marianna Dixo “Diversidade de anuros e lagartos de serapilheira em paisagens fragmentadas do Planalto Atlântico de São Paulo - estudo comparativo em três paisagens” (FAPESP 06/56998-6) e foi desenvolvido em colaboração com os projetos “Conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo” (coordenado por Jean Paul Metzger, FAPESP 99/05123-4, CNPq 59.0041/2006-1), “Cooperação Brasil-Alemanha: ciência e tecnologia para a Mata Atlântica” (coordenado por Klaus Henle e Jean Paul Metzger, BMBF/CNPq 690144/01-6), “Diversidade de mamíferos em Paisagens Fragmentadas no

Planalto Atlântico de São Paulo” (coordenado por Renata Pardini, FAPESP 05/56555-4) e “Diversidade, Distribuição e Conservação da Herpetofauna do estado de São Paulo” (coordenado por Ricardo J. Sawaya, FAPESP 08/54472-2).

Neste contexto, este trabalho pretende contribuir com o conhecimento dos efeitos da fragmentação florestal sobre anfíbios anuros e lagartos de serapilheira, e fornecer dados sobre composição, distribuição geográfica e ecologia das espécies encontradas em uma paisagem fragmentada onde ainda restam 50% de cobertura florestal, nos municípios de Tapiraí e Piedade, Planalto Atlântico de São Paulo. Considerando ainda o número reduzido de estudos que enfocam os efeitos da fragmentação florestal sobre estas taxocenoses, apresentamos informações úteis para a conservação da diversidade de espécies de anfíbios anuros e lagartos na Mata Atlântica.

Os resultados obtidos neste trabalho são apresentados em três capítulos: (1) Herpetofauna dos remanescentes de Mata Atlântica na região de Tapiraí e Piedade, SP, sudeste do Brasil, submetido na forma de artigo à revista *Biota Neotropica*, (2) Diversidade e composição de espécies de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em remanescentes de Mata Atlântica fragmentada e contínua no Planalto Atlântico de São Paulo, sudeste do Brasil, e (3) Influência da fragmentação florestal sobre anfíbios anuros em Tapiraí e Piedade, SP, Brasil.

Referências Bibliográficas

AB’SABER, A.N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.

AB’SABER, A.N. Os domínios morfoclimáticos da América do Sul, primeira aproximação. **Geomorfologia**, v. 52, p. 1-21, 1977.

ALFORD, R.A.; RICHARDS, S.J. Global Amphibian Declines: a problem in applied ecology. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v. 30, p. 133-165, 1999.

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, n. 3, p.355-366, 1994.

ANDRÉN, H. Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. **Oikos**, v. 80, n. 1, p. 193-196, 1997.

BECKER, C.G.; FONSECA, C.R.; HADDAD, C.F.B.; BATISTA, R.F.; PRADO, P.I. Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. **Science**, v. 5857, n. 318, p. 1775-1777, 2007.

BEEBEE, T.J.C.; GRIFFITHS, R.A. The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology? **Biol. Conserv.**, v. 125, p. 271–285, 2005.

BENDER, D.J.; CONTRERAS, T.A.; FAHRIG, L. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. **Ecology**, v. 79, n. 2, p.517-533, 1998.

BRASIL. Decreto Federal nº 750, de 10 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília, DF, 1993. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/D750.htm>. Acesso em: 06 set. 2008.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. Brasília, DF, 1965. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L4771.htm>. Acesso em: 06 set. 2008.

BROOKS, T.M.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A.; RYLANDS, A.B.; KONSTANT, W.R.; FLICK, P.; PILGRIM, J.; OLDFIELD, S.; MAGIN, G.; TAYLOR, C.H. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conserv. Biol.**, v. 16, p. 909–923, 2002.

BUENO, A.A. **Pequenos mamíferos da Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista: uma avaliação da ameaça de extinção e da resposta a alterações no contexto e tamanho dos remanescentes**. Tese (Doutorado em Zoologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

CONNOR, E.F.; COURTNEY, A.C.; YODER, J.M. Individuals-area relationships: the relationship between animal population density and area. **Ecology**, v. 81, n. 3, p. 734-748, 2000.

CRUZ, C.A.G.; FEIO, R.N. Endemismos em anfíbios em áreas de altitude na Mata Atlântica no sudeste do Brasil. In: NASCIMENTO, L.B.; OLIVEIRA, M.E. **Herpetologia no Brasil II**. Belo Horizonte: Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2006. p. 117-126.

CULLEN, L.; BODMER, R.E.; PADUA, C.V. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forest, Brazil. **Biol. Conserv.**, v. 95, p. 49-56, 2000.

CUSHMAN, S.A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. **Biol. Conserv.**, v. 128, p. 231-240, 2006.

DIXO, M.; MARTINS, M. Are leaf-litter frogs and lizards affected by edge effects due to forest fragmentation in Brazilian Atlantic forest? **J. Trop. Ecol.**, v. 24, p. 551-554, 2008.

DIXO, M.; METZGER, J.P. Are corridors, fragment size and forest structure important for the conservation of leaf-litter lizards in a fragmented landscape? **Oryx**, 2008. In press.

DIXO, M. **Diversidade de sapos e lagartos de serapilheira numa paisagem fragmentada do Planalto Atlântico de São Paulo**. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

DIXO, M. **Efeito da fragmentação da Floresta sobre a comunidade de sapos e lagartos de serapilheira no sul da Bahia**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

DRISCOLL, D.A. Extinction and outbreaks accompany fragmentation of a reptile community. **Ecol. Appl.**, v. 14, p. 220-240, 2004.

DUELLMAN, W.E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1994.

ETEROVICK, P.C.; CARNAVAL, A.C.O.Q.; BORJES-NOJOSA, D.M.; SILVANO, D.L.; SEGALLA, M.V.; SAZIMA, I. Amphibian declines in Brazil: An overview. **Biotropica**, v. 37, n. 2, p. 166-179, 2005.

EWERS, R.M.; DIDHAM, R.K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biol. Rev.**, v. 81, n. 1, p. 117-142, 2006.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 34, p. 487-515, 2003.

FARIA, D.; PACIÊNCIA, M.L.B.; DIXO, M.; LAPS, R.R.; BAUMGARTEN, J. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. **Biodivers. Conserv.**, v.16, p. 2335-2357, 2007.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecol. Biogeogr.**, v. 6, n. 3, p. 265-280, 2007.

FREIRE, M.E.X. **Composição, Taxonomia, Diversidade e Considerações Zoogeográficas sobre a fauna de lagartos e serpentes de remanescentes da Mata Atlântica do Estado de Alagoas, Brasil**. Tese (Doutorado em Zoologia) - Museu Nacional, Rio de Janeiro, 2001.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 2000-2005**. São Paulo: SOS Mata Atlântica, 2006.

GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; PERES, C.A. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. **Biol. Conserv.**, v. 138, p. 166-179, 2007.

GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD, R.O.; MALCOLM, J.R.; STOUFFER, P.C.; VASCONCELOS, H.L.; LAURANCE, W.F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biol. Conserv.**, v. 91, n. 2-3, p. 223-229, 1999.

GIBBONS, J.W.; SCOTT, D.E.; RYAN, T.J.; BUHLMANN, K.A.; TUBERVILLE, T.D.; METTS, B.S.; GREENE, J.L.; MILLS, T.; LEIDEN, Y.; POPPY, S.; WINNE, C.T. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. **BioScience**, v. 50, p. 553-556, 2000.

GIBBS, J.P. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. **Landscape Ecol.**, v. 13, p. 263-268, 1998.

HADDAD, C.F.B. Biodiversidade dos anfíbios no Estado de São Paulo. In: CASTRO, R.M.C. **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX**. São Paulo: Editora Fapesp, v. 6, 1998. p.17-26.

HADDAD, C.F.B.; PRADO, C.P.A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **BioScience**, v. 55, n. 3, p. 207-217, 2005.

HADDAD, C.F.B.; TOLEDO, L.F.; PRADO, C.P.A. **Anfíbios da Mata Atlântica: guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica**. São Paulo: Editora Neotropica, 2008.

HAGER, H.A. Area-sensitivity of reptiles and amphibians: are there indicator species for habitat fragmentation? **Ecoscience**, v. 5, p. 139-147, 1998.

HANSKI, I.; GILPIN, M. **Metapopulation Biology**: ecology, genetics and evolution. San Diego: Academic Press, 1997.

HARRISON, S.; BRUNA, E. Habitat fragmentation and large-scale conservation: What do we know for sure? **Ecography**, v. 22, p. 225–232, 1999.

HENLE, K.; DAVIES, K.F.; KLEYER, M.; MARGULES, C.; SETTELE, J. Predictors of species sensitivity to fragmentation. **Biodivers. Conserv.**, v. 13, n. 1, p. 207-251, 2004.

HOMAN, R.N.; WINDMILLER, B.S.; REED, M. Critical thresholds associated with habitat loss for two vernal pool-breeding amphibians. **Ecol. Appl.**, v. 14, n. 5, p. 1547–1553, 2004.

JELLINEK, S.; DRISCOLL, D.A.; KIRKPATRIK, J.B. Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. **Austral Ecol.**, v. 29, p. 294-304, 2004.

KICHENER, D.J.; CHAPMAN, A.D.; DELL, J.; MUIR, B.G. Lizard assemblage and reserve size and structure in western Australian wheatbelt - some implications for conservation. **Biol. Conserv.**, v.17, p. 25-62, 1980.

LAURANCE, W.F. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biol. Conserv.**, v. 141, p. 1731-1744, 2008.

LAURANCE, W.F.; COCHRANE, M.A. Synergistic effects in fragmented landscapes. **Conserv. Biol.**, v. 15, p. 1488-1489, 2001.

LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, H.L.; BRUNA, E.M.; DIDHAM, R.K.; STOUFFER, P.C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.O.; LAURANCE, S.G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conserv. Biol.**, v. 13, n. 3, p. 605-618, 2002.

LEWINSOHN, T.M.; PRADO, P.I. Quantas espécies há no Brasil? In: CONSERVATION INTERNATIONAL. **Megadiversidade**. Belo Horizonte: Conservation International, 2005. v.1, n.1, p. 36-42.

LOSOS, J.; SCHLUTER, D. Analysis of an evolutionary species-area relationship. **Nature**, v. 408, p. 847-850, 2000.

MacARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MARQUES, O.A.V.; ABE, A.S.; MARTINS, M. Estudo diagnóstico da diversidade de répteis do Estado de São Paulo. In: CASTRO, R.M.C. **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX**. São Paulo: Editora Fapesp, 1998. v. 6, p. 27-38.

MARQUES, O.A.V.; ETEROVIC, A.; SAZIMA, I. **Snakes of the Brazilian Atlantic Forest: an illustrated field guide for the Serra do Mar range**. Ribeirão Preto: Editora Holos, 2004.

MARSH, D.M.; PEARMAN, P.B. Effects of habitat fragmentation on the abundance of two species of Leptodactylidae frogs in a Andean montane forest. **Conserv. Biol.**, v. 11, p. 1323-1328, 1997.

McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation. **Ecol. Appl.**, v. 12, n. 2, p. 335-345, 2002.

McGARIGAL, K.; McCOMB, W.C. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. **Ecol. Monogr.**, v. 65, p. 235-260, 1995.

METZGER, J.P. Estrutura da Paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **An. Acad. Bras. Cienc.**, v. 71, p. 445-463, 1999.

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotrop.**, v. 1, n.1-2, 2001. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/fullpaper?bn00701122001+pt>>. Acesso em: 24 jun. 2008.

METZGER, J.P.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L.R.; RIBEIRO, M.C.; PAESE, A.; DALL'AGLIO-HOLVORCEM, C.; PAGLIA, A.; SUGIEDA, A.; NALON, M.; IVANAUSKAS, N.; RODRIGUES, R. Procedimentos metodológicos. In: RODRIGUES, R.R.; JOLY, C.A.; DE BRITO, M.C.W.; PAESE, A.; METZGER, J.P.; CASATTI, L.; NALON, M.A.; MENEZES, M.; IVANAUSKAS, N.M.; BOLZANI, V.; BONONI, V.L.R. **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica/FAPESP, 2008. p. 58-69.

METZGER, J.P.; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: a hypothesis in conservation biology at the landscape level. **Acta Oecol.**, v. 18, n. 1, p. 1-12, 1997.

MITTERMEIER, R.E.; DA FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; BRANDON, K. A Brief History of Biodiversity Conservation in Brazil. **Conserv. Biol.**, v. 19, n. 3, p. 601–607, 2005.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: the brazilian atlantic forest. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p 786-792, 2000.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NALON, M.; MATTOS, I.F.A.; CÔRREA-FRANCO, G.A.D. Meio físico e aspectos da fragmentação da vegetação. In: RODRIGUES, R.R.; JOLY, C.A.; DE BRITO, M.C.W.; PAESE, A.; METZGER, J.P.; CASATTI, L.; NALON, M.A.; MENEZES, M.; IVANAUSKAS, N.M.; BOLZANI, V.; BONONI, V.L.R. **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica/FAPESP, 2008. p. 16-21.

NEY-NIFLE, N.; MANGEL, M. Habitat loss and changes in the species–area relationship. **Conserv. Biol.**, v. 14, p. 893–898, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of Floristic Differentiation Among Atlantic Forests in Southeastern Brasil and the Influence of Climate. **Biotropica**, v. 32, p. 793-810, 2000.

PEARMAN, P.B. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. **Conserv. Biol.**, v. 11, p. 1211-1225, 1997.

PIANKA, E.R.; VITT, L.J. **Lizards: windows to the evolution of diversity**. Los Angeles: University of California Press, 2003.

PINTO, L.P.; BEDÊ, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.; LAMAS, I. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para a conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M.A.S. **Biologia da conservação: Essências**. São Carlos, SP: Rima Editora, 2006. p. 91-118.

POUGH, F.H.; ANDREWS, R.M.; CADLE, J.E.; CRUMP, M.L.; SAVITZKY, A.H.; WELLS, K.D. **Herpetology**. New York: Prentice-Hall, 2001.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? implications for conservation. **Conserv. Biol.**, 2008. In press.

RODRIGUES, M.T. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. In: CONSERVATION INTERNATIONAL. **Megadiversidade**. Belo Horizonte: Conservation International, 2005.v.1, n.1, p. 87-94.

ROSSA-FERES, D.C.; MARTINS, M.; MARQUES, O.A.V.; MARTINS, I.A.; SAWAYA, R.J.; HADDAD, C.F.B. Herpetofauna. In: RODRIGUES, R.R.; JOLY, C.A.; DE BRITO, M.C.W.; PAESE, A.; METZGER, J.P.; CASATTI, L.; NALON, M.A.; MENEZES, M.; IVANAUSKAS, N.M.; BOLZANI, V.; BONONI, V.L.R. **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica/FAPESP, 2008. p. 83-94.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual nº 53.494, de 02 de outubro de 2008. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas, as quase ameaçadas, as colapsadas, sobrexplotadas, ameaçadas de sobrexplotação e com dados insuficientes para avaliação no estado de São Paulo e dá providências correlatas. São Paulo, Governo Estadual do Estado de São Paulo, 2008. Disponível em: <<http://www.imprensaoficial.com.br>>. Acesso em: 05 out. 2008.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conserv. Biol.**, v. 5, p. 18-32, 1991.

SILVANO, D.; COLLI, G.; DIXO, M.; PIMENTA, B.; WIEDERHECKER, H.C. Anfíbios e Répteis. In: RAMBALDI, D.; OLIVEIRA, D.A.S. **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos Sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2003. p 183-200.

SILVANO, D.L.; SEGALLA, M. Conservation of Brazilian Amphibians. **Conserv. Biol.**, v. 19, p. 653-658, 2005.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA. **Brazilian amphibians and reptiles – List of species**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2008. Disponível em: <<http://www.sbherpetologia.org.br>>. Acesso em: 02 jun. 2008.

SOULÉ, M.E.; ALBERTS, A.C.; BOLGER, D.T. The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. **Oikos**, v. 63, p. 39-47, 1992.

STUART, S.; CHANSON, J.S.; COX, N.A.; YOUNG, B.E.; RODRIGUES, A.S.L.; FISHMAN, D.L.; WALLER, R.W. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, v. 306, p.1783-1786, 2004.

TABARELLI, M.; DA SILVA, J.M.C.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodivers. Conserv.**, v. 13, p. 1419–1425, 2004.

TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.M.; BEDÊ, L.C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. In: CONSERVATION INTERNATIONAL. **Megadiversidade**. Belo Horizonte: Conservation International, 2005. v. 1, n. 1, p.132-138.

TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 69, p. 571– 573, 1993.

TOCHER, M.D.; GASCON, C.; ZIMMERMAN, B.L. Fragmentation effects on a central amazonian frog community: a ten year study. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD Jr., R. O. **Tropical Forests Remnant: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University Chicago Press, 1997. p. 124-137.

UEZU, A.; METZGER, J.P.; VIELLIARD, J.M.E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biol. Conserv.**, v. 123, p. 507–519, 2005.

VALLAN, D. Influence of Forest Fragmentation on Amphibian Diversity in the Nature Reserve of Ambohitantely, Highland Madagascar. **Biol. Conserv.**, v. 96, p. 31-43, 2000.

WAKE, D.B. Declining Amphibian Populations. **Science**, v. 253, p. 860, 1991.

WHITTAKER, R. J. **Island Biogeography. Ecology, Evolution and Conservation**. Oxford: Oxford University Press, 1998.

WILCOX, B.A.; MURPHY, D.D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **Am. Nat.**, v. 125, p. 879–87, 1985.

YOUNG, B.E.; STUART, S.N.; CHANSON, J.S.; COX, N.A.; BOUCHER, T.M. **Disappearing jewels: The status of the New World Amphibians**. Arlington, VA: Natureserve, 2004.

Capítulo 1

Herpetofauna dos remanescentes de Mata Atlântica da região de Tapiraí e Piedade, SP, sudeste do Brasil

Manuscrito submetido para publicação
na revista Biota Neotropica
Data de envio: 24/07/2008

Herpetofauna dos remanescentes de Mata Atlântica da região de Tapiraí e Piedade, SP, sudeste do Brasil

Thais Helena Condez^{1,3}, Ricardo J. Sawaya¹ & Marianna Dixo²

¹ Laboratório Especial de Ecologia e Evolução, Instituto Butantan, Av. Dr. Vital Brazil 1500, 05503-900 São Paulo SP, Brasil.

² Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Rua do Matão, 321, travessa 14, 05508-900 São Paulo SP, Brasil.

³ Autor para correspondência: thacondes@yahoo.com.br.

Resumo

Apresentamos a lista de espécies de anfíbios e répteis registradas nos remanescentes de Mata Atlântica contínua e fragmentada da região de Tapiraí e Piedade, Planalto Atlântico de São Paulo, sudeste do Brasil. Amostramos 21 localidades na região, sendo 15 fragmentos florestais e seis localidades do interior e entorno do Parque Estadual do Jurupará, único remanescente legalmente protegido da região. Registramos 47 espécies de anfíbios anuros, uma espécie de gymnophiona, oito espécies de lagartos, uma espécie de anfisbena, 46 espécies de serpentes e uma espécie de quelônio. Esta lista conta com espécimes capturados pelos métodos de armadilhas de interceptação e queda, procura visual e auditiva, encontros ocasionais, capturas por terceiros e no caso das serpentes, registros em coleção científica. A combinação entre métodos foi eficiente na amostragem da herpetofauna da região, evidenciando a necessidade de amostragem com métodos complementares. Os remanescentes de Tapiraí e Piedade apresentam espécies de anfíbios e répteis típica de áreas de Mata Atlântica e alta riqueza de espécies, em comparação com outros estudos realizados no planalto. A presença de espécies de distribuição restrita, ou presentes em listas de fauna ameaçada, reforçam a necessidade de conservação dos remanescentes de Mata Atlântica na região, que apesar de abrigar grande diversidade está ameaçada pelos efeitos da fragmentação florestal.

Palavras-chave: anfíbios; répteis; diversidade; Mata Atlântica; conservação; Parque Estadual do Jurupará.

1.1 Introdução

O Brasil abriga a maior riqueza de espécies de anfíbios do mundo, sendo atualmente conhecidas 841 espécies para o território nacional (SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA, 2008a). Entre estas espécies, 813 são anfíbios anuros, 27 espécies pertencem à ordem gymnophiona e uma espécie pertence à ordem caudata (SBH, 2008b). São registradas aproximadamente 250 espécies de anuros no Estado de São Paulo, correspondendo a cerca de 30% das espécies conhecidas para o Brasil, e cerca de 5% da diversidade mundial de anfíbios (ROSSA-FERES et al., 2008). Em relação aos répteis, o Brasil apresenta 701 espécies nativas em seu território, entre as quais 361 espécies são serpentes, 236 são lagartos, 62 são anfíbenídeos, 36 são quelônios e seis espécies são de jacarés (SBH, 2008b). São registradas para o estado de São Paulo 200 espécies de répteis, o que corresponde a cerca de 30% da diversidade brasileira e 8% da diversidade mundial (ROSSA-FERES et al., 2008).

A Mata Atlântica é um bioma particularmente rico em espécies de anfíbios e répteis pois comporta uma elevada diversidade de habitats e micro-habitats, favorecendo o número de espécies especialistas em determinado tipo de ambiente, e conseqüentemente o número de endemismos (HADDAD, 1998; MARQUES et al., 1998). A maior diversidade de hábitos reprodutivos de anfíbios anuros é encontrada na Mata Atlântica, que comporta 27 dos 39 modos reprodutivos conhecidos no mundo (HADDAD e PRADO, 2005). Por abrigar alta diversidade biológica, grande número de espécies endêmicas e sofrer severamente os efeitos da perda de hábitat e modificação de seus remanescentes, o bioma é considerado um *hotspot* prioritário para a conservação (MYERS et al., 2000). Reduzida a cerca de 10% de sua extensão original, a Mata Atlântica atualmente apresenta-se sob a forma de fragmentos descontínuos, como resultado de processos históricos de uso e ocupação do solo (RIBEIRO et al., 2008). No estado de São Paulo, a vegetação natural remanescente encontra-se altamente fragmentada e apesar de abrigar ainda fauna e flora muito diversas, apenas 25% destas áreas encontram-se protegidas (RODRIGUES e BONONI, 2008). Espécies de anfíbios e répteis são negativamente afetados pelos efeitos decorrentes do processo de fragmentação (GIBBONS et al., 2000; STUART et al., 2004). Registros recentes de empobrecimento dessas comunidades e possíveis riscos de extinção associados à perda de habitat, fragmentação, mudanças climáticas e patógenos (GIBBONS et al., 2000; DIXO, 2005; ETEROVICK et al., 2005; CARNAVAL et al., 2006; DIXO e METZGER, 2008) têm

alertado os pesquisadores sobre a necessidade de maior conhecimento sobre as espécies, sua biologia e distribuição.

Apesar da elevada diversidade e grau de ameaça a que está exposta, a herpetofauna dos remanescentes de Mata Atlântica ainda não é completamente conhecida. Os inventários de espécies de anfíbios anuros existentes na Mata Atlântica de São Paulo encontram-se distribuídos por todo o estado: Estação Biológica de Boracéia (HEYER et al., 1990), Serra de Paranapiacaba (POMBAL Jr. e HADDAD, 2005, VERDADE et al., 2008), Ubatuba (HARTMANN, 2004), Estação Ecológica da Juréia-Itatins (POMBAL e GORDO, 2004), Parque Estadual da Ilha do Cardoso (BERTOLUCI et al., 2007), Ilhabela (SAWAYA, 1999; CENTENO, 2008) (em fase de elaboração)¹, Atibaia (GIARETTA et al., 1999), Serra do Japi (HADDAD e SAZIMA, 1992; RIBEIRO et al., 2005), Parque Estadual de Carlos Botelho (BERTOLUCI et al., 2007; MORAES et al., 2007), Parque Estadual Intervales (BERTOLUCI, 2001; BERTOLUCI e RODRIGUES, 2002), Pilar do Sul (OLIVEIRA, 2004), Caucaia do Alto (DIXO, 2005) e Reserva Florestal do Morro Grande (DIXO e VERDADE, 2006). Entretanto os estudos desenvolvidos no Planalto Atlântico são escassos (Parque Estadual de Intervales, Pilar do Sul, Caucaia do Alto e Reserva Florestal do Morro Grande). Em relação aos inventários de espécies de répteis, a maioria dos estudos concentra-se em áreas litorâneas do estado: Serra do Mar (CADLE e GREENE, 1993; MARQUES et al., 2001; HARTMANN, 2005), Estação Ecológica Juréia-Itatins (MARQUES e SAZIMA, 2004), Cananéia (SENA, 2007), São Sebastião (CENTENO et al., 2008); Ilhas litorâneas (CICCHI et al., 2007; CENTENO et al., 2008). Em comparação com os anfíbios, os répteis do Planalto Atlântico e interior do estado são ainda menos conhecidos: Serra do Japi (SAZIMA e HADDAD, 1992), Parque Estadual Intervales (SAZIMA, 2001), Caucaia do Alto (DIXO e METZGER, 2008) e Reserva Florestal do Morro Grande (DIXO e VERDADE, 2006), sendo necessários trabalhos mais completos para a caracterização da fauna encontrada na região.

Com o objetivo de contribuir para o conhecimento da biodiversidade da Mata Atlântica do Planalto Atlântico do estado de São Paulo, apresentamos a lista de espécies de anfíbios e répteis de remanescentes de mata contínua e fragmentada nos municípios de Tapiraí e Piedade, incluindo dados sobre a herpetofauna do Parque Estadual do Jurupará, importante unidade de conservação da região. Adicionalmente a lista de espécies, fornecemos dados sobre morfologia e história natural das espécies registradas para a região.

¹ CENTENO, F.C. **Diversidade dos anfíbios e répteis da Ilha de São Sebastião, Ilhabela**. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) - Instituto Butantan, São Paulo, 2008 (em fase de elaboração).

1.2 Material e Métodos

Área de Estudo

Os remanescentes de mata contínua e fragmentada amostrados neste estudo localizam-se no Planalto Atlântico de São Paulo, nos municípios de Tapiraí e Piedade (47°20' a 47°27' O; 23°49' a 23°57' S). Foram amostradas na região 21 localidades, sendo seis delas localizadas em mata contínua, no interior e entorno do Parque Estadual do Jurupará, e 15 localizadas na mata fragmentada (Figura 1).

Situada a aproximadamente 160 km da cidade de São Paulo, a região ocupa posição estratégica em termos de conservação em razão de seus remanescentes florestais e de sua posição próxima às áreas preservadas da Serras do Mar e Paranapiacaba. O interior e entorno imediato do Parque Estadual do Jurupará é caracterizado por apresentar áreas bem conservadas, inseridas em um grande remanescente de mata contínua. Com 26.250,47 ha, o parque é uma das maiores unidades de conservação de proteção integral da região, sendo considerado um importante remanescente de Mata Atlântica no estado. Os demais 15 fragmentos florestais amostrados apresentam tamanho entre 3 e 150 ha, e encontram-se no geral, sob domínio privado. Estes remanescentes possuem vegetação em estádios intermediários e avançados e de sucessão (BRASIL, 1993a; BRASIL, 1993b; SÃO PAULO, 1994), e estão envolvidos por uma matriz heterogênea, constituída em sua maioria por ambientes de pastagens e agricultura. A mata original da região pode ser classificada como floresta ombrófila densa montana (VELOSO et al., 1991), ou sub-montana (OLIVEIRA-FILHO e FONTES, 2000), sendo considerada floresta de transição entre a floresta atlântica de encosta e a floresta mesófila semidecídua do interior de São Paulo. A altitude local varia de 870 a 1.030 m e o relevo é caracterizado por morros com declividades médias a altas (CARNEIRO et al., 1981). O clima da região pode ser classificado como do tipo *Cfa* e *Cfb* (KÖPPEN, 1948), sendo observadas temperaturas médias entre 20 e 27°C no mês mais quente, características de clima subtropical quente e úmido. A precipitação média anual é de cerca de 1300 a 1400 mm, variando de 30 a 60 mm nos meses mais secos e de 200 a 260 mm nos meses mais chuvosos (SABESP, 1997).

Figura 1. Mapa de localização da área de estudo entre os remanescentes de Mata Atlântica do Planalto Atlântico de São Paulo, e distribuição das 21 localidades amostradas na paisagem fragmentada e mata contínua nos municípios de Tapiraí e Piedade, SP.

Amostragem da Herpetofauna

A amostragem padronizada da herpetofauna de serapilheira foi realizada por meio de armadilhas de interceptação e queda com cercas-guia (*pitfall traps with drift fence*; CORN, 1994). Em cada uma das localidades amostradas foi instalada uma linha de armadilhas

composta por 11 baldes de 60 litros, conectados por 10 m de cerca-guia (com 50 cm de altura), resultando em linhas de 100 m de extensão. A coleta de dados em armadilhas de queda foi realizada em 32 dias de amostragem, distribuídos nas estações chuvosas de 2005/2006 e 2006/2007, com um esforço de 352 dias-balde para cada localidade. Assim, considerando as 21 localidades, o esforço total de amostragem correspondeu a 7.392 dias-balde.

Os indivíduos capturados foram medidos com paquímetro, fotografados e marcados por amputação de dedos e artelhos (DONNELLY et al., 1994), e soltos no local de captura. Durante o mesmo período de amostragem com armadilhas de queda outros métodos de amostragem foram realizados de forma não padronizada, e os dados foram inseridos no presente trabalho para complementar o inventário das espécies de anfíbios, lagartos e serpentes presentes na área de mata contínua e fragmentos florestais da região. Dentre os métodos não padronizados utilizados estão os de procura visual e auditiva para a captura de anfíbios (CRUMP e SCOTT Jr., 1994), e os métodos de encontro ocasional e coleta por terceiros para a captura de anfíbios, serpentes e lagartos (SAWAYA, 2004). Esses métodos foram aplicados em ambientes aquáticos utilizados como sítios reprodutivos e ao longo de trilhas no interior da mata de algumas das 21 localidades amostradas com armadilhas de interceptação e queda, e também em outras áreas não amostradas na região. Em virtude do baixo número de capturas de serpentes por estes métodos, a lista de espécies foi complementada também com o registro das serpentes dos municípios de Tapiraí e Piedade depositadas na coleção Herpetológica Alphonse Richard Hoge do Instituto Butantan. Os primeiros exemplares capturados de cada espécie, assim como aqueles que apresentam problemas de determinação taxonômica, foram coletados e transportados para o laboratório em sacos plásticos umedecidos (licença de coleta cedida pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis, nº 0177/05). Os animais coletados foram fotografados, medidos com paquímetro, mortos com Xilocaína® a 5% (sapos) ou Tiopental® (lagartos e serpentes), fixados em formaldeído a 10% e conservados em álcool 70%. Os exemplares coletados foram identificados e serão depositados no Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, Coleção de Anfíbios CFBH, do Instituto de Biociências da UNESP de Rio Claro, e na Coleção Herpetológica Alphonse Richard Hoge, do Instituto Butantan.

Para a composição da lista comentada das espécies de anfíbios e répteis da região, todas as espécies registradas foram analisadas de acordo com a sua distribuição geográfica no Domínio Tropical Atlântico (AB'SABER, 1977), através da consulta a literatura disponível e

bases de dados disponíveis na internet: *Amphibian Species of the World* (FROST, 2008), *Global Amphibian Assessment* (IUCN et al., 2006) e *Embl Reptile Database* (UETZ, 2008). A distribuição geográfica das espécies foi considerada restrita na Mata Atlântica quando a espécie apresenta registros de ocorrência somente em determinadas localidades, geralmente em espaço geográfico reduzido; considerada ampla na Mata Atlântica quando a espécie encontra-se distribuída em diversas localidades dentro do bioma; e ampla na Mata Atlântica e outros biomas, quando a espécie apresenta registros de ocorrência em localidades fora do bioma Mata Atlântica. Consideramos também informações disponíveis na literatura, referentes ao uso de ambiente e hábito reprodutivo das espécies capturadas, principalmente em relação aos anfíbios. Foi observado o *status* de conservação de cada espécie, através da consulta às listas de espécies ameaçadas para o estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2008), lista nacional de espécies ameaçadas (IBAMA, 2003) e lista vermelha de espécies ameaçadas da União Internacional para a Conservação da Natureza e Recursos Naturais (IUCN, 2008). A nomenclatura taxonômica adotada é baseada nos trabalhos recentes que propõe novas hipóteses filogenéticas para os anfíbios: Faivovich et al. (2005), Frost et al. (2006), Grant et al. (2006), Heinicke et al. (2007) e Hedges et al. (2008). Em virtude das diferenças no esforço amostral empregado na mata contínua e fragmentada, assim como entre os métodos de amostragem utilizados, os resultados referentes ao método de amostragem e ao tipo de ambiente onde ocorrem e são apenas informativos da condição em que as espécies foram encontradas durante este estudo.

1.3 Resultados e Discussão

1.3.1 Anfíbios

Anfíbios da região de Tapiraí e Piedade

Foram registradas para a região 48 espécies de anfíbios, sendo 47 espécies de anfíbios anuros, distribuídas em 11 famílias, e apenas uma espécie de anfíbio gymnophiono (família Caeciliidae) (Tabela 1). Tanto a área de mata contínua, quanto a área fragmentada apresentam elevada riqueza de espécies de anfíbios, sendo registradas 36 e 35 espécies de anfíbios, respectivamente (Tabela 1).

Das espécies de anuros registradas, 29 apresentam distribuição ampla na Mata Atlântica (Tabela 1), representando 61,7% do total de espécies da região. Outras seis espécies (12,8%) têm distribuição restrita a algumas localidades dentro dos limites da Mata Atlântica, e 12 espécies (25,5%) encontram-se amplamente distribuídas dentro e fora do Domínio Tropical Atlântico. A única espécie de *Gymnophiona* registrada para a localidade apresenta distribuição geográfica ampla no território brasileiro, além dos limites da Mata Atlântica (Tabela 1). A maioria das espécies capturadas apresenta desenvolvimento larval aquático, e conseqüentemente reprodução associada a corpos d'água (35 spp.; 74,5%). Apenas duas espécies apresentam hábito reprodutivo especializado associado a bromélias (4,2%), enquanto as outras dez espécies (21,3%) apresentam reprodução associada a ambientes terrestres (Tabela 1).

Na lista vermelha de espécies ameaçadas da IUCN, *Cycloramphus acangatan* é listado na categoria vulnerável (VU) em razão de sua distribuição geográfica restrita e intensa fragmentação e perda de qualidade do habitat em que vive, no entanto nosso estudo evidenciou que essa espécie é ainda abundante, mesmo na paisagem fragmentada. Na mesma lista, *Paratelmatobius cardosoi* é listado na categoria de dados deficientes (DD: *data deficient*) em virtude da falta de informações sobre sua distribuição geográfica, *status* de conservação e necessidades ecológicas (IUCN, 2008). Nenhuma das espécies registradas na região encontra-se na lista das espécies da fauna brasileira ameaçada de extinção (IBAMA, 2003). Na lista das espécies ameaçadas de extinção do estado de São Paulo, apenas a espécie *Ischnocnema hoehnei* é listada, na categoria de dados deficientes (DD) (SÃO PAULO, 2008).

Em relação ao método de amostragem, 16 espécies foram registradas por uma combinação de dois ou três métodos (33,3%), 13 espécies foram exclusivamente registradas por procura visual (27,1%), 12 espécies exclusivamente por armadilhas de interceptação e queda (25%), sete espécies exclusivamente por procura auditiva (14,6%). Todas as espécies registradas por encontro ocasional já haviam sido amostradas por algum dos outros métodos. Considerando a totalidade de espécies capturada por cada método, verificamos que a utilização de armadilhas de interceptação e queda foi responsável pela amostragem de 24 espécies (50% do total de espécies registradas para a região) e a procura visual foi responsável pela captura de 22 espécies (45,9%). Com o método de procura auditiva foram registradas apenas nove espécies (18,7%), mesmo número de registros obtidos através de encontro ocasional.

Tabela 1. Lista de espécies de anfíbios registradas na mata contínua (MC) e mata fragmentada (MF) da região de Tapiraí e Piedade, SP.

Família Espécie	Método de amostragem	Ambiente	
		MC	MF
Ordem Anura			
Amphignathodontidae			
<i>Flectonotus fissilis</i> ^{B,2}	PV	X	
Bufonidae			
<i>Dendrophryniscus</i> aff. <i>brevipollicatus</i> ^{A,2}	PV	X	
<i>Rhinella ornata</i> ^{A,3}	AIQ/EO	X	X
<i>Rhinella icterica</i> ^{C,3}	AIQ/EO	X	X
Brachycephalidae			
<i>Brachycephalus hermogenesi</i> ^{B,1}	AIQ/EO	X	X
<i>Ischnocnema</i> aff. <i>hoehnei</i> ^{B,1}	AIQ/PV	X	X
<i>Ischnocnema parva</i> ^{A,1}	AIQ	X	
<i>Ischnocnema guentheri</i> ^{A,1}	AIQ/EO	X	X
<i>Ischnocnema</i> cf. <i>lactea</i> ^{A,1}	AIQ/EO	X	X
<i>Ischnocnema</i> cf. <i>parva</i> ^{A,1}	AIQ/EO		X
Centrolenidae			
<i>Hyalinobatrachium uranoscopum</i> ^{A,3}	PV		X
Craugastoridae			
<i>Haddadus binotatus</i> ^{A,1}	PV/EO	X	X
Cycloramphidae			
<i>Cycloramphus acangatan</i> ^{B,1}	AIQ	X	X
<i>Macrogenioglottus alipioi</i> ^{A,3}	AIQ	X	
<i>Odontophrynus americanus</i> ^{C,3}	AIQ		X
<i>Proceratophrys boiei</i> ^{A,3}	AIQ/EO	X	X
Hylidae			
<i>Aplastodiscus leucopygius</i> ^{A,3}	PA	X	X
<i>Aplastodiscus perviridis</i> ^{A,3}	PA		X
<i>Bokermannohyla circumdata</i> ^{A,3}	PV/EO	X	X
<i>Bokermannohyla hylax</i> ^{A,3}	PV	X	
<i>Dendropsophus microps</i> ^{A,3}	PV	X	X
<i>Dendropsophus sanborni</i> ^{C,3}	PA		X
<i>Hypsiboas albomarginatus</i> ^{A,3}	PV	X	
<i>Hypsiboas albopunctatus</i> ^{C,3}	PV/PA	X	X
<i>Hypsiboas bischoffi</i> ^{A,3}	PA	X	
<i>Hypsiboas caingua</i> ^{C,3}	PA		X
<i>Hypsiboas faber</i> ^{A,3}	AIQ/PA/PV	X	X
<i>Hypsiboas pardalis</i> ^{A,3}	PV	X	
<i>Hypsiboas prasinus</i> ^{A,3}	PA		X

(continua)

Tabela 1. (continuação)

Família Espécie	Método de amostragem	Ambiente	
		MC	MF
Ordem Anura			
<i>Hypsiboas semilineatus</i> ^{A,3}	PV	X	
<i>Scinax crospedospilus</i> ^{A,3}	PA	X	X
<i>Scinax fuscomarginatus</i> ^{C,3}	PV	X	X
<i>Scinax perereca</i> ^{C,3}	PV	X	X
<i>Scinax rizibilis</i> ^{A,3}	PV	X	X
<i>Scinax</i> cf. <i>ruber</i> ^{C,3}	PV	X	
<i>Sphaenorhynchus surdus</i> ^{A,3}	PV		X
Hylodidae			
<i>Crossodactylus caramaschii</i> ^{B,3}	AIQ	X	X
<i>Hylodes phyllodes</i> ^{A,3}	AIQ		X
Leiuperidae			
<i>Physalaemus cuvieri</i> ^{C,3}	AIQ/PV	X	X
<i>Physalaemus olfersii</i> ^{A,3}	AIQ/PV	X	X
Leptodactylidae			
<i>Leptodactylus fuscus</i> ^{C,3}	PV/PA		X
<i>Leptodactylus</i> cf. <i>marmoratus</i> ^{A,1}	AIQ	X	X
<i>Leptodactylus mystacinus</i> ^{C,3}	AIQ		X
<i>Leptodactylus</i> cf. <i>ocellatus</i> ^{C,3}	AIQ/PV	X	X
<i>Paratelmatobius</i> aff. <i>cardosoi</i> ^{B,3}	AIQ	X	
Microhylidae			
<i>Chiasmocleis leucosticta</i> ^{A,3}	AIQ	X	
<i>Myersiella microps</i> ^{A,1}	AIQ	X	X
Ordem Gymnophiona			
Caeciliidae			
<i>Siphonops annulatus</i> ^{C,1}	AIQ		X

(conclusão)

Método de amostragem: AIQ = armadilha de interceptação e queda; EO = encontro ocasional; PA = procura auditiva; PV = procura visual. Índices: A = espécie com distribuição geográfica ampla na Mata Atlântica; B = espécie com distribuição restrita a algumas localidades da Mata Atlântica; C = espécie com distribuição ampla na Mata Atlântica e em outros biomas; 1 = espécie com reprodução associada a ambientes terrestres; 2 = espécie com reprodução associada a bromélias; e 3 = espécie com reprodução associada a ambientes aquáticos.

Lista comentada das espécies de anfíbios encontradas na região

Apresentamos a seguir a lista comentada das espécies encontradas na região, com as informações do comprimento rostro-cloacal médio (CRCm) dos indivíduos capturados, seguidos pela variação de comprimento rostro-cloacal (CRC mínimo e máximo), número de indivíduos mensurados por espécie, e breve descrição sobre sua história natural e distribuição geográfica.

Ordem anura

Família Amphignathodontidae

Flectonotus fissilis (Miranda-Ribeiro, 1920) é uma espécie de pequeno porte (CRCm = 24,5 mm; variação de 22,0 a 27,0 mm, N = 2; Figura 2A), de hábitos noturnos, que apresenta reprodução em bromélias associadas a vegetação de 1 a 3 m acima do chão. As fêmeas carregam os ovos no dorso, protegidos por uma dobra de pele, e os girinos são depositados nos reservatórios de água das bromélias para o término do desenvolvimento (DUELLMAN e GRAY, 1983). Apresenta distribuição geográfica restrita a regiões montanhosas do sudeste do Brasil, nos estados do Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo (FROST, 2008; HADDAD et al., 2008).

Família Bufonidae

Dendrophryniscus aff. brevipollicatus Jiménez de la Espada (1871) é uma espécie de pequeno porte (CRCm = 17,6 mm; variação de 17,0 a 18,0 mm; N = 3; Figura 2B), associada às folhas de bromélias epífitas, rupestres e terrestres, em florestas primárias ou secundárias. No período de reprodução os ovos são depositados na bainha das bromélias, onde ocorre o desenvolvimento do girino (CARVALHO, 1949). Apresenta distribuição ampla na Mata Atlântica, ocorrendo em áreas preservadas do sul e sudeste do Brasil, desde o Rio Grande do Sul até o Rio de Janeiro (HADDAD et al., 2008).

Rhinella ornata (Spix, 1824) é uma espécie de tamanho médio (CRCm = 39,7 mm; variação de 5,0 a 94,0 mm; N = 959; Figura 2C). Anteriormente, pertencente ao gênero *Bufo*, a espécie foi classificada como *Chaunus ornatus* após revisão do complexo de espécies mantidos sob o nome de *Chaunus crucifer* ao qual pertencia (BALDISSERA et al., 2004; FROST et al., 2006). Atualmente alocada no gênero *Rhinella* (CHAPARRO et al., 2007), a espécie apresenta reprodução associada a ambientes aquáticos com pouca correnteza, nos quais deposita seus ovos em longos cordões gelatinosos que se prendem a vegetação submersa (IZECKSOHN e CARVALHO-E-SILVA, 2001). Sua distribuição geográfica é ampla nos domínios da Mata Atlântica, podendo ser encontrado do nível do mar até cerca de 1000 m de altitude. É possível que ocorra no nordeste da Argentina, e no Brasil é registrada

para áreas do sul do estado do Espírito Santo, região costeira e interiorana dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo, até o norte do Paraná (BALDISSERA et al., 2004).

Rhinella icterica (Spix, 1824) é uma espécie de grande porte (CRCm = 57,8 mm; variação de 17,0 a 165,0 mm; N = 156; Figura 2D). Anteriormente no gênero *Bufo*, a espécie foi reclassificada passando pelo gênero *Chaunus* (FROST et al., 2006) e *Rhinella* (CHAPARRO et al., 2007), onde está alocada atualmente. Esta espécie é tolerante a ambientes perturbados, a reprodução ocorre em áreas abertas e seus ovos são depositados em cordões gelatinosos que se prendem a vegetação submersa de ambientes lênticos ou com pouca correnteza (IZECKSOHN e CARVALHO-E-SILVA, 2001). Apresenta distribuição ampla na Mata Atlântica e outros biomas, ocorrendo em áreas florestadas e também em fisionomias abertas (HADDAD et al., 2008). Ocorre desde o sul e sudeste do Brasil até o norte da Argentina e leste do Paraguai (FROST, 2008; HADDAD et al., 2008).

Família Brachycephalidae

Brachycephalus hermogenesi (Giaretta e Sawaya, 1998) é uma espécie de tamanho reduzido (CRCm = 9,3 mm; variação de 7,0 a 11,0 mm; N = 9; Figura 2E). Anteriormente no gênero *Psyllophryne*, a espécie foi incluída no gênero *Brachycephalus* em função de uma série de características comuns, como a redução de artelhos e padrão de ossificação (KAPLAN, 2002). A reprodução é associada a ambientes terrestres, na camada de serapilheira presente no chão de florestas conservadas e secundárias. Provavelmente a espécie deposita ovos grandes e se reproduz por desenvolvimento direto, como as demais espécies do gênero (FROST, 2008). Sua distribuição é conhecida para localidades da serra do mar, nos municípios de Parati e Ubatuba, sul do Rio de Janeiro e norte do estado de São Paulo, bem como para a Estação Biológica de Boracéia, município de Salesópolis e Reserva Florestal do Morro Grande, no Planalto Atlântico de São Paulo (DIXO e VERDADE, 2006; PIMENTA et al., 2007). A ocorrência da espécie em outros municípios de São Paulo, incluindo o presente registro, amplia sua distribuição para o oeste e sul do estado de São Paulo (VERDADE et al., 2008).

Ischnocnema aff. hoehnei (Lutz, 1958) é uma espécie de tamanho pequeno (CRCm = 15,7 mm; variação de 10,0 a 20,0 mm; N = 3), que exibe coloração avermelhada na região ventral e nas expansões digitais. Trata-se de espécie relacionada à *Ischnocnema hoehnei*,

listada como dados deficientes na lista de espécies ameaçadas de extinção no estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2008) e com distribuição geográfica restrita a localidades da Serra do Mar, nos estados de São Paulo e Rio de Janeiro (IUCN et al., 2006). Alguns indivíduos foram observados em atividade no período diurno, ocupando a serapilheira e os estratos mais baixos da vegetação. A reprodução deve ocorrer na serapilheira, com desenvolvimento direto.

Ischnocnema parva (Girard, 1853) é uma espécie de tamanho pequeno (CRC = 20,0 mm, N = 1), com reprodução associada à serapilheira, onde deposita seus ovos. O desenvolvimento é direto, característica comum ao gênero (IZECKSOHN e CARVALHO-E-SILVA, 2001). Apresenta ampla distribuição na Mata Atlântica do sudeste do Brasil, ocorrendo nos estados do Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo (HADDAD et al., 2008).

Ischnocnema guentheri (Steindachner, 1864) apresenta tamanho médio (CRCm = 18,2 mm; variação de 5,0 a 32,0 mm; N = 80; Figura 2F) e artelhos muito longos. A reprodução está associada a cavidades construídas sob a serapilheira em áreas com vegetação conservada ou secundária. Seus ovos têm tamanho variado, e o desenvolvimento é direto (LYNN e LUTZ, 1946). A distribuição é ampla na Mata Atlântica, ocorrendo desde o Rio Grande do Sul até Minas Gerais e Espírito Santo, nordeste da Argentina e Paraguai (FROST, 2008; HADDAD et al., 2008).

Ischnocnema cf. lactea (Miranda-Ribeiro, 1923) é uma espécie de tamanho pequeno (CRCm = 15,5 mm; variação de 4,0 a 19,0 mm; N = 6; Figura 2G) e expansões digitais avermelhadas. Foi encontrada em atividade no período diurno, saltando pela serapilheira e arbustos baixos. Trata-se de espécie indeterminada pertencente ao gênero *Ischnocnema* e relacionada ao grupo *lactea*. Como as demais espécies do gênero, a reprodução deve ocorrer na serapilheira, por desenvolvimento direto, e a distribuição da espécie deve ser ampla na Mata Atlântica.

Ischnocnema cf. parva (Girard, 1853) apresenta tamanho pequeno (CRCm = 13,5 mm; variação de 12,0 a 15,0 mm; N = 2; Figura 2H). A morfologia externa e coloração tornam a espécie semelhante a *Ischnocnema parva*, porém trata-se de espécie ainda indeterminada. Como as demais espécies do gênero, a reprodução deve ocorrer na

serapilheira, por desenvolvimento direto, e sua distribuição geográfica é provavelmente ampla na Mata Atlântica.

Família Centrolenidae

Hyalinobatrachium uranoscopum (Muller, 1924) é uma espécie de tamanho médio (CRC = 28,0 mm; N = 1; Figura 2I), amostrada por procura visual. A espécie foi encontrada sobre arbustos em área próxima a um riacho localizado na borda da mata. A reprodução é associada a riachos de água corrente, os ovos são depositados na vegetação sobre a água e os girinos caem na água para completar seu desenvolvimento (HEYER, 1985). A espécie ocorre no Brasil desde o Espírito Santo e sul de Minas Gerais até o Rio Grande do Sul, e também na Argentina (FROST, 2008; HADDAD et al., 2008). Apesar da ampla distribuição na Mata Atlântica, a espécie não ocorre em áreas muito degradadas e são conhecidos registros de declínio populacional no Rio de Janeiro (ETEROVICK et al., 2005).

Família Craugastoridae

Haddadus binotatus (Spix, 1824) apresenta tamanho médio a grande (CRCm = 38,1 mm; variação de 9,0 a 55,0 mm; N = 9; Figura 2J). Anteriormente na família Brachycephalidae, gênero *Eleutherodactylus*, a espécie foi alocada em um novo gênero e família em razão de apresentar o primeiro dedo da mão maior do que o segundo, característica compartilhada com os demais gêneros da família Craugastoridae (HEDGES et al., 2008). A reprodução é terrestre, associada à serapilheira em florestas conservadas ou secundárias. Seus ovos, de tamanho grande, são depositados em meio às folhas ou sob troncos caídos e o desenvolvimento é direto (IZECKSOHN e CARVALHO-E-SILVA, 2001). Apresenta distribuição ampla na Mata Atlântica, desde o sul do estado da Bahia até o Rio Grande do Sul (HEDGES et al., 2008).

Família Cycloramphidae

Cycloramphus acangatan Verdade e Rodrigues (2003) é uma espécie de tamanho médio (CRCm = 31,3 mm; variação de 8,0 a 47,0 mm; N = 293; Figura 2K), muito comum na área de estudo. A espécie apresenta hábitos fossoriais (VERDADE e RODRIGUES, 2003) e a reprodução é associada a ambientes terrestres. Os ovos são depositados em tocas, em

geral localizadas sob rochas, e os girinos são endotróficos (VERDADE, 2008) (comunicação pessoal)². A distribuição da espécie é restrita a alguns municípios de São Paulo, sendo encontrada em fragmentos florestais de Caucaia do Alto (DIXO, 2005) e Ribeirão Grande (BRUSCAGIN, 2008) (em fase de elaboração)³ e nas áreas protegidas da Reserva Biológica de Paranapiacaba (FROST, 2008) e Reserva Florestal do Morro Grande (DIXO e VERDADE, 2006). Com os dados deste estudo, a distribuição da espécie foi ampliada para os fragmentos florestais de Tapiraí e Piedade, e também para o Parque Estadual do Jurupará. Na região a espécie pode ser considerada comum, mas em virtude de sua distribuição restrita e intensa perda de habitat nestas áreas, é incluída na categoria vulnerável da lista vermelha de espécies ameaçadas da IUCN (IUCN, 2008).

Macrogenioglottus alipioi Carvalho (1946) é uma espécie de grande porte (CRCm = 76,5 mm; variação de 50,0 a 103,0 mm; N = 2; Figura 2L), pouco comum na área de estudo. A reprodução é explosiva, associada à ambientes aquáticos. Os ovos são depositados em poças temporárias no interior de florestas conservadas ou secundárias (IUCN et al., 2006). Apresenta distribuição ampla na Mata Atlântica, ocorrendo nos estados da Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro e São Paulo (HADDAD et al., 2008).

Odontophrynus americanus Duméril e Bibron (1841) é uma espécie de tamanho médio (CRCm = 43,4 mm; variação de 38,0 a 56,0 mm; N = 7; Figura 2M), cuja reprodução está associada a ambientes alagados ou poças temporárias rasas. Os ovos são depositados na lama da borda destes ambientes, onde eclodem e os girinos se desenvolvem (IUCN et al., 2006). A distribuição geográfica da espécie é ampla dentro e fora da Mata Atlântica, ocorrendo também em áreas abertas. A espécie ocorre no Brasil ao sul do estado de Minas Gerais, e também no Uruguai, Paraguai e Argentina (MARTINO et al., 1999).

Proceratophrys boiei Wied-Neuwied (1824) é uma espécie de tamanho médio (CRCm = 40,2 mm; variação de 21,0 a 76,0 mm; N = 446; Figura 2N), facilmente encontrada na serapilheira e em poças no interior da mata durante a estação reprodutiva. Foi a segunda espécie mais capturada pelas armadilhas de queda. Sua reprodução é associada a remansos de riachos ou poças de água renovável localizadas no interior ou na borda de florestas. Os ovos

² VERDADE, V.K. 2008 (comunicação pessoal).

³ BRUSCAGIN, R.T. **Diversidade de Anfíbios Anuros e Lagartos de Serrapilheira numa paisagem fragmentada em Ribeirão Grande, São Paulo**. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2008 (em fase de elaboração).

são depositados na água e os girinos desenvolvem-se no fundo (IZECKSOHN e CARVALHO-E-SILVA, 2001). A distribuição é ampla na Mata Atlântica, ocorrendo desde os estados de Pernambuco, Alagoas, Bahia e Sergipe até Santa Catarina (FROST, 2008; HADDAD et al., 2008).

Família Hylidae

Aplastodiscus leucopygius (Cruz e Peixoto, 1985) é uma espécie de médio porte (CRCm = 41,2 mm; variação de 41,0 e 41,5 mm; N = 2; Figura 2O), cuja reprodução está associada a riachos e poças temporárias. Os machos constroem ninhos na lama à margem de corpos d'água, com uma pequena abertura por onde entram e depositam seus ovos. Os girinos se desenvolvem na água, após alagado o ninho (HADDAD e SAWAYA, 2000). Apresenta distribuição ampla dentro dos domínios da Mata Atlântica e ocorre ao longo da Serra do Mar e Serra da Mantiqueira nos estados de São Paulo e Rio de Janeiro (HADDAD et al., 2008).

Aplastodiscus perviridis (A. Lutz, 1950) apresenta tamanho médio (CRC = 39,0 mm; N = 1; Figura 2P), e diferencia-se da outra espécie do gênero encontrada na região por apresentar íris colorida, vermelha e branca, além de dígitos reduzidos nas pontas dos dedos e artelhos. A reprodução está associada a riachos de baixa correnteza e poças permanentes em áreas abertas, bordas ou interior de florestas (BASTOS et al., 2003). Apresenta distribuição ampla na Mata Atlântica, ocorrendo nas regiões sul, sudeste e centro-oeste do Brasil (HADDAD et al., 2008), até o extremo norte da Argentina (FROST, 2008).

Bokermannohyla circumdata (Cope, 1871) é uma espécie de médio porte (CRCm = 48,9 mm; variação de 21,0 a 60,0 mm; N = 5; Figura 2Q). Apresenta reprodução associada a ambientes aquáticos, e as posturas de ovos são realizadas em ninhos construídos na lama (IUCN et al., 2006). Trata-se de uma espécie geralmente abundante, de distribuição geográfica ampla na Mata Atlântica, que ocorre em áreas montanhosas do sudeste do Brasil, nos estados de Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina (NAPOLI, 2005; HADDAD et al., 2008).

Bokermannohyla hylax (Heyer, 1985) apresenta tamanho médio (CRC = 50,0 mm; N = 1; Figura 2R). Pode ser encontrada no chão ou na vegetação em áreas florestais, sempre

próximas a riachos ou corpos d'água, onde se reproduz (HEYER et al., 1990). Apresenta distribuição geográfica ampla na Mata Atlântica do sudeste do Brasil, presente do Rio de Janeiro até o Rio Grande do Sul (HADDAD et al., 2008). A espécie é relativamente abundante ao longo de sua área de distribuição, não sendo encontrada em áreas abertas (IUCN et al., 2006).

Dendropsophus microps (Peters 1872) é uma espécie de tamanho pequeno (CRCm = 20,5 mm; variação de 20,0 a 20,5 mm; N = 2; Figura 2S), que pode ser encontrada em florestas secundárias, em vegetação arbustiva e áreas abertas próximas a florestas. A reprodução ocorre em poças ou reservatórios de água nas margens de florestas ou em clareiras. A desova é constituída de ovos pequenos e os girinos desenvolvem-se livres na água (Kwet & Di-Bernardo 1999). A distribuição da espécie é ampla na Mata Atlântica, ocorrendo desde a Bahia até o Rio Grande do Sul (Silvano & Pimenta 2001).

Dendropsophus sanborni (Schmidt, 1944) apresenta tamanho pequeno (CRCm = 18,0 mm; variação de 16,0 a 20,0 mm; N = 2; Figura 2T). A reprodução está associada a pequenas lagoas ou poças permanentes, naturais ou artificiais. Os ovos são pequenos, depositados na água e permanecem presos à vegetação aquática até a eclosão (KWET e DI-BERNARDO, 1999). Apresenta distribuição ampla na Mata Atlântica e outros biomas, ocorrendo principalmente em áreas abertas. A espécie pode ser encontrada no Paraguai, Argentina, Uruguai e no Brasil, nos estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (IUCN et al., 2006; FROST, 2008).

Hypsiboas albomarginatus (Spix, 1824) é uma espécie de tamanho médio a grande (CRC = 68,0 mm; N = 1; Figura 2U), que pode ser encontrada em arbustos ou vegetação baixa próxima a corpos d'água em áreas próximas à florestas (RAMOS e GASPARINI, 2004). Sua reprodução está associada a poças temporárias ou permanentes, e eventualmente a riachos de água corrente, como observado na região. Os ovos são depositados na superfície da água, onde os girinos se desenvolvem (IZECKSOHN e CARVALHO-E-SILVA, 2001). A distribuição geográfica da espécie é ampla na Mata Atlântica, ocorrendo desde o estado de Pernambuco até Santa Catarina (HADDAD et al., 2008).

Hypsiboas albopunctatus (Spix, 1824) é uma espécie de tamanho médio a grande (CRCm = 53,0 mm; variação de 52,0 a 56,0 mm; N = 2; Figura 2V), bastante comum na área

de estudo. A reprodução está associada a ambientes aquáticos, sejam poças temporárias ou permanentes em áreas abertas ou próximas a florestas (IUCN et al., 2006). As desovas são depositadas diretamente na água, onde os girinos se desenvolvem (BASTOS et al., 2003). É uma espécie típica do Cerrado, sendo que sua distribuição geográfica está se ampliando nos domínios da Mata Atlântica, provavelmente em função de se reproduzir em ambientes perturbados (RAMOS e GASPARINI, 2004). Ocorre na Bolívia, Argentina, Paraguai e Uruguai e nas regiões central, sul e sudeste do Brasil (FROST, 2008; HADDAD et al., 2008).

Hypsiboas bischoffi (Boulenger, 1887) apresenta tamanho médio a grande (CRC = 65,0 mm; N = 1; Figura 2W). A reprodução é associada a ambientes aquáticos localizados no interior de florestas conservadas e secundárias. Os ovos são depositados entre a vegetação aquática de corpos d'água permanentes (IUCN et al., 2006). Apresenta ampla distribuição na Mata Atlântica, ocorrendo no sul e sudeste do Brasil, desde os estados do Rio Grande do Sul até o Rio de Janeiro (HADDAD et al., 2008).

Hypsiboas caingua (Carrizo, 1991) apresenta tamanho médio (CRC = 37,0 mm; N = 1; Figura 2X). Sua reprodução ocorre em áreas alagadas e riachos presentes no interior de florestas e áreas abertas (IUCN et al., 2006). Apresenta distribuição geográfica ampla na Mata Atlântica e outros biomas, é considerada uma espécie comum no Paraguai e Argentina, e rara no Brasil, onde ocorre em populações isoladas nos estados de São Paulo e Rio Grande do Sul (FROST, 2008).

Hypsiboas faber (Wied-Neuwied, 1821) é uma espécie de grande porte (CRCm = 41,5 mm; variação de 34,0 a 49,0 mm; N = 2; Figura 2Y), que pode ser encontrada no interior e na borda de florestas. O macho constrói ninhos com paredes de lama na borda de poças temporárias ou permanentes, onde vocaliza atraindo fêmeas e realiza a defesa do território por meio de combate físico com outros machos (MARTINS e HADDAD, 1988). Após inspeção e escolha do ninho, ocorre o amplexo e a fêmea deposita seus ovos na superfície da água do ninho (MARTINS e HADDAD, 1988). Apresenta distribuição ampla na Mata Atlântica, ocorrendo nos estados da Bahia, Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (HADDAD et al., 2008), além de localidades no Paraguai e Argentina (IUCN et al., 2006).

Hypsiboas pardalis (Spix, 1824) é uma espécie de grande porte (CRC = 70,0 mm fêmea; 56,0 mm macho; N = 2; Figura 2Z). Os exemplares encontrados correspondiam a um casal em amplexo, encontrados semi-submersos em ninho de lama construído no chão de uma área alagadiça às margens da floresta contínua. A reprodução está associada a ambientes aquáticos e os girinos se desenvolvem na água contida no ninho (BOKERMANN, 1968). Apresenta distribuição ampla na Mata Atlântica e é registrada nos estados de Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná (HADDAD et al., 2008).

Hypsiboas prasinus (Burmeister, 1856) é uma espécie de tamanho médio (CRCm = 46,2 mm; variação de 42,5 a 50,0 mm; N = 2; Figura 2A1), cuja reprodução está associada a poças permanentes e pequenos corpos d'água, onde deposita seus ovos sobre a vegetação aquática (IUCN et al., 2006). A espécie ocorre em áreas florestadas, geralmente em vegetação baixa localizada nas proximidades ou na borda de ambientes aquáticos (HEYER et al., 1990). Sua distribuição é ampla na Mata Atlântica, ocorrendo em áreas de elevação moderada no sudeste do Brasil, nos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo (HADDAD et al., 2008).

Hypsiboas semilineatus (Spix, 1824) apresenta tamanho grande (CRC = 55,0 mm; N = 1; Figura 2B1). A espécie é usualmente encontrada na vegetação baixa próxima a corpos d'água e áreas alagadas (DUELLMAN, 1973). Sua reprodução ocorre em poças temporárias ou permanentes, podendo ocorrer em áreas de floresta conservada ou secundária (IUCN et al., 2006). Apresenta distribuição ampla na Mata Atlântica, desde o estado de Alagoas até Santa Catarina (HADDAD et al., 2008).

Scinax crospedospilus (Lutz, 1925) é uma espécie de tamanho médio (CRCm = 42,0 mm; variação de 29,0 a 55,0 mm; N = 2; Figura 2C1), que pode ser encontrada na vegetação baixa ou borda de florestas localizadas próximas a corpos d'água (HEYER et al., 1990). Sua reprodução está associada a poças temporárias ou permanentes, em ambientes florestais ou abertos. A distribuição geográfica é ampla na Mata Atlântica, ocorrendo nas áreas montanhosas do Rio de Janeiro, São Paulo e Minas Gerais (FROST, 2008).

Scinax fuscomarginatus (Lutz, 1925) apresenta tamanho pequeno a médio (CRC = 26,0 mm; N = 1; Figura 2D1), e pode ser encontrada na vegetação baixa próxima a corpos d'água temporários e permanentes, em locais abrigados e áreas de gramíneas. O período de

reprodução é prolongado e os ovos são depositados diretamente na água, onde os girinos se desenvolvem (BASTOS et al., 2003). Apresenta distribuição ampla na Mata Atlântica e outros biomas, ocorrendo em ambientes florestados e áreas abertas. Ocorre no estado do Amazonas, através do Brasil central, região nordeste e sudeste até o estado do Paraná (HADDAD et al., 2008). A espécie é bastante tolerante a ambientes perturbados.

Scinax perereca Pombal, Haddad e Kasahara (1995) apresenta tamanho médio (CRCm = 48,3 mm; variação de 40,0 a 57,0 mm; N = 3; Figura 2E1), e é uma espécie que pode ser encontrada em áreas abertas, instalações humanas ou bordas de florestas, sob a vegetação baixa (POMBAL Jr. et al., 1995). A reprodução ocorre em poças temporárias ou permanentes, naturais ou artificiais. A espécie é registrada no Brasil em algumas localidades no estado de São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (HADDAD et al., 2008), e também na Argentina e Paraguai (FROST, 2008).

Scinax rizibilis (Bokermann, 1964) é uma espécie de pequeno a médio porte (CRCm = 29,2 mm; variação de 25,0 a 33,5 mm; N = 8; Figura 2F1). Ocorre na vegetação próxima a corpos d'água em florestas conservadas, secundárias ou bordas de florestas (IUCN et al., 2006). Apresenta reprodução explosiva e os ovos são depositados em ninhos de espuma construídos em poças temporárias (BASTOS e HADDAD, 1999). A distribuição geográfica é ampla na Mata Atlântica, ocorrendo em São Paulo, Paraná e Santa Catarina (HADDAD et al., 2008).

Scinax cf. ruber (Laurenti, 1768) é uma espécie de tamanho médio (CRC = 46,0 mm; N = 1; Figura 2G1). Trata-se de espécie indeterminada relacionada ao grupo *ruber*. Como as demais espécies do gênero, a reprodução deve estar associada a ambientes aquáticos localizados na borda ou interior de florestas, e a distribuição deve ser ampla na Mata Atlântica e outros biomas.

Sphaenorhynchus surdus (Cochran, 1953) apresenta tamanho pequeno (CRC = 24,5 mm; N = 1; Figura 2H1) e pode ser encontrada na vegetação arbustiva às margens de grandes lagos, ou sobre vegetação flutuante, geralmente em áreas abertas (IUCN et al., 2006). Apresenta distribuição ampla dentro da Mata Atlântica, ocorrendo nos estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (HADDAD et al. 2008).

Família Hylodidae

Crossodactylus caramaschii Bastos e Pombal Jr. (1995) é uma espécie de pequeno porte (CRCm = 22,8 mm; variação de 14,0 a 35,0 mm; N = 58; Figura 2I1), observada em atividade de vocalização durante o dia, em riachos localizados no interior da mata. A reprodução é associada a riachos, mas pode ser encontrada na água ou na serapilheira em áreas próximas a corpos d'água (BASTOS e POMBAL Jr., 1995). Apresenta distribuição restrita na Mata Atlântica da porção sul do estado de São Paulo (BASTOS e POMBAL Jr., 1995).

Hylodes phyllodes Heyer e Cocroft (1986) é uma espécie de pequeno porte (CRC = 21,0 mm; N = 1), que pode ser encontrada em riachos ou pequenos cursos d'água, sob rochas, ou na serapilheira sob raízes, rochas e folhas (HEYER et al., 1990). A reprodução está associada a riachos de interior de matas conservadas ou secundárias (ROCHA et al., 1997). Apresenta distribuição ampla na Mata Atlântica, no estado de São Paulo (HADDAD et al., 2008).

Família Leiuperidae

Physalaemus cuvieri Fitzinger (1826) apresenta pequeno porte (CRCm = 27,7 mm; variação de 16 a 39 mm; N = 79; Figura 2J1), e sua reprodução ocorre em poças, temporárias ou permanentes, geralmente em áreas abertas. Os ovos são depositados em ninhos de espuma flutuante, presos a vegetação marginal das poças (ETEROVICK e SAZIMA, 2004). Os girinos são pequenos e vivem no fundo dos corpos d'água alimentando-se de matéria orgânica (KWET e DI-BERNARDO, 1999). Apresenta distribuição ampla na Mata Atlântica e outros biomas, ocorrendo desde o estado do Pará, região central, nordeste, sudeste e sul do Brasil (HADDAD et al., 2008), até a Argentina, Paraguai, Bolívia e Venezuela (FROST, 2008). É uma espécie abundante em ambientes perturbados.

Physalaemus olfersii (Lichtenstein e Martens, 1856) é uma espécie de tamanho médio (CRCm = 33,9 mm; variação de 21,0 a 57,0 mm; N = 347; Figura 2K1), comum na área de estudo. Pode ser encontrada na serapilheira ou na vegetação baixa no interior ou borda de florestas conservadas ou secundárias (HEYER et al., 1990). A reprodução está associada a poças temporárias ou permanentes, e a desova é depositada em ninhos de espuma

flutuantes (HADDAD et al., 2008). Apresenta distribuição ampla dentro da Mata Atlântica no sul e sudeste do Brasil, desde o norte do estado de Santa Catarina até o sul do Espírito Santo e sudeste de Minas Gerais (FROST, 2008).

Família Leptodactylidae

Leptodactylus fuscus (Schneider, 1799) é uma espécie de médio porte para o gênero (CRC = 44,0 mm; N = 1; Figura 2L1), cuja reprodução ocorre em áreas alagadas ou nas bordas de poças temporárias. Os ovos são depositados em ninhos de espuma dentro de pequenas cavidades que quando alagadas liberam os girinos nas poças adjacentes, onde se desenvolvem (SOLANO, 1987). Apresenta distribuição geográfica ampla na Mata Atlântica e outros biomas, ocorrendo em áreas florestais e abertas. É registrada por todo o território brasileiro (HADDAD et al., 2008), Bolívia, Colômbia, Guianas, Panamá, Paraguai, Peru, Suriname, Trindade e Tobago e Venezuela (IUCN et al., 2006; FROST, 2008).

Leptodactylus cf. marmoratus (Steindachner, 1867) é uma espécie de tamanho pequeno (CRCm = 18,2 mm; variação de 6,5 a 30,0 mm; N = 179; Figura 2M1), de hábitos crepusculares, com reprodução associada à serapilheira. Os ovos são depositados em cavidades no chão da mata envolvidos em espuma, onde os girinos se desenvolvem completamente, vivendo exclusivamente de suas reservas nutritivas (KWET e DI-BERNARDO, 1999). Apresenta distribuição ampla dentro da Mata Atlântica do sudeste do Brasil, ocorrendo nos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (HADDAD et al., 2008).

Leptodactylus mystacinus (Burmeister, 1861) é uma espécie de médio a grande porte (CRCm = 47,0 mm; variação de 40,0 a 54,0 mm; N = 2; Figura 2N1). A reprodução ocorre em ninhos de espuma subterrâneos depositados em cavidades construídas próximas a corpos d'água permanentes ou temporários (HADDAD et al., 2008). Os girinos desenvolvem-se na água. Apresenta distribuição ampla dentro e fora do bioma Mata Atlântica, sendo mais freqüente em áreas abertas, como o Cerrado (IUCN et al., 2006). Ocorre no sudeste da Bolívia, grande parte do Brasil, Uruguai, Paraguai e Argentina (FROST, 2008).

Leptodactylus cf. ocellatus (Linnaeus, 1758) é uma espécie de grande porte (CRCm = 38,3 mm; variação de 23,4 a 51 mm; N = 3; Figura 2O1), que ocorre em fisionomias

florestais e áreas abertas, incluindo áreas perturbadas. A reprodução ocorre em áreas alagadas, poças ou pequenas lagoas. Os ovos são depositados em grandes ninhos de espuma sobre a superfície da água (KWET e DI-BERNARDO, 1999). A distribuição geográfica abrange a maioria das áreas localizadas a leste dos Andes. No Brasil, a espécie apresenta-se amplamente distribuída na Mata Atlântica e outros biomas, ocorrendo por quase todo o território brasileiro (HADDAD et al., 2008).

Paratelmatoobius aff. cardosoi Pombal e Haddad (1999) é uma espécie de tamanho pequeno (CRC = 17,0 mm; N = 1; Figura 2P1) que apresenta padrão típico de coloração ventral, com manchas de cor vermelha e branca, e pode ser considerada rara na área de estudo. Trata-se de espécie não descrita, relacionada à *Paratelmatoobius cardosoi*, anteriormente registrada em Pilar do Sul, município vizinho à área de estudo (C.F.B. HADDAD, com. pess.). *Paratelmatoobius cardosoi* encontra-se na categoria de dados deficientes segundo a lista de espécies ameaçadas da IUCN (IUCN, 2008). A reprodução provavelmente é semelhante àquela de *P. cardosoi*, e deve estar associada a pequenas poças, no interior de florestas, com desenvolvimento dos girinos em áreas de lama úmida (POMBAL Jr. e HADDAD, 1999). Embora ainda não tenha sido descrita e pouco se conheça de sua biologia e distribuição, é possível que apresente distribuição restrita a regiões montanhosas da Mata Atlântica, assim como as demais espécies do gênero.

Família Microhylidae

Chiasmocleis leucosticta (Boulenger, 1888) é uma espécie de tamanho pequeno (CRCm = 21,6 mm; variação de 19,0 a 24,0 mm; N = 5; Figura 2Q1), que se reproduz em poças temporárias no interior da mata. Os ovos são depositados na superfície da água, onde permanecem flutuando, aderidos por uma camada viscosa de muco. O casal em amplexo mergulha e se posiciona abaixo da desova, liberando bolhas de ar que flutuam até a superfície e envolvem os ovos, garantindo oxigenação para o desenvolvimento dos mesmos (HADDAD e HÖDL, 1997). É amplamente distribuída na Mata Atlântica do sul e sudeste do Brasil, ocorrendo nos estados de São Paulo, Paraná e Santa Catarina (CRUZ et al., 1997; HADDAD et al., 2008).

Myersiella microps (Duméril e Bibron, 1841) apresenta tamanho médio (CRCm = 29,3 mm; variação de 13,0 a 36,0 mm; N = 6; Figura 2R1), e pode ser encontrada sob a

serapilheira, sob troncos caídos, pedras ou raízes em florestas conservadas. A reprodução está associada à serapilheira, onde ovos grandes são depositados sob as folhas e o desenvolvimento é direto (IZECKSOHN e JIM, 1971). Apresenta distribuição ampla na Mata Atlântica do sudeste do Brasil, ocorrendo em áreas de elevações moderadas no sudeste de Minas Gerais e nos estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro e São Paulo (HADDAD et al., 2008).

Ordem Gymnophiona

Família Caeciliidae

Siphonops annulatus Mikan (1820) apresenta tamanho reduzido (CRC = 123,0 mm; N = 1; Figura 2S1), e é a única espécie de cobra-cega (ordem Gymnophiona) presente na região. Possui hábitos subterrâneos, sendo encontrada em solos úmidos de florestas, áreas abertas e ambientes perturbados, como jardins e plantações (C. JARED, dados não publicados). A espécie não depende de ambientes aquáticos para sua reprodução, deposita seus ovos em ambientes terrestres e apresenta desenvolvimento direto (IUCN et al., 2006). A distribuição geográfica da espécie é bastante ampla na América do Sul, ocorrendo na Argentina, Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Guianas, Paraguai, Peru, Suriname e Venezuela (IUCN et al., 2006; FROST, 2008). O *status* de conservação e principais ameaças a estes anfíbios são ainda pouco conhecidos, embora alguns estudos sugiram que declínios populacionais têm causas semelhantes aos registrados para os anuros (GOWER e WILKINSON, 2005).

1.3.2 Répteis

Lagartos, Serpentes e Quelônios da região de Tapiraí e Piedade

Registramos na região oito espécies de lagartos distribuídas em quatro famílias, uma espécie de anfisbena (família Amphisbaenidae), 46 espécies de serpentes distribuídas em três famílias, e uma espécie de quelônio (família Chelidae) (Tabela 2). Na área de mata contínua encontramos sete espécies de lagartos e dez espécies de serpentes, enquanto na mata

fragmentada encontramos cinco espécies de lagartos, 11 espécies de serpentes, um anfíbenídeo e um quelônio (Tabela 2).

Dentre os lagartos, a maioria das espécies apresenta distribuição ampla no domínio da Mata Atlântica (5 spp., 62,5%), sendo que apenas três espécies (37,5%), *Ophiodes* sp., *Urostrophus vautierii* e *Tupinambis merianae*, ocorrem também em outros biomas (Tabela 2). A única espécie de anfíbenídeo registrada na região provavelmente encontra-se amplamente distribuída ao longo do domínio da Mata Atlântica. Da mesma maneira, o cágado *Hydromedusa tectifera* apresenta distribuição ampla no sudeste do Brasil, sendo uma espécie abundante em localidades de Mata Atlântica. Grande parte das espécies de serpentes registradas apresenta distribuição ampla na Mata Atlântica (26 spp., 56,5%), 17 espécies podem ser encontradas também em outros biomas (36,9%) e apenas três espécies apresentam distribuição restrita na Mata Atlântica (6,5%). Na maior parte dos casos, a presença de espécies típicas de áreas abertas na lista de espécies de serpentes é proveniente dos registros de espécies depositadas na coleção herpetológica do Instituto Butantan para o município de Piedade (Apêndice 1A). Comparado ao município de Tapiraí, Piedade apresenta ambientes mais abertos, o que justifica a presença destas espécies na localidade.

Em relação ao uso do ambiente, os lagartos dividem-se entre terrícolas (5 spp., 62,5%) e semi-arborícolas (3 spp., 37,5%). Já as serpentes podem ser separadas entre terrícolas (20 spp., 43,5%), semi-arborícolas (13 spp., 28,3%), fossoriais (6 spp., 13,0%), terrestres e fossoriais (3 spp., 6,5%), exclusivamente arborícolas (2 spp., 4,3%) e espécies de hábito semi-aquático (2 spp., 4,3%) (Tabela 2).

Entre os répteis capturados apenas duas espécies de serpentes são consideradas em alguma categoria de ameaça. A espécie *Thamnodynastes rutilus* encontra-se listada como dados deficientes na lista de espécies ameaçadas do estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2008) e a cobra-verde *Liophis atraventer* é considerada vulnerável (VU) na lista vermelha de espécies ameaçadas da IUCN, por sua distribuição geográfica restrita na Mata Atlântica, e intensa perda de habitat resultante da fragmentação florestal nestas áreas (IUCN, 2008).

Tabela 2. Lista de espécies de lagartos, serpentes e quelônios registrados na mata contínua (MC) e fragmentada (MF) da região de Tapiraí e Piedade, SP.

Família	Espécie	Método de amostragem	Ambiente	
			MC	MF
Ordem Lacertilia				
Anguidae				
	<i>Ophiodes sp.</i> ^{C,1}	EO	x	
Gymnophthalmidae				
	<i>Colobodactylus taunayi</i> ^{A,1}	AIQ	x	x
	<i>Ecpleopus gaudichaudii</i> ^{A,1}	AIQ	x	x
	<i>Placosoma glabellum</i> ^{A,1}	EO	x	
Leiosauridae				
	<i>Enyalius iheringii</i> ^{A,3}	AIQ/EO	x	x
	<i>Enyalius perditus</i> ^{A,3}	AIQ/EO	x	
	<i>Urostrophus vautierii</i> ^{C,3}	EO		x
Teiidae				
	<i>Tupinambis cf. merianae</i> ^{C,1}	EO	x	x
Ordem Amphisbaenia				
Amphisbaenidae				
	<i>Amphisbaena sp.</i> ^{A,2}	AIQ		x
Ordem Serpentes				
Colubridae				
	<i>Atractus trihedrurus</i> ^{B,2}	AIQ	x	x
	<i>Atractus zebrinus</i> ^{B,2}	RC		
	<i>Boiruna maculata</i> ^{C,1}	RC		
	<i>Chironius bicarinatus</i> ^{A,1,3}	EO/RC		x
	<i>Chironius exoletus</i> ^{C,1,3}	RC		
	<i>Chironius flavolineatus</i> ^{C,1,3}	RC		
	<i>Chironius quadricarinatus</i> ^{C,1,3}	RC		
	<i>Clelia plumbea</i> ^{C,1}	RC		
	<i>Dipsas alternans</i> ^{A,3}	RC		
	<i>Echinanthera cephalostriata</i> ^{A,1}	RC		
	<i>Echinanthera cf. cyanopleura</i> ^{A,1}	AIQ		x
	<i>Echinanthera melanostigma</i> ^{A,1}	RC		
	<i>Echinanthera undulata</i> ^{A,1}	AIQ/RC	x	x
	<i>Erythrolamprus aesculapii</i> ^{C,1}	RC		
	<i>Liophis atraventer</i> ^{B,1}	AIQ	x	x
	<i>Liophis miliaris</i> ^{C,1,4}	RC		
	<i>Liophis poecilogyrus</i> ^{A,1}	AIQ/RC		x
	<i>Liophis typhlus</i> ^{A,1}	RC		
	<i>Oxyrhopus clathratus</i> ^{A,1}	RC		

(Continua)

Tabela 2. (continuação)

Família Espécie	Método de amostragem	Ambiente	
		MC	MF
Ordem Serpentes			
Colubridae			
<i>Oxyrhopus guibei</i> ^{C,1}	RC		
<i>Phalotris mertensi</i> ^{C,2}	RC		
<i>Philodryas aestivus</i> ^{C,1,3}	RC		
<i>Philodryas olfersii</i> ^{A,1,3}	EO/RC		X
<i>Philodryas patagoniensis</i> ^{A,1}	RC		
<i>Sibynomorphus mikanii</i> ^{C,1}	CT/RC		X
<i>Siphlophis longicaudatus</i> ^{A,1,3}	RC		
<i>Spilotes pullatus</i> ^{A,1,3}	EO/RC	X	
<i>Taeniophallus affinis</i> ^{A,1,2}	AIQ/RC	X	X
<i>Taeniophallus bilineatus</i> ^{A,1,2}	RC		
<i>Taeniophallus occipitalis</i> ^{C,1,2}	RC		
<i>Taeniophallus persimilis</i> ^{A,1}	RC		
<i>Thamnodynastes hypoconia</i> ^{C,1,3}	RC		
<i>Thamnodynastes nattereri</i> ^{A,1,3}	RC		
<i>Thamnodynastes rutilus</i> ^{C,1,4}	RC		
<i>Thamnodynastes strigatus</i> ^{A,1,3}	RC		
<i>Tomodon dorsatus</i> ^{A,1}	EO/RC	X	
<i>Tropidodryas striaticeps</i> ^{A,1,3}	RC		
<i>Tropidophis paucisquamis</i> ^{A,3}	RC		
<i>Xenodon newwiedii</i> ^{A,1}	AIQ/RC	X	
<i>Xenopholis scalaris</i> ^{C,1}	CT		X
Elapidae			
<i>Micrurus corallinus</i> ^{A,2}	EO/RC	X	
<i>Micrurus decoratus</i> ^{A,2}	RC		
<i>Micrurus frontalis</i> ^{C,2}	RC		
Viperidae			
<i>Bothrops jararaca</i> ^{A,1,3}	AIQ/EO/CT/RC	X	X
<i>Bothrops jararacussu</i> ^{A,1}	EO/RC	X	
<i>Crotallus durissus</i> ^{C,1}	RC		
Ordem Testudines			
Chelidae			
<i>Hydromedusa tectifera</i> ^{C,4}	EO	X	

(conclusão)

Método de amostragem: AIQ = armadilha de interceptação e queda; EO = encontro ocasional; CT = coleta por terceiros; RC = registro de coleção. Índices: A = espécie com distribuição geográfica ampla na Mata Atlântica; B = espécie com distribuição restrita a algumas localidades da Mata Atlântica; C = espécie com distribuição ampla na Mata Atlântica e em outros biomas; 1 = hábito terrestre; 2 = hábito fossorial; 3 = hábito arborícola; 4 = hábito aquático.

Considerando o método de amostragem, dentre os lagartos, quatro espécies foram registradas exclusivamente por encontro ocasional (50,0%), duas espécies foram capturadas exclusivamente por armadilhas de interceptação e queda (25,0%) e outras duas espécies foram registradas pela combinação destes dois métodos (25,0%). Considerando a totalidade de espécies capturada por cada método, os encontros ocasionais representam o método através do qual registramos maior número de espécies de lagartos (6 spp., representando 75% do total), seguido pelo método de armadilhas de interceptação e queda (4 spp., 50,0%). Considerando as serpentes, 30 espécies foram registradas exclusivamente através do registro em coleção, representando 65,2% das espécies da lista. Outras 12 espécies foram registradas pela combinação entre o registro em coleção e outros métodos, representando 26,1% das serpentes amostradas. O método de amostragem por armadilhas de interceptação e queda foi responsável pelo registro exclusivo de três espécies de serpentes (6,5%), a coleta por terceiros responsável pelo registro exclusivo de apenas uma espécie (2,2%), e nenhuma espécie foi exclusivamente registrada por encontro ocasional. Considerando a totalidade de espécies capturada por cada método, o método que mais contribuiu para a composição da lista de espécies de serpentes foi o registro em coleção científica, com 42 espécies, o que representa 91,3% da totalidade de espécies de serpentes registradas na região. Os demais métodos foram também importantes na complementação dos registros, por ordem de importância: método de armadilha de interceptação e queda, que registrou oito espécies de serpentes (17,4%), método de encontro ocasional, que registrou sete espécies (15,2%) e método de coleta por terceiros, que registrou três espécies (6,5%).

Lista comentada das espécies de répteis encontradas na região

Apresentamos a seguir a lista comentada das espécies de répteis encontradas na região, com a descrição do comprimento rostro-cloacal médio (CRCm) dos indivíduos capturados, comprimento da cauda médio (CCm), variação de comprimento rostro-cloacal e da cauda (CRC e CC mínimo e máximo), número de indivíduos mensurados por espécie e breve descrição sobre sua história natural e distribuição geográfica.

Ordem Lacertília

Família Anguidae

Ophiodes sp. é uma espécie de pequeno a médio porte (CRC = 145,0 mm; CC = 153,0 mm; N = 1) cujo único exemplar registrado foi encontrado atropelado em estrada de terra. Trata-se de espécie ainda não descrita relacionada à *Ophiodes* sp. 2 *sensu* Nogueira (2006). A espécie apresenta hábitos terrestres e distribuição geográfica ampla no Cerrado, Mata Atlântica e localidades isoladas na Caatinga (NOGUEIRA, 2006).

Família Gymnophthalmidae

Colobodactylus taunayi Amaral (1933) é uma espécie de pequeno porte (CRCm = 56,3 mm; variação de 44,0 a 71,0 mm; CCm = 109,7 mm; variação de 42,0 a 152,0 mm; N = 21; Figura 2T1), que apresenta hábito terrícola e criptozóico, e vive sob a serapilheira em áreas florestais (R. SAWAYA, obs. pess.). A espécie apresenta distribuição geográfica ampla na Mata Atlântica, ocorrendo inclusive em ilhas nos estados de São Paulo e Santa Catarina (UETZ, 2008).

Ecpleopus gaudichaudii Duméril e Bibron (1839) apresenta tamanho pequeno (CRCm = 31,4 mm; variação de 19,0 a 39,0 mm; CCm = 50,0 mm; variação de 9,0 a 82,0 mm; N = 80, Figura 2U1) e foi a espécie de lagarto mais abundante na região. Trata-se de espécie criptozóica que vive em áreas florestais. Apresenta ampla distribuição na Mata Atlântica do sul e sudeste do Brasil, entre os estados de São Paulo e Santa Catarina (UETZ, 2008).

Placosoma glabellum (Peters, 1870) é uma espécie de pequeno porte (CRC = 41,0 mm; CC = 64,0 mm; N = 1; Figura 2V1) e hábito terrícola, assim como as demais espécies da família. A espécie é ovípara e a reprodução parece ocorrer na serapilheira, onde os ovos são depositados em pequenas ninhadas (SAWAYA et al., 1999). Sua distribuição geográfica é ampla na Mata Atlântica do sul e sudeste do Brasil, nos estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina (UETZ, 2008).

Família Leiosauridae

Enyalius iheringii Boulenger (1885) é uma espécie de tamanho médio (CRCm = 75,3 mm; variação de 36,0 a 114,0 mm; CCm = 171,3 mm; variação de 73,0 a 260,0 mm; N = 10; Figura 2W1), e hábito semi-arborícola, ocupando tanto a vegetação quanto a serapilheira de áreas florestadas (SAZIMA e HADDAD, 1992). Alimenta-se de artrópodes e pode ser considerado um caçador de espreita (MARQUES e SAZIMA, 2004). Distribui-se amplamente pela Mata Atlântica do sul e sudeste do Brasil (UETZ, 2008).

Enyalius perditus Jackson (1978) apresenta tamanho médio (CRCm = 64,2 mm; variação de 39,0 a 91,0 mm; CCm = 139 mm; variação de 88,0 a 182,0 mm; N = 43; Figura 2X1). Assim como a espécie anterior, possui hábito semi-arborícola e ocupa tanto a vegetação quanto a serapilheira de áreas florestadas. Apresenta distribuição ampla na Mata Atlântica do sudeste do Brasil, ocorrendo no Rio de Janeiro, áreas de planalto do estado de São Paulo e provavelmente nos estados do Paraná e Santa Catarina (JACKSON, 1978; UETZ, 2008). A espécie é sensível à fragmentação florestal e parece não tolerar ambientes perturbados (DIXO, 2005).

Urostrophus vautierii Duméril e Bibron (1837) é uma espécie de tamanho médio (CRC = 78,0 mm; CC = 125,0 mm; N = 1; Figura 2Y1). Apresenta hábito semi-arborícola e atividade diurna, sua dieta é provavelmente baseada em artrópodes (SAZIMA e HADDAD, 1992). Apresenta ampla distribuição na Mata Atlântica e outros biomas, estando sempre associado a formações florestais como o cerradão e a floresta estacional semidecidual (MARQUES et al., 1998). Ocorre na Argentina, Bolívia e Brasil (UETZ, 2008).

Família Teiidae

Tupinambis cf. merianae (Duméril e Bibron, 1839) é uma espécie de grande porte (N=3), que em todos os encontros foi avistada exposta ao sol, à beira da estrada. Possui hábito terrícola e apresenta atividade predominantemente diurna. Possui dieta generalista, se alimenta de invertebrados, vertebrados pequenos, ovos e frutos (DEIQUES et al., 2007). Ocupa fisionomias florestais e abertas, e apresenta distribuição ampla na Mata Atlântica e outros biomas por todo o Brasil, com exceção da Floresta Amazônica (UETZ, 2008).

Ordem Amphisbaenia

Família Amphisbaenidae

Amphisbaena sp. é uma espécie de tamanho médio (CRC = 185,0 mm; CC = 15,0 mm; N = 1; Figura 2Z1), com hábito fossório. O exemplar capturado trata-se indivíduo jovem, ainda não determinado. Provavelmente apresenta ampla distribuição na Mata Atlântica do sudeste do Brasil.

Ordem Serpentes

Família Colubridae

Atractus trihedrurus Amaral (1926) é uma espécie de tamanho médio (CRCm = 267,5 mm; variação de 265,0 a 270,0 mm; CCm = 29,0 mm; variação de 28,0 a 30,0 mm; N = 2; Figura 2A2). Apresenta hábito fossorial, sendo encontrada ativa sobre o solo e serapilheira durante o dia e noite, onde se alimenta de minhocas (MARQUES et al., 2001). É ovípara e apresenta distribuição restrita a áreas de altitude na Mata Atlântica do sudeste do Brasil (MARQUES, 1998; MARQUES et al., 2001).

Atractus zebrinus (Jan, 1862) é uma espécie noturna e de hábitos subterrâneos, sendo encontrada em atividade sob o solo e folhiço (MARQUES et al., 2001). A espécie é ovípara e se alimenta basicamente de invertebrados alongados como minhocas e sanguessugas (MARQUES et al., 2001). Apresenta distribuição restrita a áreas de altitude na Mata Atlântica (MARQUES et al., 2001), sendo encontrada nos estados da Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina (UETZ, 2008).

Boiruna maculata (Boulenger, 1896) apresenta tamanho grande, hábitos terrestres e atividade provavelmente noturna (MARQUES, 1998). A espécie é ovípara e apresenta ciclo reprodutivo contínuo ao longo do ano (PIZZATTO, 2005). Não existem dados sobre sua dieta, mas é provável que se alimente de lagartos, cobras e mamíferos, assim como as espécies relacionadas ao gênero (ver MARQUES et al., 2001, gênero *Clelia*, FRANÇA et al., 2008). Apresenta distribuição ampla na Mata Atlântica e outros biomas, ocorrendo desde Mato Grosso do Sul, Goiás até o sudeste e sul do Brasil (UETZ, 2008).

Chironius bicarinatus (Wied, 1820) apresenta tamanho médio a grande (N = 1; Figura 2B2). Apresenta hábito semi-arborícola, pode ser encontrada sobre o chão da mata e sobre a vegetação. Possui atividade diurna, é frequentemente avistada forrageando sobre a vegetação durante o dia e em repouso durante a noite (HARTMANN, 2005). Sua dieta é composta predominantemente de anfíbios anuros, podendo lagartos e filhotes de aves ocasionalmente (SAZIMA e HADDAD, 1992; MARQUES e SAZIMA, 2004; RODRIGUES, 2007). A espécie é ovípara e sua distribuição geográfica é ampla, ocorrendo na Argentina, Uruguai e Brasil, nos estados de Goiás, Espírito Santo, Minas Gerais, São Paulo e Rio Grande do Sul (UETZ, 2008).

Chironius exoletus (Linnaeus, 1758) é uma espécie de hábito diurno e semi-arborícola, podendo ser encontrada em atividade durante o dia e em repouso sobre as árvores no período noturno (MARQUES e SAZIMA, 2004). A espécie é ovípara e se alimenta de anfíbios, principalmente de hábito arborícola (SAZIMA e HADDAD, 1992). É uma espécie de hábitos florestais, com distribuição ampla na Mata Atlântica e outros biomas. Sua distribuição geográfica se estende pelos países da Costa Rica, Panamá, Colômbia, Bolívia e no Brasil, desde o estado da Bahia até o Rio Grande do Sul (UETZ, 2008).

Chironius flavolineatus (Boettger, 1885) é uma espécie semi-arborícola, que provavelmente apresenta atividade diurna como as demais espécies do gênero (ver MARQUES et al., 2001; RODRIGUES, 2007). A espécie é ovípara e se alimenta de anfíbios, principalmente arborícolas (DIXON et al., 1993). A distribuição geográfica da espécie é ampla além dos limites da Mata Atlântica, ocorrendo em fisionomias abertas como o cerrado (PINTO et al., 2008). No Brasil ocorre desde a Ilha de Marajó, no Pará, até áreas abertas do nordeste, sendo comum nas regiões central, noroeste e sudoeste do Brasil (PINTO et al., 2008).

Chironius quadricarinatus (Boie, 1827) assim como as demais espécies do gênero, é uma espécie diurna e hábitos semi-arborícolas. A espécie é ovípara e apresenta alimentação baseada em anfíbios, que são em maioria arborícolas (DIXON et al., 1993). A espécie ocorre em fisionomias abertas, e foi por isso classificada como espécie de ampla distribuição pela Mata Atlântica e outros biomas. No Brasil encontra-se amplamente distribuída pelo noroeste, sudoeste e região central do Brasil, de forma simpátrica a *C. flavolineatus* (PINTO et al., 2008).

Clelia plumbea (Wied, 1820) é uma espécie com atividade principalmente noturna, e hábitos terrícolas (MARQUES et al., 2001). A espécie é ovípara, e apresenta ciclo reprodutivo contínuo ao longo do ano (PIZZATTO, 2005). A alimentação desta espécie é constituída por serpentes e lagartos (MARQUES et al., 2001). Sua distribuição geográfica é ampla na Mata Atlântica e outros biomas, ocorrendo em áreas florestadas do nordeste, sudeste e sul do Brasil, e também nas fisionomias abertas da região central do país (UETZ, 2008).

Dipsas alternans (Fischer, 1885) é uma espécie de hábitos arborícolas e atividade predominantemente noturna (HARTMANN, 2005). Trata-se de espécie ovípara que apresenta dieta baseada em moluscos, assim como as demais espécies do gênero (ver MARQUES et al., 2001). A sua distribuição geográfica é ampla na Mata Atlântica, ocorrendo no sul e sudeste do Brasil (UETZ, 2008).

Echinanthera cephalostriata Di-Bernardo (1996) apresenta atividade diurna e crepuscular e possui hábitos terrícolas (MARQUES et al., 2001; HARTMANN, 2005). É ovípara e sua dieta é composta principalmente por anfíbios anuros (MARQUES et al., 2001). Sua distribuição geográfica é ampla nos limites da Mata Atlântica, sendo registrada para o sudeste do Brasil, desde o Espírito Santo até o nordeste de Santa Catarina (UETZ, 2008).

Echinanthera cf. cyanopleura (Cope, 1885) apresenta tamanho pequeno (CRC = 204,0 mm; CC = 80,0 mm; N = 1; Figura 2C2). A espécie apresenta atividade diurna e noturna, hábito terrícola e é ovípara. Alimenta-se basicamente de anfíbios anuros de serapilheira (MARQUES e SAZIMA, 2004). Ocorre na Argentina e Brasil, em áreas de Mata Atlântica nos estados de Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (UETZ, 2008).

Echinanthera melanostigma (Wagler, 1824) é uma espécie de atividade diurna e noturna e hábitos terrícolas (MARQUES et al., 2001). É ovípara e forrageia ativamente no chão da mata e arredores, apresentando dieta composta por anuros (HARTMANN, 2005). Apresenta ampla distribuição na Mata Atlântica, ocorrendo desde a Bahia, através do Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo (UETZ, 2008).

Echinanthera undulata (Wied, 1824) é uma espécie de tamanho pequeno (CRCm = 351,6 mm; variação de 342,0 a 420 mm; CCm = 170,7 mm; variação de 131,0 a 195,0 mm; N = 4; Figura 2D2). Apresenta atividade diurna, hábitos terrícola e é ovípara. Alimenta-se de anfíbios (MARQUES e SAZIMA, 2004), e sua distribuição é ampla na Mata Atlântica do sul e sudeste do Brasil, nos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina (UETZ, 2008).

Erythrolamprus aesculapii (Linnaeus, 1766) é uma espécie diurna de hábitos terrícolas (SAZIMA e HADDAD, 1992; MARQUES et al., 2001). É ovípara e apresenta reprodução contínua ao longo do ano (MARQUES e SAZIMA, 2004). Esta espécie é ofiófaga, se alimenta de serpentes quando adulta (MARQUES e SAZIMA, 2004), e quando filhote pode se alimentar de pequenos lagartos (MARQUES e PUORTO, 1994). Em algumas localidades em que se tem registro da espécie, pode apresentar padrão de coloração semelhante às corais-verdadeiras (gênero *Micrurus*, família Elapidae), sendo por isso considerados mímicos desta espécie venenosa (MARQUES e PUORTO, 1991). Sua distribuição geográfica é ampla na Mata Atlântica e outros biomas, podendo ser encontrada em diferentes formações vegetais, inclusive em áreas alteradas (HARTMANN, 2005). A ocorrência da espécie é comum em grande parte do território brasileiro, Bolívia, Peru, Colômbia, Equador, Guiana Francesa, Venezuela e Argentina (UETZ, 2008).

Liophis atraventer Dixon e Thomas (1985) é uma espécie de tamanho médio (CRCm = 425,2 mm; variação de 171,0 a 800,0 mm; CCm = 91,4 mm; variação de 41,5 a 140 mm; N = 5; Figura 2E2). Possui atividade diurna e hábito terrícola. É ovípara e possui alimentação baseada em anfíbios (MARQUES et al., 2001). Apresenta distribuição geográfica restrita a algumas localidades de Mata Atlântica nos estados do Rio de Janeiro e São Paulo (FERNANDES et al., 2003). Em razão de sua distribuição e intensa perda de habitat, a espécie é listada na categoria vulnerável (VU) na lista vermelha de espécies ameaçadas da IUCN (IUCN, 2008).

Liophis miliaris Linnaeus (1758) é uma espécie de hábitos semi-aquáticos, que pode ser encontrada às margens de alagados e lagoas (SAZIMA e HADDAD, 1992). Apresenta atividade predominantemente diurna, mas é também encontrada em atividade durante a noite (SAZIMA e HADDAD, 1992; MARQUES et al., 2001). A espécie é ovípara e a alimentação é variada, sendo composta em sua maioria por anfíbios anuros, e também por itens menos

consumidos como peixes, lagartos e anfisbenas (HARTMANN, 2005). A distribuição geográfica da espécie é ampla na América do Sul a leste dos Andes, ocorrendo desde o estado do Amazonas até Argentina, Paraguai e Uruguai (DEIQUES et al., 2007). No Brasil ocorre na Mata Atlântica e outros biomas, ao longo da costa brasileira, e também em formações mais abertas, do interior do país (PIZZATTO e MARQUES, 2006).

Liophis poecilogyrus (Wied-neuwied, 1825) apresenta tamanho médio (CRC = 420,0 mm; CC = 100,0 mm; N = 1; Figura 2F2). É uma espécie de atividade diurna e noturna, que possui hábito terrícola. Trata-se de espécie ovípara, e a dieta é constituída basicamente de anfíbios (MARQUES et al., 2001, SAWAYA et al., 2008). Atualmente, é dividida em subespécies com distribuição geográfica distinta através do território brasileiro (UETZ, 2008). A distribuição geográfica da espécie estende-se desde o oeste das Guianas e sudeste da Venezuela até o sul do continente sul-americano, ocorrendo em quase todo o território brasileiro, Bolívia, Paraguai e Argentina (DEIQUES et al., 2007; UETZ, 2008).

Liophis typhlus Linnaeus (1758) é uma espécie diurna e noturna com hábitos terrícolas (MARQUES et al., 2001). A espécie é ovípara, e sua dieta é baseada em anfíbios anuros (MARQUES et al., 2001). Apresenta distribuição geográfica ampla na Mata Atlântica, ocorrendo no sudeste do Brasil e também nos países da Colômbia, Venezuela, Guianas, Suriname, Peru, Equador, Argentina, Paraguai e Bolívia (UETZ, 2008).

Oxyrhopus clathratus Duméril, Bibron e Duméril (1854) é uma espécie de hábitos terrícolas, ativa durante a noite (MARQUES et al., 2001). A espécie é ovípara e sua reprodução parece sazonal, com pico reprodutivo no verão (MARQUES e SAZIMA, 2004). A dieta é composta por roedores e lagartos, com maior proporção de lagartos quando juvenis (MARQUES et al., 2001; MARQUES e SAZIMA, 2004). A espécie provavelmente apresenta grande capacidade de deslocamento e pode ser encontrada em diferentes fisionomias vegetais e áreas alteradas (HARTMANN, 2005). Sua distribuição geográfica é ampla na Mata Atlântica, ocorrendo desde o estado da Bahia até o Rio Grande do Sul (DEIQUES et al., 2007).

Oxyrhopus guibei (Hoge e Romano, 1977) é uma serpente terrícola, com atividade predominantemente crepuscular e noturna, podendo também ser encontrada ativa durante o dia (SAZIMA e HADDAD, 1992). É uma espécie ovípara, apresenta ciclo reprodutivo

contínuo (PIZZATTO e MARQUES, 2002). Em sua dieta podem ser encontrados roedores e lagartos (SAZIMA e HADDAD, 1992). É uma espécie de ampla distribuição na Mata Atlântica e outros biomas, como o cerrado (SAWAYA, 2004). Sua distribuição pelo território brasileiro estende-se pelos estados da Bahia, Mato Grosso, Minas Gerais, São Paulo e Paraná (UETZ, 2008).

Phalotris mertensi Hoge (1955) é uma espécie de hábitos fossórios, encontrada ativa durante o dia e a noite. É uma espécie ovípara, com ciclo reprodutivo sazonal (SAWAYA et al., 2008). Apesar de inexistentes as informações sobre sua dieta, é possível que como outros elapomorfíneos, apresente dieta baseada em vertebrados alongados. Sua distribuição é ampla na Mata Atlântica e outros biomas, sendo encontrada nos estados de Goiás, Mato Grosso, Minas Gerais, São Paulo e Paraná (UETZ, 2008). É uma espécie típica de áreas abertas.

Philodryas aestivus (Duméril, Bibron e Duméril, 1854) é uma espécie diurna, de hábito terrestre e semi-arborícola (MARQUES et al., 2001). É uma espécie ovípara com dieta baseada em mamíferos e lagartos (FRANÇA et al., 2008). Apresenta distribuição ampla pela Mata Atlântica e outros biomas, ocorrendo no Brasil desde o estado da Bahia até o Rio Grande do Sul, e nos países da Bolívia, Paraguai, Uruguai e Argentina (DEIQUES et al., 2007, CELSI et al., 2008).

Philodryas olfersii (Lichtenstein, 1823) é uma espécie de tamanho médio (CRC = 730,0 mm; CC = 290,0 mm; N = 1), cujo único exemplar capturado foi encontrado atropelado. Trata-se de espécie diurna, com hábito terrícola e arborícola (MARQUES et al., 2001). É ovípara e sua dieta é generalista, baseada em pequenos vertebrados, que são em maioria anfíbios (MARQUES et al., 2001; HARTMANN e MARQUES, 2005). Sua distribuição geográfica é ampla no território brasileiro, ocorrendo em áreas de Mata Atlântica no sul e sudeste e também nos estados de Goiás, Rondônia, Amapá e Pará. Ocorre também no Peru, Bolívia, Paraguai, Uruguai, Argentina, Colômbia, Guiana Francesa e Venezuela (UETZ, 2008). Acidentes com esta espécie são pouco comuns, mas podem ser considerados graves (MARQUES et al., 2001; SALOMÃO et al., 2003).

Philodryas patagoniensis (Girard, 1858) é uma espécie diurna de hábitos terrestres, que pode ser encontrada ocasionalmente sobre a vegetação em atividade de forrageio (HARTMANN, 2005; HARTMANN e MARQUES, 2005). É uma espécie ovípara, e possui

dieta generalista, se alimentando de anuros, lagartos, serpentes e aves (SAZIMA e HADDAD, 1992; PERRONI et al., 2007). É uma espécie típica de áreas abertas que possui hábitos generalistas e grande capacidade de deslocamento, o que permite a colonização de ambientes florestados (HARTMANN, 2005). Apresenta distribuição geográfica ampla na Mata Atlântica e outros biomas, ocorrendo nos estados de Pernambuco, Bahia, Minas Gerais, Rio de Janeiro, Paraná e Rio Grande do Sul (PERRONI et al., 2007). Também ocorre na Bolívia, Paraguai, Uruguai e Argentina (DEIQUES et al., 2007). Assim como para *P. olfersii*, os acidentes causados por esta espécie são pouco freqüentes, mas podem causar envenenamento com graves manifestações clínicas (SALOMÃO et al., 2003).

Sibynomorphus mikanii (Schlegel, 1837) é uma espécie de tamanho pequeno (CRC = 367,0 mm; CC = 95,0 mm; N = 1). É noturna e possui hábito terrícola. Trata-se de espécie ovípara com dieta baseada em gastrópodes (LAPORTA-FERREIRA et al., 1986). Ocorre em áreas florestais, mas também é comum em áreas abertas como o Cerrado (SAWAYA et al., 2008). A distribuição abrange áreas na Argentina e Brasil, principalmente nos estados do Rio Grande do Norte, Pará, Mato Grosso, Minas Gerais, São Paulo, Paraná e Rio Grande do Sul (UETZ, 2008).

Siphlophis longicaudatus (Andersson, 1901) apresenta atividade noturna e hábitos semi-arborícolas (MARQUES et al., 2001). É uma espécie ovípara e apresenta dieta baseada em lagartos (MARQUES et al., 2001). Sua distribuição geográfica é ampla nos limites da Mata Atlântica, ocorrendo desde o estado do Espírito Santo até o Rio Grande do Sul (UETZ, 2008).

Spilotes pullatus Linnaeus (1758) é uma espécie de tamanho grande (N = 1; Figura 2G2), cujo o único exemplar foi encontrado durante o dia, locomovendo-se por entre galhos de uma árvore que abrigava um ninho com filhotes de aves. Com atividade predominantemente diurna, possui hábito terrícola e arborícola, é ovípara e se alimenta principalmente de aves e pequenos mamíferos (MARQUES et al., 2001). Distribui-se amplamente desde a América Central até o norte da Argentina, sendo comum em áreas de Mata Atlântica do sudeste do Brasil (UETZ, 2008).

Taeniophallus affinis (Günther, 1858) é uma espécie pequena (CRCm = 312,3 mm; variação de 410,0 a 255,0 mm; CCm = 91,8 mm; variação de 83,0 a 175,0 mm; N = 6; Figura

2H2). De atividade diurna, apresenta hábito terrícola e fossorial (MARQUES et al., 2001). Sua dieta é composta por anfíbios e lagartos (MARQUES et al., 2001). De distribuição ampla na Mata Atlântica do sul e sudeste do Brasil, ocorre em Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, além de localidades isoladas no nordeste (MARQUES et al., 2001; UETZ, 2008).

Taeniophallus bilineatus (Fischer, 1885) apresenta atividade diurna e noturna e possui hábitos terrestres e criptozóicos (MARQUES e SAZIMA, 2004). É uma espécie ovípara, para a qual existem registros de pequenos lagartos e anfíbios como itens alimentares (MARQUES e SAZIMA, 2004; HARTMANN, 2005). Apresenta ampla distribuição na Mata Atlântica, ocorrendo desde o sul de Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e nordeste do Rio Grande do Sul (DEIQUES et al., 2007).

Taeniophallus occipitalis (Jan, 1863) é uma espécie de hábitos aparentemente terrestres e criptozóicos, com atividade diurna (SAWAYA et al., 2008). É uma espécie ovípara e sua dieta é ainda pouco conhecida, havendo registros de anfíbios e pequenos lagartos como itens alimentares (FRANÇA et al., 2008). Sua distribuição geográfica é ampla na Mata Atlântica e outros biomas, sendo encontrada em fisionomias abertas, como o cerrado. Ocorre no Peru, Bolívia, Paraguai, Argentina, Colômbia e no Brasil encontra-se amplamente distribuída, com registros para o sul, sudeste e norte do país (UETZ, 2008).

Taeniophallus persimilis (Cope, 1869) é uma espécie de hábito terrícola e atividade diurna (HARTMANN, 2005). É ovípara e sua dieta é composta por anuros e pequenos lagartos, que são capturados no chão da mata e serapilheira (MARQUES et al., 2004). É uma espécie com ampla distribuição na Mata Atlântica. Ocorre nos estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina (UETZ, 2008).

Thamnodynastes hypoconia (Cope, 1860) é uma espécie de hábitos semi-arborícolas e atividade noturna (Marques et al. 2001). É vivípara e sua dieta inclui anfíbios e lagartos (MARQUES et al., 2001). Apresenta ampla distribuição na Mata Atlântica e outros biomas, como o cerrado (SAWAYA et al., 2008). Ocorre desde o estado de Goiás até o Rio Grande do Sul (UETZ, 2008).

Thamnodynastes nattereri Mikan (1828) é uma espécie semi-arborícola encontrada geralmente em locais próximos a corpos d'água que apresenta atividade predominantemente noturna (HARTMANN, 2005). É vivípara e sua dieta é baseada em anfíbios anuros, mas pode consumir outros tipos de presas (MARQUES e SAZIMA, 2004; HARTMANN, 2005). Possui distribuição geográfica ampla na Mata Atlântica, ocorrendo desde o estado do Rio de Janeiro até Santa Catarina (MARQUES et al., 2001).

Thamnodynastes rutilus (Prado, 1942) apresenta atividade noturna e hábito semi-aquático (FRANÇA et al., 2008). É vivípara e sua dieta é baseada em anfíbios e peixes (FRANÇA et al., 2008). Apresenta distribuição geográfica ampla na Mata Atlântica e outros biomas, sendo encontrada também em fisionomias abertas (FRANCO e FERREIRA, 2003a). A espécie é considerada na categoria dados deficientes na lista de espécies ameaçadas do estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2008).

Thamnodynastes strigatus (Günther, 1858) é uma espécie de hábito semi-arborícola com atividade predominantemente noturna, podendo também ser encontrada ativa durante o dia (HARTMANN, 2005). É vivípara, e sua dieta baseia-se principalmente em anuros, mas peixes, pequenos mamíferos e lagartos também constituem parte da dieta desta espécie (RUFFATO et al., 2003; HARTMANN, 2005). Apresenta distribuição geográfica ampla na Mata Atlântica, sendo registrada no sul e sudeste do Brasil, nos estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (FRANCO e FERREIRA, 2003b). Provavelmente o padrão de distribuição da espécie não é contínuo, pois existem populações da espécie também no norte do país, nos estados do Pará e Roraima (FRANCO e FERREIRA, 2003b).

Tomodon dorsatus Duméril, Bibron e Duméril (1854) é uma espécie de tamanho médio (CRC = 450,0 mm; CC = 115,0 mm; N = 1; Figura 2I2). Apresenta atividade diurna e hábito terrícola (MARQUES et al., 2001). Trata-se de espécie vivípara com dieta especializada em lesmas (BIZERRA et al., 2005). A distribuição da espécie é ampla na Mata Atlântica do sul e sudeste do Brasil (BIZERRA et al., 2005; UETZ, 2008).

Tropidodryas striaticeps (Cope, 1870) é uma espécie diurna, com hábitos semi-arborícolas (MARQUES et al., 2001). A espécie é ovípara e sua dieta é caracterizada por mudança ontogenética, quando filhote se alimenta de lagartos e anuros, passando a apresar

aves e mamíferos quando adulto (SAZIMA e PUORTO, 1993; HARTMANN, 2005). A distribuição geográfica da espécie é ampla na Mata Atlântica, ocorrendo desde o estado da Bahia até o Rio Grande do Sul (UETZ, 2008), podendo no sudeste estar restrita a áreas de altitude (MARQUES et al., 2001).

Tropidophis paucisquamis (Muller, 1901) apresenta atividade noturna e hábitos arborícolas (MARQUES et al., 2001). É uma espécie vivípara e sua dieta é constituída por anfíbios anuros (MARQUES et al., 2001). Sua distribuição geográfica ampla na Mata Atlântica, ocorre nos estados do Rio de Janeiro e São Paulo, região sudeste do Brasil, e também no Peru (MARQUES et al., 2001; UETZ, 2008).

Xenodon newiedii Günther (1863) apresenta tamanho médio (CRC = 660,0 mm; CC = 145,0 mm; N = 1, Figura 2J2). Apresenta atividade diurna e possui hábito terrícola (MARQUES et al., 2001). É uma espécie ovípara e sua dieta é constituída principalmente por anfíbios do gênero *Rhinella* (MARQUES, 1992; MARQUES et al., 2001). Apresenta distribuição ampla na Mata Atlântica do sul e sudeste do Brasil (ARGOLO e JORGE, 1999).

Xenopholis scalaris (Wucherer, 1861) é uma espécie de tamanho pequeno (CRC = 240,0 mm; CC = 44,0 mm; N = 1), apresenta atividade diurna e noturna e possui hábito terrícola. É ovípara e possui dieta baseada em anfíbios (MARTINS e OLIVEIRA, 1999). De ampla distribuição, ocorre na Bolívia, Colômbia, Peru, Equador, Guiana Francesa e Brasil, desde a Amazônia até áreas de Mata Atlântica (UETZ, 2008).

Família Elapidae

Micrurus corallinus (Merrem, 1820) é uma espécie de tamanho médio (CRC = 490,0 mm; CC = 39 mm; N = 1, Figura 2K2). Possui hábito fossório e atividade predominantemente diurna. É ovípara e se alimenta de outros vertebrados fossoriais alongados (MARQUES e SAZIMA, 1997). Ocorre no Uruguai, Argentina, Paraguai e Brasil, na Mata Atlântica, desde o Rio Grande do Norte e Bahia até o estado de Rio Grande do Sul (UETZ, 2008).

Micrurus decoratus (Jan, 1858) é uma espécie de hábitos fossórios, com atividade diurna e noturna (MARQUES et al., 2001). É uma espécie ovípara e sua dieta é baseada em

presas alongadas, como gymnophionas e anfisbenas (MARQUES, 2002). Sua distribuição é ampla na Mata Atlântica, nos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (UETZ, 2008).

Micrurus frontalis Duméril, Bibron e Duméril (1854) é uma espécie de hábitos fossórios, provavelmente com atividade diurna e noturna (SAZIMA e ABE, 1991). É ovípara e sua dieta inclui anfíbios gymnophionos, anfisbenídios, lagartos e serpentes (SAWAYA et al., 2008). Sua distribuição é ampla, ocorrendo na Mata Atlântica e também em outros biomas caracterizados por formações mais abertas. No Brasil ocorre nos estados de São Paulo e no Rio Grande do Sul (UETZ, 2008).

Família Viperidae

Bothrops jararaca (Wied, 1824) é uma espécie de tamanho médio (CRCm = 321,2 mm; variação de 287,0 a 361,0 mm; CCm = 50 mm; variação de 45,0 a 60,0 mm; N = 4; Figura 2L2), abundante em áreas de Mata Atlântica. Possui atividade hábito semi-arborícola e pode ser encontrada em atividade durante o dia e a noite (MARTINS et al., 2002). É vivípara e possui variação ontogenética na dieta. Quando filhote se alimenta principalmente de quilópodes, anfíbios e lagartos, e quando adulta, principalmente de roedores, e eventualmente aves (MARQUES et al., 2001; MARTINS et al., 2002). Espécie peçonhenta, é responsável por grande parte dos acidentes ofídicos na região sudeste do Brasil (CARDOSO et al., 2003). Bastante associada à Floresta Atlântica, ocorre desde o estado da Bahia, através dos estados do Espírito Santo, Minas Gerais, São Paulo, Mato Grosso, Paraná e Santa Catarina, até o Rio Grande do Sul, além de ocorrer também no Paraguai e Argentina (F. M. COUTO, com. pess.; CAMPBELL e LAMAR, 1989).

Bothrops jararacussu Lacerda (1884) é uma espécie de tamanho grande (CRC = 520,0 mm; CC = 70,0 mm; N = 1; Figura 2M2). Apresenta hábito terrícola e atividade durante o dia e a noite (MARTINS et al., 2002). É vivípara. Quando filhote se alimenta principalmente de quilópodes, anfíbios e lagartos, e quando adulta principalmente de roedores e eventualmente serpentes (MARTINS et al., 2002). Ocorre na Argentina, Bolívia, Paraguai e no Brasil, desde o sul até o estado da Bahia (CAMPBELL e LAMAR, 1989).

Crotallus durissus Linnaeus (1758) é uma espécie de grande porte e típica de áreas abertas. Possui hábitos terrestres e atividade crepuscular e noturna (SAZIMA e HADDAD, 1992). É vivípara, apresenta atividade concentrada no final da época chuvosa, quando ocorrem cópula e combate entre machos (ALMEIDA-SANTOS e ORSI, 2002). Sua alimentação é especializada em mamíferos, mas pode apresar lagartos e aves ocasionalmente (ALMEIDA-SANTOS e GERMANO, 1996; FRANÇA et al., 2008). Sua distribuição é ampla em outros biomas, além da Mata Atlântica. Ocorre em formações mais secas desde o México até o norte da Argentina, e evita formações florestais mais úmidas na América Central e Amazônia, o que resulta em um padrão de distribuição disruptivo no território brasileiro (WÜSTER et al., 2005).

Ordem Testudines

Família Chelidae

Hydromedusa tectifera Cope (1869) foi a única espécie de cágado registrada na região (N = 2; Figura 2N2), De hábito aquático, costuma se enterrar na lama de banhados durante as épocas mais secas, ressurgindo na primavera (LEMA e FERREIRA, 1990). A reprodução é associada à água e a nidificação envolve desde a procura e seleção do local, até construção da cova e postura (SOUZA, 2004). Em cativeiro é carnívora, entretanto é possível que na natureza seja oportunista, aproveitando-se da disponibilidade local de alimento (SOUZA, 2004). A distribuição da espécie é ampla no sul e sudeste do Brasil, ocorrendo também no Paraguai, Argentina e Uruguai (UETZ, 2008). É geralmente encontrada em altitudes baixas, tanto em formações florestais fechadas, como a Mata Atlântica, quanto em formações mais abertas, como o Cerrado (SOUZA, 2005).

1.4 Considerações finais

Apesar da alta diversidade da herpetofauna brasileira, ainda são poucas as localidades bem amostradas em relação a este grupo. Muitos estudos consistem em inventários de curto prazo e métodos não padronizados, o que dificulta a compreensão dos padrões gerais de ocorrência e distribuição das espécies no ambiente. Neste sentido, inventários em áreas ainda desconhecidas em relação à herpetofauna e suscetíveis a fragmentação florestal e perda de

hábitat são prioritárias, pois fornecem informações importantes para o preenchimento de lacunas amostrais e detecção de espécies sensíveis ou tolerantes a este tipo de perturbação.

No presente estudo, os métodos que mais contribuíram na composição da lista de anfíbios foram a utilização de armadilhas de interceptação e queda e procura ativa, provavelmente porque os métodos são complementares e amostram de maneira mais adequada os anfíbios de serapilheira e anfíbios arborícolas, respectivamente. Para a composição da lista de espécies de lagartos os métodos de encontro ocasional e armadilhas de interceptação e queda mostraram-se eficientes, enquanto que para as serpentes, organismos de hábitos discretos e difícil encontro, os registros de coleção fornecem a maior parte dos registros de espécies, claramente por contar com o esforço muito maior em relação aos outros métodos. Inventários de espécies da herpetofauna devem abranger uma combinação de métodos de amostragem para que se assegure um número maior de registros de espécies. Como o levantamento da herpetofauna da região não foi planejado para a comparação entre áreas por diversos métodos, não quantificamos o esforço empregado por todos os métodos, somente para armadilhas de interceptação e queda, o que impossibilitou a comparação mais aprofundada com outros inventários. Assim, a utilização de métodos diversos e a quantificação do esforço empregado em cada um deles, possibilitam uma amostragem mais completa e tornam possível o estabelecimento de comparações entre áreas já amostradas.

As áreas de mata contínua e fragmentos florestais dos municípios de Tapiraí e Piedade apresentaram alta riqueza de espécies de anfíbios e répteis, em relação a outras áreas amostradas no Planalto Atlântico de São Paulo. Quanto às espécies de anfíbios anuros registradas para outras localidades do planalto, a Reserva Florestal do Morro Grande, município de Cotia, apresenta 27 espécies (DIXO e VERDADE, 2006), o município de Pilar do Sul apresenta 45 espécies (OLIVEIRA, 2004) e o Parque Estadual Intervales, localizado no município de Capão Bonito, apresenta 47 espécies (BERTOLUCI e RODRIGUES, 2002), mesmo número de espécies encontrado neste estudo. Em relação aos répteis, Dixo e Verdade (2006) registraram a presença de cinco lagartos e três espécies de serpentes para a Reserva Florestal do Morro Grande. No Parque Estadual Intervales, Sazima (2001) registrou a ocorrência de cinco espécies de lagartos, duas espécies de anfisbenídeos, 18 espécies de serpentes, duas espécies de cágados e uma espécie de jacaré. Mesmo apresentando o registro de espécies da herpetofauna mais completo até o momento para o Planalto Atlântico, é provável que maiores esforços de amostragem possibilitem o registro de novas espécies em

Tapiraí e Piedade, uma vez que a região abriga remanescentes de Mata Atlântica ainda bastante preservados.

A maior parte das espécies de anfíbios e répteis registradas apresenta ampla distribuição na Mata Atlântica. Embora existam espécies que ocorrem também em outros biomas, as taxocenoses encontradas nos remanescentes de Tapiraí e Piedade constituem uma fauna típica de áreas de Mata Atlântica. Sendo o planalto uma região de transição entre as florestas mais secas do interior do estado e as florestas úmidas de encosta, a presença de espécies de áreas abertas caracterizam a área como uma área de sobreposição de espécies típicas de cada uma destas formações. Considerando que a região integra um contínuo florestal, inserido no maior remanescente florestal do estado, a Serra do Mar, a presença de espécies de distribuição restrita ou presentes em listas de fauna ameaçada reforça a necessidade de conservação dos remanescentes de Mata Atlântica na região. Tanto o Parque Estadual do Jurupará, único remanescente legalmente protegido da região, quanto os fragmentos da região de Tapiraí e Piedade estão expostos à intensa pressão com a ocupação humana e uso da terra para diversas finalidades. Considerando a diversidade que estas áreas comportam e rapidez com que estas áreas têm sido destruídas, são encorajados estudos que permitam o entendimento da manutenção da diversidade localmente, para que sejam elaboradas propostas de conservação mais eficientes para paisagens fragmentadas.

Referências Bibliográficas

AB'SABER, A.N. Os domínios morfoclimáticos da América do Sul, primeira aproximação. **Geomorfologia**, v. 52, p. 1-21, 1977.

ALMEIDA-SANTOS, S.M.; GERMANO, V.J. *Crotalus durissus* (Neotropical Ratlesnake). Prey . **Herpetol. Rev.**, v. 27, n. 3, p. 255-255, 1996.

ALMEIDA-SANTOS, S.M.; ORSI, A.M. Ciclo reprodutivo de *Crotalus durissus* e *Bothrops jararaca* (Serpentes Viperidae): morfologia e função dos ovidutos. **Rev. Bras. Reprod. Anim.**, v. 26, p.109-112, 2002.

ARGOLO, S.; JORGE, A. Geographic distribution. *Xenodon neuwiedii*. **Herpetol. Rev.**, v.30, n. 1, p. 56, 1999.

BALDISSERA, F.A.; CARAMASCHI, U.; HADDAD, C.F.B. Review of the *Bufo crucifer* species group, with descriptions of two new related species (Amphibia, Anura, Bufonidae). **Arq. Mus. Nac.**, v. 62, p. 255-282, 2004.

BASTOS, R.P.; HADDAD, C.F.B. Atividade reprodutiva de *Scinax rizibilis* (Bokermann) (Anura, Hylidae) na Floresta Atlântica, sudeste do Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 16, p. 409-421, 1999.

BASTOS, R.P.; POMBAL Jr., J.P. New species of *Crossodactylus* (Anura:Leptodactylidae) from the Atlantic rain forest of southeastern Brazil. **Copeia**, v. 1995, p. 436-439, 1995.

BASTOS, R.P.; MOTTA, J.A.O.; LIMA, L.P.; GUIMARÃES, L.D. **Anfíbios da Floresta Nacional de Silvânia, estado de Goiás**. Goiânia: Stylo Gráfica e Editora, 2003.

BERTOLUCCI, J.A. Anfíbios Anuros. In: LEONEL, C. **Intervalos / Fundação para Conservação e Produção Florestal do Estado de São Paulo**. São Paulo: A Fundação Florestal, 2001. p.159-167.

BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M.T. Utilização de habitats reprodutivos e micro-habitats de vocalização em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. **Pap. Avul. Zool.**, v. 42, n. 11, p. 287-297, 2002.

BERTOLUCI, J.; BRASSALOTI, R.A.; JÚNIOR, J.W.R.; VILELA, V.M.F.N.; SAWAKUCHI, H.O. Species composition and similarities among anuran assemblages of forest sites in southeastern Brazil. **Sci. Agric.**, v. 64, n. 4, p. 364-374, 2007.

BIZERRA, A.; MARQUES, O.A.V.; SAZIMA, I. Reproduction and feeding of the colubrid snake *Tomodon dorsatus* from south-eastern Brazil. **Amphibia-Reptilia**, v. 26, n. 1, p. 33-38, 2005.

BOKERMANN, W.C.A. Observações sobre "Hyla pardalis" Spix (Anura, Hylidae). **Rev. Bras. Biol.**, v. 28, p. 1-5, 1968.

BRASIL. Decreto Federal nº 750, de 10 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília, DF, 1993a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/D750.htm>. Acesso em: 28 dez. 2007.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 10, de 1 de outubro de 1993. Brasília, DF, 1993b. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res93/res1093.html>>. Acesso em: 28 dez. 2007.

CADLE, J.E.; GREENE, H.W. Phylogenetic patterns, biogeography, and the ecological structure of neo-tropical snake assemblages. In: RICKLEFS, R.E.; SCHLUTER, D. **Species diversity in ecological communities: historical and geographic perspectives**. Illinois: University of Chicago Press, 1993. p. 281-293.

CAMPBELL, J.A.; LAMAR, W.W. **The Venomous Reptiles of Latin America**. London: Ithaca, 1989.

CARDOSO, J.L.C.; WEN, F.H.; FRANÇA, F.O.S.; MALAQUE, C.M.S.; HADDAD Jr., V. **Animais peçonhentos no Brasil: biologia, clínica e terapêutica dos acidentes**. São Paulo: Sarvier, 2003.

CARNAVAL, A.C.O.Q.; PUSCHENDORF, R.; PEIXOTO, O.L.; VERDADE, V.K.; RODRIGUES, M.T. Amphibian chytrid fungus broadly distributed in the Brazilian Atlantic Rain Forest. **EcoHealth**, v. 3, p. 41-48, 2006.

CARNEIRO, C.D.R.; BISTRICHI, C.A.; PONÇANO, W.L.; ALMEIDA, M.A. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas, 1981.

CARVALHO, A.L. Notas sobre os hábitos de "*Dendrophryniscus brevipollicatus*" Espada (Amphibia, Anura). **Rev. Bras. Biol.**, v. 9, p. 223-227, 1949.

CELSI, C.E.; MONSERRAT, A.L.; KACOLIRIS, F.P. Reptilia, Colubridae, *Philodryas aestivus*: Distribution extension. **Check List**, v. 4, n. 1, p. 12-14, 2008.

CENTENO, F.C.; SAWAYA, R.J.; MARQUES, O.A.V. Snake assemblage of Ilha de São Sebastião, southeastern Brazil: comparison to mainland. **Biota Neotrop.**, v. 8, n. 3, 2008. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn00608032008>>. Acesso em: 28 out. 2008.

CHAPARRO, R.C.; PRAMUK, J.B.; GLUESENKAMP, A.G. A new species of arboreal *Rhinella* (Anura: Bufonidae) from cloud forest of southeastern Peru. **Herpetologica**, v. 63, n. 2, p. 203-212, 2007.

CICCHI, P.J.P.; DE SENA, M.A.; PECCININI-SEALE, D.M.; DUARTE, M.R. Serpentes das ilhas costeiras do Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. **Biota Neotrop.**, v. 7, n. 2, 2007. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn03907022007>>. Acesso em: 14 jun. 2008.

CORN, P.S. Straight-line Drift Fences and Pitfall Traps. In: HEYER, W.R; DONNELLY, M.A.; Mc DIARMID, R.W.; HAYEK, L.C.; FOSTER, M.S. **Measuring and Monitoring Biological Diversity, Standard Methods for Amphibians**. Washington; London: Smithsonian Institution Press, 1994. p. 109-117.

CRUMP, M.L; SCOTT Jr., N.J. Standart techniques for inventory and monitoring, Visual Encounter Surveys. In: HEYER, W.R; DONNELLY, M.A.; Mc DIARMID, R.W.; HAYEK, L.C.; FOSTER, M.S. **Measuring and Monitoring Biological Diversity, Standard Methods for Amphibians**. Washington; London: Smithsonian Institution Press, 1994. p. 84-92.

CRUZ, C.A.G; CARAMASCHI, U.; IZECKSOHN, E. The genus *Chiasmocleis* Méhely, 1904 (Anura, Microhylidae) in the Atlantic Rainforest of Brazil, with description of three new species. **Alytes**, v. 15, p. 49-71, 1997.

DEIQUES, C.H.; STAHNKE, L.F.; REINKE, M.; SCHMITT, P. **Anfíbios e Répteis do Parque Nacional de Aparados da Serra, Rio Grande do Sul, Santa Catarina - Brasil: Guia Ilustrado**. Pelotas: Editora USEB, 2007.

DIXO, M.; METZGER, J.P. Are corridors, fragment size and forest structure important for the conservation of leaf-litter lizards in a fragmented landscape? **Oryx**, 2008. In press.

DIXO, M.; VERDADE, V.K. Herpetofauna de serapilheira da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia (SP). **Biota Neotrop.**, v. 6, n. 2, 2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00706022006>>. Acesso em: 28 jan. 2008.

DIXO, M. **Diversidade de sapos e lagartos de serapilheira numa paisagem fragmentada do Planalto Atlântico de São Paulo**. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

DIXON, J.R.; WIEST, J.A.; CEI, J.M. Revision of the tropical snake *Chironius* Fitzinger (Serpentes, Colubridae). **Mus. Reg. Sci. Natur. Monogr.**, v. XII, p. 1-279, 1993.

DONNELLY, M.A.; GUYER, C.; JUTERBOCK, J.E.; ALFORD, R.A. 1994. Techniques for Marking Amphibians. In: HEYER, W.R; DONNELLY, M.A.; Mc DIARMID, R.W.;

HAYEK, L.C.; FOSTER, M.S. **Measuring and Monitoring Biological Diversity, Standard Methods for Amphibians**. Washington; London: Smithsonian Institution Press, 1994. p. 276-284.

DUELLMAN, W.E.; GRAY, P. Developmental biology and systematics of the Egg-brooding hylid frogs, genera *Flectonotus* and *Fritziana*. **Herpetologica**, v. 39, n. 4, p. 333-359, 1983.

DUELLMAN, W.E. Frogs of the *Hyla geographica* group. **Copeia**, v. 1973, p. 515-533, 1973.

ETEROVICK, P.C.; CARNAVAL, A.C.O.Q.; BORJES-NOJOSA, D.M.; SILVANO, D.L.; SEGALLA, M.V.; SAZIMA, I. Amphibian declines in Brazil: An overview. **Biotropica**, v.37, n. 2, p. 166-179, 2005.

ETEROVICK, P.C.; SAZIMA, I. **Anfíbios da Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil**. Belo Horizonte: Editora PUC Minas, 2004.

FAIVOVICH, J.; HADDAD, C.F.B.; GARCIA, P.A.; FROST, D.R.; CAMPBELL, J.A.; WHEELER, W.C. Systematic review of the frog family Hylidae, with special reference to Hylinae: phylogenetic analysis and taxonomic revision. **B. Am. Mus. Nat. Hist.**, v. 294, p. 1-240, 2005.

FERNANDES, D.S.; PASSOS, P.; FRANCO, F.L.; GERMANO, V.J. *Liophis atraventer* Dixon and Thomas 1985 (Serpentes: Colubridae) new localities, pholidosis variation, and notes on natural history. **Herpetol. Rev.**, v. 34, n. 4, p. 317-320, 2003.

FRANÇA, F.G.R.; MESQUITA, D.O.; NOGUEIRA, C.C.; ARAÚJO, A.F.B. Phylogeny and Ecology Determine Morphological Structure in a Snake Assemblage in the Central Brazilian Cerrado. **Copeia**, v. 2008, n. 1, p. 23-38, 2008.

FRANCO, F.L.; FERREIRA, T.G. Descrição de uma nova espécie de *Thamnodynastes* Wagler, 1830 (Serpentes, Colubridae) do nordeste brasileiro, com comentários sobre o gênero. **Phyllomedusa**, v. 1, n. 2, p. 57-74, 2003a.

FRANCO, F.L.; FERREIRA, T.G. Ocorrência de *Thamnodynastes strigatus* (Serpentes, Colubridae) no Escudo das Guianas, estados do Pará e Roraima, Brasil. **Phyllomedusa**, v. 2, n. 2, p. 117-120, 2003b.

FROST, D.R. **Amphibian Species of the World**: an Online Reference, Version 5.2 (15 July 2008). New York: American Museum of Natural History, 2008. Disponível em: <<http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.php>>. Acesso em: 22 jul. 2008.

FROST, D.R.; GRANT, T.; FAIVOVICH, J.; BAIN, R.H.; HAAS, A.; HADDAD, C.F.B.; DE SÁ, R.O.; HANNING, A.; WILKINSON, M.; DONNELLAN, S.C.; RAXWORTHY, C.J.; CAMPBELL, J.A.; BLOTTO, B.L.; MOLER, P.; DREWES, R.C.; NUSSBAUM, R.A.; LYNCH, J.D.; GREEN, D.M.; WHEELER, W.C. The amphibian tree of life. **B. Am. Mus. Nat. Hist.**, v. 297, p. 1–370, 2006.

GIARETTA, AA.; FACURE, K.G.; SAWAYA, R.J.; MEYER, J.H.D.M.; CHEMIN, N. Diversity and abundance of litter frogs in a montane forest of Southeastern Brazil: seasonal and altitudinal changes. **Biotropica**, v. 31, p. 669-674, 1999.

GIBBONS, J.W.; SCOTT, D.E.; RYAN, T.J.; BUHLMANN, K.A.; TUBERVILLE, T.D.; METTS, B.S.; GREENE, J.L.; MILLS, T.; LEIDEN, Y.; POPPY, S.; WINNE, C.T. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. **BioScience**, v. 50, p. 553-556, 2000.

GOWER, D.J.; WILKINSON, M. Conservation biology of caecilian amphibians. **Conserv. Biol.**, v. 19, n. 1, p. 45-55, 2005.

GRANT, T.; FROST, D.R.; CALDWELL, J.P.; GAGLIARDO, R.; HADDAD, C.F.B.; KOK, P.J.R.; MEANS, B.D.; NOONAN, B.P.; SCHARGEL, W.; WHEELER, W.C. Phylogenetic systematics of dart-poison frogs and their relatives (Amphibia: Athesphatanura: Dendrobatoidea). **B. Am. Mus. Nat. Hist.**, v. 299, p. 1-262, 2006.

HADDAD, C.F.B.; HÖDL, W. New reproductive mode in anurans: bubble nest in *Chiasmocleis leucosticta* (Microhylidae). **Copeia**, v. 1997, p.585-588, 1997.

HADDAD, C.F.B.; PRADO, C.P.A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **BioScience**, v. 55, n. 3, p. 207-217, 2005.

HADDAD, C.F.B.; SAWAYA, R.J. Reproductive modes of atlantic forest hylid frogs: a general overview and the description of a new mode. **Biotropica**, v. 32, p. 862-871, 2000.

HADDAD, C.F.B.; SAZIMA, I. Anfíbios Anuros da Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. **História natural da Serra do Japi**: Campinas: Editora da Unicamp/FAPESP, 1992. p. 188 211.

HADDAD, C.F.B. Biodiversidade dos anfíbios no Estado de São Paulo. In: CASTRO, R.M.C. **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil**: síntese do conhecimento ao final do século XX. São Paulo: FAPESP, v.6, 1998. p.17-26.

HADDAD, C.F.B.; TOLEDO, L.F.; PRADO, C.P.A. **Anfíbios da Mata Atlântica**: guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica. São Paulo: Editora Neotropica, 2008.

HARTMANN, M.T. **Biologia reprodutiva de uma comunidade de anuros (Amphibia) na Mata Atlântica (Picinguaba, Ubatuba, SP)**. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2004.

HARTMANN, P.A. **História natural e ecologia de duas taxocenoses de serpentes na Mata Atlântica**. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2005.

HARTMANN, P.A.; MARQUES, O.A.V. Diet and habitat use of two sympatric species of *Philodryas* (Colubridae), in south Brazil. **Amphibia-Reptilia**, v. 26, p. 25-31, 2005.

HEDGES, S.B.; DUELLMAN, W.E.; HEINICKE, M.P. New World direct-developing frogs (Anura: Terrarana): Molecular phylogeny, classification, biogeography, and conservation. **Zootaxa**, v. 1737, p. 1-182, 2008.

HEINICKE, M.P.; DUELLMAN, W.E.; HEDGES, S.B. Major Caribbean and Central American frog faunas originated by ancient oceanic dispersal. **P. Natl. Acad. Sci. USA**, v. 104, p. 10092-10097, 2007

HEYER, W.R. Taxonomic and natural history notes on frogs of the genus *Centrolenella* (Amphibia: Centrolenidae) from southeastern Brasil and adjacent Argentina. **Pap. Avul. Zool.**, v. 36, p. 1-21, 1985.

HEYER, W.R.; RAND, A.S.; CRUZ, C.A.G.; PEIXOTO, O.L.; NELSON, C.E. Frogs of Boracéia. **Arq. Zool. São Paulo**, v. 31, p. 231-410, 1990.

IBAMA. **Lista de espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção**: Anexo à Instrução Normativa N° 3, de 27 de maio de 2003 do Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF, 2003. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/index.cfm>>. Acesso em: 18 fev. 2008.

IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species**. United Kingdom: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 2008. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 05 nov. 2008.

IUCN; CONSERVATION INTERNATIONAL; NATURE SERVE. **Global Amphibian Assessment**. Washington: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Conservation International and Nature Serve, 2006. Disponível em: <<http://www.globalamphibians.org>>. Acesso em: 28 fev. 2008.

IZECKSOHN, E.; CARVALHO-E-SILVA, S.P. **Anfíbios do município do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Editora UFRJ, 2001.

IZECKSOHN, E.; JIM, J. Observações sobre o desenvolvimento e os hábitos de *Myersiella subnigra* (Miranda-Ribeiro) (Amphibia, Anura, Microhylidae). **Arq. Mus. Nac.**, v. 54, p. 69-73, 1971.

JACKSON, J.F. Differentiation in the genera *Enyalius* and *Strobilurus* (Iguanidae): Implications for Pleistocene climatic changes in eastern Brazil. **Arq. Zool. São Paulo**, v. 30, p. 1-79, 1978.

KAPLAN, M. Histology of the anteroventral part of the breast-shoulder apparatus of *Brachycephalus ephippium* (Brachycephalidae) with comments on the validity of the genus *Psyllophryne* (Brachycephalidae). **Amphibia-Reptilia**, v. 23, n. 2, p. 225-227, 2002.

KÖPPEN, W. **Climatologia**: con un estudio de los climas de la terra. México: Fondo de Cultura Económica, 1948.

KWET, A.; DI-BERNARDO, M. **Pró-Mata, Anfíbios**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 1999.

LAPORTA-FERREIRA, I.L.; SALOMÃO, M.G.; SAWAYA, P. Biologia de *Sibynomorphus* (Colubridae: Dipsadinae) - Reprodução e hábitos alimentares. **Rev. Bras. Biol.**, v. 46, p. 793-799, 1986.

LEMA, T.; FERREIRA, M.T.S. Contribuição ao conhecimento dos Testudines do Rio Grande do Sul (Brasil) - Lista sistemática comentada (Reptilia). **Acta Biol. Leopold.**, v. 12, n.1, p. 125-164, 1990.

LYNN, W.G.; LUTZ, B. The development of *Eleutherodactylus guentheri* (Steindachner, 1864). **Bol. Mus. Nac.**, v. 71, n. 1-46, 1946.

MARQUES, O.A.V.; SAZIMA, I. História Natural dos répteis da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. **Estação Ecológica Juréia-Itatins. Ambiente Físico, Flora e Fauna**. Ribeirão Preto: Editora Holos, 2004. p.257-277.

MARQUES, O.A.V. **História Natural de *Micrurus corallinus* (Serpentes, Elapidae)**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1992.

MARQUES, O.A.V. **Composição faunística, história natural e ecologia de serpentes da Mata Atlântica na Estação Ecológica de Juréia-Itatins, São Paulo, SP**. Tese (Doutorado em Zoologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998.

MARQUES, O.A.V. Natural History of the coral snake *Micrurus decoratus* (Elapidae) from the Atlantic Forest in Southeast Brazil, with comments on possible mimicry. **Amphibia-Reptilia**, v. 22, p. 228-232, 2002.

MARQUES, O.A.V.; ABE, A.S.; MARTINS, M. Estudo diagnóstico da diversidade de répteis do Estado de São Paulo. In: CASTRO, R.M.C. **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX**. São Paulo: Editora Fapesp, 1998. v. 6, p. 27-38.

MARQUES, O.A.V.; ETEROVIC, A.; SAZIMA, I. **Snakes of the Brazilian Atlantic forest: An Illustrated Field Guide for the Serra do Mar Range**. Ribeirão Preto: Editora Holos, 2004.

MARQUES, O.A.V.; ETEROVICK, A.; SAZIMA, I. **Serpentes da Mata Atlântica. Guia Ilustrado para a Serra do Mar**. Ribeirão Preto: Editora Holos, 2001.

MARQUES, O.A.V.; PUORTO, G. Coloration patterns distribution and possible mimicry in *Erythrolamprus aesculapii* (Serpentes: Colubridae). **Mem. Inst. Butantan**, v. 53, n. 1, p.127-134, 1991.

MARQUES, O.A.V.; PUORTO, G. Dieta e comportamento alimentar de *Erythrolamprus aesculapii*, uma serpente ofiófaga. **Rev. Bras. Biol.**, v. 54, p. 253-259, 1994.

MARQUES, O.A.V.; SAZIMA, I. Diet and feeding behavior of the coral snake, *Micrurus corallinus* from the Atlantic forest of Brazil. **Herpetol. Nat. Hist.**, v. 5, p. 88-91, 1997.

MARTINO, A.L.; SALAS, N.E.; DI TADA, I.E. Geographic distribution of *Odontophrynus americanus*. **Herpetol. Rev.**, v. 30, p. 50, 1999.

MARTINS, M.; HADDAD, C.F.B. Vocalizations and reproductive behaviour in the smith frog, *Hyla faber* Wied (Amphibia: Hylidae). **Amphibia-Reptilia**, v. 9, p. 49-60, 1988.

MARTINS, M.; OLIVEIRA, M.E. Natural history of snakes in forests of the Manaus region, Central Amazonia, Brazil. **Herpetol. Nat. Hist.**, v. 6, n. 2, p. 78-150, 1999.

MARTINS, M.; MARQUES, O.A.V.; SAZIMA, I. Ecological and Phylogenetics Correlates of Feeding Habits in Neotropical Pitvipers of the Genus *Bothrops*. In: SHUETT, G.W.; HOGGREN, M.; DOUGLAS, M.E. **Biology of the Vipers**. Utah: Eagle Mountain Publishing, 2002. p.307-328.

MORAES, R.A. de; SAWAYA, R.J.; BARRELA, W. Composição e diversidade de anfíbios anuros em dois ambientes de Mata Atlântica no Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotrop.**, v. 7, n. 2, 2007. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn00307022007>>. Acesso em: 21 abr. 2008.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NAPOLI, M.F. A new species allied to *Hyla circumdata* (Anura: Hylidae) from Serra da Mantiqueira, southeastern Brazil. **Herpetologica**, v. 61, p. 63-69, 2005.

NOGUEIRA, C. **Diversidade e padrões de distribuição da fauna de lagartos do Cerrado**. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

OLIVEIRA, S.H. **Diversidade de anuros de serapilheira em fragmentos de floresta atlântica e plantios de *Eucalyptus saligna* no município de Pilar do Sul, São Paulo**. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2004.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of Floristic Differentiation Among Atlantic Forests in Southeastern Brasil and the Influence of Climate. **Biotropica**, v. 32, p. 793-810, 2000.

PERRONI, L.P.G.; TRAVAGLIA-CARDOSO, S.R. *Phyllodrias patagoniensis* (Parelheira): venomous snake a (crotalid) as a prey. Natural History Notes. **Herpetol. Bull.**, v. 101, p. 37-39, 2007.

PIMENTA, B.V.S.; BÉRNILS, R.S.; POMBAL Jr., J.P. Amphibia, Anura, Brachycephalidae, *Brachycephalus hermogenesi*: Filling gap and geographic distribution map. Notes on Geographic Distribution. **Check List**, v. 3, n. 3, p. 277-279, 2007.

PINTO, R.R.; FERNANDES, R.; MARQUES, O.A.V. Morphology and diet of two sympatric colubrid snakes, *Chironius flavolineatus* and *Chironius quadricarinatus* (Serpentes: Colubridae). **Amphibia-Reptilia**, v. 29, p. 149-160, 2008.

PIZZATO, L.; MARQUES, O.A.V. Reproductive biology of the false coral *Oxyrhopus guibei* (Colubridae) from southeastern Brazil. **Amphibia-Reptilia**, v. 23, p. 495-504, 2002.

PIZZATTO, L.; MARQUES, O.A.V. Interpopulational variation in sexual dimorphism, reproductive output, and parasitism of *Liophis miliaris* (Colubridae) in the Atlantic forest of Brazil. **Amphibia-Reptilia**, v. 27, n. 1, p. 37-46, 2006.

PIZZATTO, L. Body size, reproductive biology and abundance of the rare pseudoboini snakes genera *Clelia* and *Boiruna* (Serpentes, Colubridae). **Phyllomedusa**, v. 4, n. 2, p. 111-122, 2005.

POMBAL Jr., J.P.; GORDO, M. Anfíbios Anuros da Juréia. In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. **Estação Ecológica Juréia-Itatins. Ambiente físico, Flora e Fauna**. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2004. p.243-256.

POMBAL Jr., J.P.; HADDAD, C.F.B. Frogs of the genus *Paratelmatobius* (Anura: Leptodactylidae) with descriptions of two new species. **Copeia**, v. 1999, n. 4, p. 1014-1026, 1999.

POMBAL Jr., J.P.; HADDAD, C.F.B. Estratégias e modos reprodutivos de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, sudeste do Brasil. **Pap. Avul. Zool.**, v. 45, n. 15, p. 201-213, 2005.

POMBAL Jr., J.P.; HADDAD, C.F.B.; KASAHARA, S. A new species of *Scinax* (Anura: Hylidae) from southeastern Brazil, with comments on the genus. **J. Herpetol.**, v. 29, n. 1, p. 1-6, 1995.

RAMOS, A.D.; GASPARINI, J.L. **Anfíbios do Goipaba-Açu, Fundão, estado do Espírito Santo**. Vitória: Gráfica Santo Antônio, 2004.

RIBEIRO, R.S.; EGITO, G.T.B.T.; HADDAD, C.F.B. Chave de identificação: anfíbios anuros da vertente de Jundiá da Serra do Japi, Estado de São Paulo. **Biota Neotrop.**, v. 5, n.

2, 2005. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?identification-key+bn03005022005>>. Acesso em 13 mai. 2008.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? implications for conservation. **Conserv. Biol.**, 2008. In press.

ROCHA, C.F.D.; VAN SLUYS, M.; HATANO, F.H. Geographic distribution. *Hylodes phyllodes*. **Herpetol. Rev.**, v. 8, 1997.

RODRIGUES, M.G. **Ecomorfologia e uso de recursos das espécies de *Chironius* (Serpentes: Colubridae)**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, São José do Rio Preto, 2007.

RODRIGUES, R.R.; BONONI, V.L.R. Introdução. In: RODRIGUES, R.R.; JOLY, C.A.; DE BRITO, M.C.W.; PAESE, A.; METZGER, J.P.; CASATTI, L.; NALON, M.A.; MENEZES, M.; IVANAUSKAS, N.M.; BOLZANI, V.L.R. **Diretrizes para conservação e restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica/FAPESP, 2008. p. 12-13.

ROSSA-FERES, D.C.; MARTINS, M.; MARQUES, O.A.V.; MARTINS, I.A.; SAWAYA, R.J.; HADDAD, C.F.B. Herpetofauna. In: RODRIGUES, R.R.; JOLY, C.A.; DE BRITO, M.C.W.; PAESE, A.; METZGER, J.P.; CASATTI, L.; NALON, M.A.; MENEZES, M.; IVANAUSKAS, N.M.; BOLZANI, V.; BONONI, V.L.R. **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica/FAPESP, 2008. p. 83-94.

RUFFATO, R.; DI-BERNARDO, M.; MASCHIO, G.F. Dieta de *Thamnodynastes strigatus* (Serpentes: Colubridae) no sul do Brasil. **Phyllomedusa**, v. 2, n. 1, p. 27-34, 2003.

SABESP. **Programa de Conservação do Sistema Cotia. Relatório Conclusivo (Tomo 3): Avaliação Ambiental**. São Paulo: SABESP; Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável, 1997.

SALOMÃO, M.G.; ALBOLEA, A.B.P.; ALMEIDA-SANTOS, S.M. Colubrid snakebite: a public health problem in Brazil. **Herpetol. Rev.**, v. 34, n. 4, p. 307-312, 2003.

SÃO PAULO (Estado). Resolução CONAMA nº 1, de 31 de janeiro de 1994. São Paulo, Governo do Estado de São Paulo e Conselho Nacional do Meio Ambiente, 1994. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res94/res0194.html>>. Acesso em: 10 mar. 2008.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual nº 53.494, de 02 de outubro de 2008. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas, as quase ameaçadas, as colapsadas, sobreexploradas, ameaçadas de sobreexploração e com dados insuficientes para avaliação no estado de São Paulo e dá providências correlatas. São Paulo, Governo Estadual do Estado de São Paulo, 2008. Disponível em: <<http://www.imprensaoficial.com.br>>. Acesso em: 05 out. 2008.

SAWAYA, R.J. **História Natural e Ecologia das Serpentes de Cerrado da região de Itirapina, SP**. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

SAWAYA, R.J.; MARQUES, O.A.V.; MARTINS, M. Composition and natural history of a Cerrado snake assemblage at Itirapina, São Paulo State, southeastern Brazil. **Biota Neotrop.**, v. 8, n. 2, 2008. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/en/abstract?article+bn01308022008>>. Acesso em 28 set. 2008.

SAWAYA, R.J. **Diversidade, densidade e distribuição altitudinal da anurofauna de serapilheira da Ilha de São Sebastião, SP**. Tese (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

SAWAYA, R.J.; VASCONCELOS, C.H.F.; NUNES, R. *Placosoma glabellum*: Reproduction. **Herpetol. Rev.**, v. 30, n. 3, p. 167, 1999.

SAZIMA, I.; HADDAD, C.F.B. Répteis da Serra do Japi: notas sobre história natural. In: MORELLATO, P. **História Natural da Serra do Japi. Ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. Campinas: Editora da UNICAMP, 1992. p. 212-235.

SAZIMA, I.; PUORTO, G. Feeding technique of juvenile *Tropidodryas striaticeps*: probable caudal luring in a colubrid snake. **Copeia**, v. 1993, n. 1, p. 222-226, 1993.

SAZIMA, I. Répteis. In: LEONEL, C. **Intervalos / Fundação para a conservação e produção florestal do estado de São Paulo**. São Paulo: A Fundação Florestal, 2001. p.148-158.

SAZIMA, I.; ABE, A.S. Habits of five Brazilian snakes with coral-snake pattern, including a summary of defensive tactics. **Stud. Neotrop. Faun. Environm.**, v. 26, p. 159-164, 1991.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA. **Brazilian amphibians – List of species**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2008a. Disponível em: <<http://www.sbherpetologia.org.br>>. Acesso em: 05 nov. 2008.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA. **Brazilian reptiles – List of species.** São Paulo: Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2008b. Disponível em: <<http://www.sbherpetologia.org.br>>. Acesso em: 05 nov. 2008.

SENA, M.A. de. **Levantamento da fauna e estudo cromossômico de algumas espécies de Reptilia, Squamata, do município de Cananéia, SP.** Dissertação (Mestrado em Genética) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

SILVANO, D.L.; PIMENTA, B.V.S. Geographic distribution. *Hyla microps*. **Herpetol. Rev.**, v. 32, p. 271, 2001.

SOLANO, H. Algunos aspectos de la biología reproductiva del sapito silbador *Leptodactylus fuscus* (Schneider) (Amphibia: Leptodactylidae). **Amphibia-Reptilia**, v. 8, p. 111-128, 1987.

SOUZA, F.L. Uma revisão sobre padrões de atividade, reprodução e alimentação de cágados brasileiros (Testudines, Chelidae). **Phyllomedusa**, v. 3, n. 1, p. 15-28, 2004.

SOUZA, F.L. Geographical distribution patterns of South American side-necked turtles (Chelidae), with emphasis on Brazilian species. **Rev. Esp. Herpetol.**, v. 19, p. 33-46, 2005.

STUART, S.; CHANSON, J.S.; COX, N.A.; YOUNG, B.E.; RODRIGUES, A.S.L.; FISHMAN, D.L.; WALLER, R.W. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, v. 306, p. 1783-1786, 2004.

UETZ, P. **The EMBL Reptile Database.** Hamburg: Zoological Museum of Hamburg, 2008. Disponível em: <<http://www.embl-heidelberg.de/~uetz/LivingReptiles.html>>. Acesso em: 28 fev. 2008.

VELOSO, H.P.; RANGEL-FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da Vegetação Brasileira, adaptada a um sistema universal.** Rio de Janeiro: IBGE, 1991.

VERDADE, V.K.; RODRIGUES, M.T. A new species of *Cycloramphus* (Anura, Leptodactylidae) from the Atlantic Forest, Brazil. **Herpetologica**, v. 59, n. 4, p. 513-518, 2003.

VERDADE, V.K.; RODRIGUES, M.T.; PAVAN, D. Anfíbios Anuros da Reserva Biológica de Paranapiacaba e entorno. In: LOPES, M.I.M.S.; KIRIZAWA, M.; MELO, M.M.R.F. **A Reserva Biológica de Paranapiacaba: a Estação Biológica do Alto da Serra.** São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2008. No prelo.

VERDADE, V.K.; RODRIGUES, M.T.; CASSIMIRO, J.; PAVAN, D.; LIOU, N.; LANGE, M. Advertisement Call, Vocal Activity, and Geographic Distribution of *Brachycephalus hermogenesi* (Giaretta & Sawaya, 1998) (Anura, Brachycephalidae). **J. Herpetol.**, v. 42, n. 3, p. 542-549, 2008.

WÜSTER, W.; FERGUSON, J.E.; QUIJADA-MASCAREÑAS, J.A.; POOK, C.E.; SALOMÃO, M.G.; THORPE, R.S. Tracing an invasion: landbridges, refugia, and the phylogeography of the Neotropical rattlesnake (Serpentes: Viperidae: *Crotalus durissus*). **Mol. Ecol.**, v. 14, p. 1095–1108, 2005.

Figura 2. Espécies de anfíbios e répteis encontradas nos remanescentes de mata contínua e mata fragmentada dos municípios de Tapiraí e Piedade, SP. A = *Flectonotus fissilis*; B = *Dendrophryniscus* aff. *brevipollicatus*; C = *Rhinella ornata*; D = *Rhinella icterica*; E = *Brachycephalus hermogenesi*; F = *Ischnocnema guentheri*; G = *Ischnocnema* cf. *lactea*; H = *Ischnocnema* cf. *parva*; I = *Hyalinobatrachium uranoscopum*; J = *Haddadus binotatus*; K = *Cycloramphus acangatan*; L = *Macrogenioglottus alipioi*; M = *Odontophrynus americanus*; N = *Proceratophrys boiei*; O = *Aplastodiscus leucopygius*; P = *Aplastodiscus perviridis*; Q = *Bokermannohyla circumdata*; R = *Bokermannohyla hylax*; (continua)

Figura 2. S = *Dendropsophus microps*; T = *Dendropsophus sanborni*; U = *Hypsiboas albomarginatus*; V = *Hypsiboas albopunctatus*; W = *Hypsiboas bischoffi*; X = *Hypsiboas caingua*; Y = *Hypsiboas faber*; Z = *Hypsiboas pardalis*; A1 = *Hypsiboas prasinus*; B1 = *Hypsiboas semilineatus*; C1 = *Scinax crospedospilus*; D1 = *Scinax fuscomarginatus*; E1 = *Scinax perereca*; F1 = *Scinax rizibilis*; G1 = *Scinax* cf. *ruber*; H1 = *Sphaenorhynchus surdus*, I1 = *Crossodactylus caramaschii*; J1 = *Physalaemus cuvieri*; (continua)

Figura 2. K1 = *Physalaemus olfersii*; L1 = *Leptodactylus fuscus*; M1 = *Leptodactylus* cf. *marmoratus*; N1 = *Leptodactylus mystacinus*; O1 = *Leptodactylus* cf. *ocellatus*; P1 = *Paratelmatobius* aff. *cardosoi*; Q1 = *Chiasmocleis leucosticta*; R1 = *Myersiella microps*; S1 = *Siphonops annulatus*; T1 = *Colobodactylus taunayi*; U1 = *Ecpleopus gaudichaudii*; V1 = *Placosoma glabellum*; W1 = *Enyalius iheringii*; X1 = *Enyalius perditus*; Y1 = *Urostrophus vaultierii*; Z1 = *Amphisbaena* sp.; A2 = *Atractus trihedrurus*; B2 = *Chironius bicarinatus*; (continua)

Figura 2. C2 = *Echinanthera* cf. *cyanopleura*; D2 = *Echinanthera undulata*; E2 = *Liophis atraventer*; F2 = *Liophis poecylogirus*; G2 = *Spilotes pullatus*; H2 = *Taeniophallus affinis*; I2 = *Tomodon dorsatus*; J2 = *Xenodon neuwiedii*; K2 = *Micrurus corallinus*; L2 = *Bothrops jararaca*; M2 = *Bothrops jararacussu*; N2 = *Hydromedusa tectifera*. **Créditos das fotos:** Paulo Ilha, fotos I, M, T, C1 e I2, Thais H. Condez, demais fotos.

Apêndice 1A

Espécies de serpentes depositadas na Coleção Herpetológica Alphonse Richard Hoge do Instituto Butantan, para os municípios de Tapiraí e Piedade, SP.

Atractus zebrinus (Piedade: IBSP - 49752, 58413, Tapiraí: IBSP - 42222, 46605, 52636, 56938), *Boiruna maculata* (Piedade: IBSP - 29713, 54810), *Chironius bicarinatus* (Piedade: IBSP - 60607, Tapiraí: IBSP - 17531, 57127, 57330), *Chironius exoletus* (Piedade: IBSP - 27149, 54266, Tapiraí: IBSP - 17149, 27942, 57128, 61632, 61633), *Chironius flavolineatus* (Piedade: IBSP - 28557, 33609, 56992, 58761, 71558), *Chironius quadricarinatus* (Piedade: IBSP - 33610), *Clelia plumbea* (Piedade: IBSP - 56107, Tapiraí: IBSP - 57123, 61629), *Dipsas alternans* (Tapiraí: IBSP - 57120), *Echinanthera cephalostriata* (Piedade: IBSP - 10284, Tapiraí: IBSP - 17527), *Echinanthera melanostigma* (Piedade: IBSP - 56538), *Echinanthera undulata* (Piedade: IBSP - 28561, 28562, Tapiraí: IBSP - 28585, 57122, 57334), *Erythrolamprus aesculapii* (Piedade: IBSP - 29680, 52447, 59530, 72644, 73293, Tapiraí: IBSP - 17528, 28583, 28627, 57126, 61631, 61830, 73291), *Liophis miliaris* (Piedade: IBSP - 27943, 29464, Tapiraí: IBSP - 57124), *Liophis atraventer* (Tapiraí: IBSP - 28060, 46368, 61618, 61619, 61620, 76243, 76244, 76245), *Liophis poecilogyus* (Piedade: IBSP - 23530, 62844, 69480, Tapiraí: IBSP - 28058, 57112, 57113, 60308, 61492, 61831), *Liophis typhlus* (Piedade: IBSP - 61341, 73243, Tapiraí: IBSP - 57313, 74428, 75433), *Oxyrhopus clathratus* (Piedade: IBSP - 57721, 58362, 58365, Tapiraí: 47361, 55082, 61626, 61627, 61628), *Oxyrhopus guibei* (Piedade: IBSP - 61358, 62015, 62173, Tapiraí: 57129, 57597, 58651, 59987, 61212, 67433), *Phalotris mertensi* (Tapiraí: IBSP - 62536), *Philodryas aestivus* (Piedade: IBSP - 6676), *Philodryas olfersii* (Tapiraí: IBSP - 28057, 61061), *Philodryas patagoniensis* (Piedade: IBSP - 26562, 26563, 28473, 29884, Tapiraí: 23373, 28054, 28055, 28056, 61630, 64371), *Sibynomorphus mikanii* (Piedade: IBSP - 29597, 29599, 29605, Tapiraí: IBSP - 45847, 45851, 45853, 67545, 69422), *Siphlophis longicaudatus* (Piedade: IBSP - 56179, 56227, 57019, Tapiraí: IBSP - 28222, 44319), *Spilotes pullatus* (Tapiraí: IBSP - 57125, 57232, 57233, 66370), *Taeniophallus affinis* (Tapiraí: IBSP - 61616, 61617), *Taeniophallus bilineatus* (Tapiraí: IBSP - 46624), *Taeniophallus occipitalis* (Tapiraí: IBSP - 44180), *Taeniophallus persimilis* (Tapiraí: IBSP - 46607), *Thamnodynastes hypoconia* (Piedade: IBSP - 28625, 45711, 58569), *Thamnodynastes nattereri* (Tapiraí: IBSP - 30616, 31119, 31713), *Thamnodynastes rutilus* (Piedade: IBSP - 30820), *Thamnodynastes strigatus* (Piedade: IBSP - 21940, 66198, 72393), *Tomodon dorsatus* (Tapiraí: IBSP - 17572, 23528, 23529, 27940, 27941, 27942, 28584, 28626, 31117, 40241, 52491, 52533, 58848, 58850, 58916, 59645, 60701, 60702, 60920, 60926, 61420, 61624, 61625, 62007, 62117, 62157, 62158, 62608, 64826, 66783, 67698, 70055, 70502), *Tropidodryas striaticeps* (Piedade: IBSP - 10281, 30626, 30907, Tapiraí: IBSP - 25630, 30604, 57231), *Tropidophis paucisquamis* (Tapiraí: IBSP - 54263), *Xenodon newwedii* (Piedade: IBSP - 10282, 10283, 27944, Tapiraí: IBSP - 27086, 27087, 27204, 27331, 27332, , 28066, 28067, 28409, 28410, 28586, 28587, 29076, 29338, 57054, 61621, 61622, 61623), *Micrurus corallinus* (Piedade: IBSP - 32299, 41732, 42889, 42983, 43118, 43740, 43790, 44266, 44315, 45482, 45487, 46330, 46524, 46576, 50967, 51067, 53250, 59381, 66893, Tapiraí: IBSP - 68438), *Micrurus decoratus* (Piedade: IBSP - 21113, 42684, 47637, 49102, Tapiraí: IBSP - 68940), *Micrurus frontalis* (Piedade: IBSP - 50128, 51605, Tapiraí: IBSP - 50986), *Bothrops jararaca* (Piedade: IBSP - 10261, 52498, 52510, 53624, 62766, 66843, 68138, 68600, 69414, Tapiraí: IBSP - 70122), *Bothrops jararacussu* (Piedade: IBSP - 57300, Tapiraí: IBSP - 68922, 68923, 69890, 70164), *Crotallus durissus* (Piedade: IBSP - 24190, 24197, 24198).

Capítulo 2

Diversidade e composição de espécies de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em remanescentes de Mata Atlântica fragmentada e contínua no Planalto Atlântico de São Paulo, sudeste do Brasil

Resumo

Estudos sobre os impactos da fragmentação na biodiversidade enfocam principalmente mudanças na área e configuração da paisagem, enquanto outros efeitos decorrentes do processo de fragmentação são ignorados ou pouco abordados. Comparamos a composição e abundância de espécies de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira capturadas por armadilhas de interceptação e queda em duas paisagens de 10 x 10 km, localizadas em ambientes de mata contínua e mata fragmentada nos municípios de Tapiraí e Piedade, Planalto Atlântico de São Paulo. A paisagem de mata contínua apresentou maior diversidade em relação à área fragmentada tanto para anfíbios quanto para lagartos. As diferenças na composição de espécies entre as duas áreas podem ser explicadas por uma combinação de fatores, incluindo a distância geográfica, estrutura da vegetação e microambientes que ocorrem nos fragmentos. Provavelmente outras variáveis da paisagem não incluídas em nossas análises também podem explicar os padrões encontrados. Os lagartos parecem sofrer os efeitos da fragmentação de forma mais intensa do que os anfíbios. Anfíbios parecem responder de forma distinta às variáveis ambientais de acordo com a sua biologia e reprodução. Nossos resultados evidenciam a importância das características locais na sobrevivência das espécies em paisagens fragmentadas e sugerem que, adicionalmente aos efeitos da fragmentação florestal, alterações no ambiente devem determinar a distribuição de espécies em paisagens fragmentadas.

Palavras-chave: composição de espécies; diversidade; fragmentação florestal; distribuição geográfica; herpetofauna; amphibia; squamata; variáveis ambientais.

2.1 Introdução

A expansão do uso da terra tem causado modificações severas em áreas naturais resultando na fragmentação e perda de habitat, consideradas entre as mais importantes ameaças à biodiversidade do planeta (BROOKS et al., 2002). A conversão de ambientes florestais contínuos e bem preservados em fragmentos pequenos e desconectados, além de resultar em diminuição da área disponível, aumentar o isolamento entre as populações e aumentar o efeito de borda, acarreta em uma série de outras mudanças no ambiente, como a degradação da qualidade do habitat nestas áreas (WILCOX e MURPHY, 1985; HARISON e BRUNA, 1999).

Estudos sobre os impactos da fragmentação na biodiversidade em paisagens fragmentadas enfocam principalmente mudanças na área e configuração da paisagem enquanto outros efeitos decorrentes do processo de fragmentação são ignorados ou pouco abordados (EWERS e DIDHAM, 2006), o que resulta na adoção de estratégias inadequadas para conservação (LAURANCE e COCHRANE, 2001). Enquanto o tamanho, efeito de borda e isolamento podem afetar diretamente as populações de diversos grupos animais, características ambientais e da vegetação também podem constituir fatores muito importantes na estruturação das comunidades que ocorrem nos fragmentos (JELLINEK et al., 2004).

Anfíbios e répteis são organismos especialmente abundantes em ecossistemas terrestres e mesmo assim declínios populacionais são observados no mundo todo (VITT e CADWELL, 1994; GIBBONS et al., 2000; STUART et al., 2004). Estes grupos são particularmente sensíveis a variações ambientais em função de apresentarem exigências ecológicas específicas para sua reprodução e sobrevivência (BROWN, 2001; HADDAD e PRADO, 2005).

Padrões de composição e abundância das taxocenoses de anfíbios de serapilheira são ainda pouco conhecidos. Embora exista uma série de estudos desenvolvidos com comunidades, estes são muito diferenciados em relação à abordagem, métodos e desenhos experimentais (BASTAZINI et al., 2007). Alguns estudos desenvolvidos na região neotropical abordam a influência de variáveis ambientais na composição de espécies e padrões de abundância em anfíbios anuros (GIARETTA et al., 1999; SLUYS et al., 2007; BASTAZINI et al., 2007), sendo escassos trabalhos que considerem estas relações em áreas fragmentadas (DIXO, 2001). Por apresentarem ovos e larvas em geral dependentes de ambientes úmidos, realizar intensa troca de água com o ambiente através da pele e apresentarem alta

especificidade de hábitat para reprodução, os anfíbios são especialmente sensíveis a mudanças ambientais (DUELLMAN e TRUEB, 1994; HADDAD e PRADO, 2005). Alterações no micro-habitat em que vivem, ou seja, nas condições locais da serapilheira, incluindo umidade, profundidade e disponibilidade de alimento (GIARETTA et al., 1997; GIARETTA et al., 1999; VALLAN, 2002; SLUYS et al., 2007) e estrutura da vegetação (LIEBERMAN, 1986; GASCON, 1991; PEARMAN, 1997) parecem ser importantes na estruturação das comunidades de anuros de serapilheira.

Estudos enfocando taxocenoses de lagartos em paisagens fragmentadas têm sido desenvolvidos atualmente (SILVANO et al., 2003; JELLINEK et al., 2004; WATLING e DONNELLY, 2008; DIXO e MARTINS, 2008; DIXO e METZGER, 2008). Apesar de apresentarem características morfológicas, reprodutivas e ecológicas muito distintas dos anfíbios, os répteis ocupam ambientes semelhantes e são afetados de forma semelhante pela degradação do ambiente (GIBBONS et al., 2000). Alguns estudos sugerem inclusive que algumas variáveis ambientais tenham maior influência sobre a composição, diversidade e abundância de lagartos de que os efeitos diretos da fragmentação propriamente ditos (JELLINEK et al., 2004). Assim como para os anfíbios, a estruturação das comunidades de lagartos também é influenciada por variáveis da estrutura da vegetação, regime de chuvas e cobertura de serapilheira (JELLINEK et al., 2004).

Como resultado do intenso processo de uso e ocupação do solo, a Mata Atlântica do estado de São Paulo encontra-se reduzida sob a forma de fragmentos descontínuos (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA e INPE, 2006). Por este motivo, a fragmentação florestal tem se tornado um tema muito importante na conservação das espécies que ocorrem neste bioma (FONSECA, 1985; MORELLATO e HADDAD, 2000). A compreensão de como as alterações do ambiente natural determinam a distribuição e abundância dos organismos é uma questão muito importante, principalmente em paisagens fragmentadas (GIBBS, 1998). Neste trabalho, exploramos os efeitos da modificação dos ambientes naturais sobre a herpetofauna em remanescentes da Mata Atlântica dos municípios de Tapiraí e Piedade, no Planalto Atlântico de São Paulo, com os seguintes objetivos: (1) determinar a composição e diversidade de espécies de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em remanescentes de floresta contínua e fragmentada; e (2) analisar a relações entre as variáveis ambientais e a distribuição e abundância das espécies que ocorrem nestas áreas.

2.2 Material e Métodos

Área de Estudo

Os remanescentes de mata contínua e fragmentada amostrados neste estudo localizam-se no Planalto Atlântico de São Paulo, nos municípios de Tapiraí e Piedade (47°20' a 47°27' O; 23°49' a 23°57' S). Foram amostradas na região duas paisagens de 10.000 ha, uma abrangendo áreas do interior e entorno do Parque Estadual do Jurupará (paisagem de mata contínua), e outra abrangendo os remanescentes florestais adjacentes (paisagem de mata fragmentada, Figura 1). No total foram amostradas 21 localidades, sendo seis na paisagem de mata contínua e 15 na paisagem de mata fragmentada (Figura 1). Na área de mata contínua foram amostradas três localidades com matas predominantemente conservadas no interior do Parque Estadual do Jurupará (C1-C3), e três localidades com matas predominantemente secundárias (C4-C6) no entorno imediato do parque. Com 26.250,47 ha, o parque é uma das maiores unidades de conservação de proteção integral da região, sendo considerado um importante remanescente de Mata Atlântica no estado. A paisagem de mata fragmentada é composta por aproximadamente 50% de cobertura vegetal remanescente, distribuída em fragmentos florestais privados. Os 15 fragmentos florestais amostrados (F1-F15) apresentam matas predominantemente secundárias e são envolvidos por uma matriz heterogênea, constituída em sua maioria por ambientes de pastagem e agricultura. O tamanho dos fragmentos varia entre 3 e 150 ha, sendo que apenas três deles apresentam tamanho maior que 85 ha (F1-F3), seis possuem tamanho entre 15 e 45 (F4-F9) e os demais seis fragmentos são menores que 5 ha (F10-F15). A distância geográfica média entre as 21 localidades amostradas é de 7 km, sendo a maior distância (15,5 km) encontrada entre um fragmento florestal (F2) e uma localidade de mata contínua (C1), e a menor distância (de 0,7 km) entre as localidades de mata contínua C3 e C4.

A mata original da região pode ser classificada como floresta ombrófila densa montana (VELOSO et al., 1991), ou sub-montana (OLIVEIRA-FILHO e FONTES, 2000), sendo considerada floresta de transição entre a floresta atlântica de encosta e a floresta mesófila semidecídua do interior de São Paulo. Os remanescentes da região encontram-se, em geral, em estádios intermediários e avançados e de sucessão (BRASIL, 1993a; BRASIL, 1993b; SÃO PAULO, 1994). A altitude local varia de 870 a 1.030 m e o relevo é caracterizado por morros com declividades médias a altas (CARNEIRO et al., 1981). O clima

da região pode ser classificado como do tipo *Cfa* e *Cfb* (KÖPPEN, 1948), sendo observadas temperaturas médias entre 20 e 27°C no mês mais quente, características de clima subtropical quente e úmido. A precipitação média anual é de cerca de 1300 a 1400 mm, variando de 30 a 60 mm nos meses mais secos e de 200 a 260 mm nos meses mais chuvosos (SABESP, 1997).

Figura 1. Localização das 21 localidades amostradas na paisagem fragmentada e contínua na região do Planalto Atlântico de São Paulo (SP), Brasil. Os fragmentos florestais amostrados são representados pelas siglas F1 a F15 e as áreas de mata contínua representadas pelas siglas C1 a C6.

Amostragem da Herpetofauna

A amostragem padronizada da herpetofauna de serapilheira foi realizada por meio de armadilhas de interceptação e queda com cercas-guia (*pitfall traps with drift fence*; CORN, 1994; CECHIN e MARTINS, 2000). Em cada uma das 21 localidades amostradas foi instalada uma linha de armadilhas com 11 baldes de 60 litros, conectados por 10 m de cerca-guia (com 50 cm de altura), em 100 m de extensão total. A coleta de dados em armadilhas de

queda foi realizada em duas estações chuvosas consecutivas, durante quatro campanhas de campo com oito dias de duração. As duas primeiras campanhas foram realizadas entre novembro de 2005 e janeiro de 2006 e as demais entre novembro de 2006 e janeiro de 2007, totalizando 32 dias de amostragem e um esforço de 352 dias-balde para cada localidade. Assim, considerando as 21 localidades, o esforço total de amostragem correspondeu a 7.392 dias-balde. Os indivíduos capturados foram medidos com paquímetro, fotografados e marcados por amputação de dedos e artelhos (DONNELLY et al., 1994), e soltos no local de captura. Os primeiros exemplares capturados de cada espécie, assim como aqueles que apresentaram problemas de determinação taxonômica, foram coletados e transportados para o laboratório em sacos plásticos umedecidos (licença de coleta cedida pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis nº 0177/05). Os animais coletados foram fotografados, medidos com paquímetro, mortos com Xilocaína® a 5% (sapos) ou Tiopental® (lagartos), fixados em formaldeído a 10% e conservados em álcool 70%. Os exemplares coletados foram identificados e depositados no Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo e Coleção de Anfíbios CFBH do Instituto de Biociências da UNESP de Rio Claro. A nomenclatura taxonômica adotada é baseada nos trabalhos recentes que propõe novas hipóteses filogenéticas para os anfíbios: Faivovich et al. (2005), Frost et al. (2006), Grant et al. (2006), Heinicke et al. (2007) e Hedges et al. (2008).

Amostragem das variáveis ambientais

Em cada uma das 21 localidades amostradas foram medidas as seguintes variáveis ambientais: profundidade da serapilheira, volume de galhos caídos e disponibilidade de artrópodes, representando o microambiente dos anuros e lagartos de serapilheira; e altura do dossel, abertura do dossel e densidade do sub-bosque em três estratos da floresta, representando a estrutura da vegetação.

Para a amostragem da profundidade de serapilheira, altura e abertura do dossel foram delimitadas seis parcelas de 5 x 5 metros em cada uma das 21 localidades. As parcelas foram posicionadas a uma distância de dois metros da linha de armadilhas de queda, e distribuídas alternadamente do lado direito e esquerdo da mesma. A profundidade de serapilheira foi medida em centímetros, com régua milimetrada, em cinco pontos dentro de cada parcela (nas quatro extremidades e no centro). A altura do dossel foi medida em metros no centro de cada parcela, onde a altura da árvore mais alta foi obtida com clinômetro e trena para medida do ângulo da hipotenusa e tamanho de um dos catetos (distância do observador à árvore) de um

triângulo retângulo. Essas variáveis foram coletadas durante a última amostragem dos anfíbios e répteis. A abertura do dossel foi medida por meio de fotos hemisféricas, tiradas em abril de 2007, também no centro de cada parcela, com câmera digital Coolpix Nikon 5700 acoplada a conversor olho de peixe Nikon FC-E9 (8 mm de distância focal).

Para quantificar disponibilidade de artrópodes em cada localidade utilizamos 12 coletores entomológicos de solo (BERGALLO e MAGNUSSON, 1999), de 300 ml, dispostos a cerca de dois metros de distância da linha de armadilhas, alternadamente à esquerda e a direita da mesma. Os coletores foram preenchidos com álcool 70% e a biomassa de artrópodes foi obtida simultaneamente à amostragem com armadilhas de queda, durante as quatro campanhas de amostragem.

O volume de galhos caídos foi quantificado pelo método de intersecto em linha (WAGNER, 1968). Em cada localidade foram demarcadas duas linhas com 100 m de extensão, dispostas paralelamente a 2 m de distância de cada lado da linha de armadilhas de queda, nas quais eram medidos os diâmetros de todos os galhos (maiores que 2 cm de diâmetro) que cruzassem a linha demarcada. A somatória dos diâmetros dos galhos foi dividida pelo comprimento da linha, considerando a forma cilíndrica aproximada dos galhos e a área de projeção plana dos galhos sobre a linha. Para a obtenção do volume de galhos caídos por unidade de área os valores foram aplicados à equação: $V = (\pi^2/8L) \cdot \sum d^2$ (onde: V = volume, L = comprimento da linha, d = diâmetro do galho; cf. Wagner 1968). As medidas do volume de galhos caídos foram realizadas em abril de 2007.

Para as medidas de densidade do sub-bosque nos diferentes estratos da vegetação foram marcadas duas linhas paralelas com comprimento de 165 m cada, distantes 20 m entre si, sendo que uma das linhas era sobreposta a linha de armadilhas de interceptação e queda. Em cada linha foram consideradas 12 estações de medida, a cada 15 metros de distância. Em cada uma das 24 estações, a altura dos limites superior e inferior cobertos por folhagem em três estratos (0 a 5 m, 5 a 10 m e maior que 10 m de altura) foi estimada utilizando como referência uma vara marcada em metros (4 m de altura) e telêmetro óptico, no caso de sub-bosques mais altos (MALCOM, 1995). Essas medidas foram obtidas em abril de 2006.

Análise dos dados

Para verificar possíveis diferenças entre a abundância e composição de espécies de anuros e lagartos entre os anos consecutivos de amostragem utilizamos o teste não paramétrico de Kolmogorov-Smirnov, realizado no programa Statistica 6.0 (STATSOFT,

2001). Na ausência de diferenças significativas, optamos por utilizar em todas as demais análises os valores de abundância correspondentes a soma das duas estações chuvosas amostradas.

Para analisar a riqueza de espécies de anuros e lagartos capturados por armadilhas de queda utilizamos curvas de rarefação de espécies (GOTELLI e COLWELL, 2001), com 1000 aleatorizações na ordem das amostras, confeccionadas no programa EstimateS (COLWELL, 2004). Cada dia de amostragem com armadilhas de interceptação e queda foi considerado uma amostra, totalizando 32 amostras para cada área. Também foram confeccionadas curvas de rarefação de espécies em relação ao número de indivíduos capturados na área de mata continua e no conjunto de 15 fragmentos florestais, o que permitiu a comparação entre a riqueza de espécies observada nessas duas áreas. Comparações de riqueza de espécies e dominância, considerando o mesmo número de indivíduos nas áreas fragmentada e contínua, foram realizadas por meio do método de rarefação (SANDERS, 1968; KREBS, 2000) no programa Ecosim 7.0 (GOTELLI e ENTSMINGER, 2001), com 1.000 aleatorizações.

Para sintetizar as variáveis relacionadas ao microambiente das espécies e a estrutura da vegetação coletadas em diferentes pontos por localidade, e também para a disponibilidade de artrópodes amostrada em dois anos consecutivos, utilizamos a mediana dos valores obtidos para cada localidade. Para calcular a abertura do dossel em porcentagem, analisamos as fotos hemisféricas com o programa Gap Light Analyser 2.0 (FRAZER et al., 1999). Para verificar se as variáveis ambientais não estavam correlacionadas entre si, utilizamos o teste de correlação de Spearman no programa Statistica 6.0 (STATSOFT, 2001). Uma vez que não apresentaram correlação significativa ($r < 0,5$), todas as variáveis ambientais amostradas foram consideradas. A influência destas variáveis na distribuição das espécies de anuros e lagartos nas paisagens foi verificada por meio de Análises de Correspondência Canônica (ACC), no programa Canoco 4.5 (TER BRAAK e SMILAUER, 1998). Para a ACC, tanto os valores de abundância das espécies quanto os valores das variáveis ambientais foram padronizados pelo método de máximo e mínimo (*Ranging Standardization*), no qual cada valor é subtraído ao valor mínimo exibido pela variável e dividido pela amplitude de variação da mesma (valor máximo subtraído ao valor mínimo), com a finalidade de obtenção da normalidade.

Diferenças na composição de espécies e abundância de anfíbios e lagartos encontradas nas 21 localidades foram evidenciadas também pela Análise de Correspondência Canônica (ACC). Para verificar se o padrão de distribuição das localidades encontrado nesta análise está relacionado à localização geográfica das mesmas, utilizamos o teste de correlação de Mantel,

considerando a matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis e a matriz de distâncias geográficas (em km) geradas para cada par de localidades amostrado, com o programa Pc-Ord 4.2 (McCUNE e MEFFORD, 1999).

2.3 Resultados

2.3.1 Anfíbios anuros de serapilheira

Diversidade

Foram registradas 23 espécies de anfíbios anuros de serapilheira nas armadilhas de interceptação e queda, entre os 2.649 indivíduos capturados. As espécies encontradas pertencem a oito famílias (Tabela 1). Nos 15 fragmentos capturamos 2.117 indivíduos de 20 espécies, e nas seis localidades de mata contínua capturamos 532 indivíduos de 17 espécies (Tabela 1, Tabela 2).

O método de rarefação considerando o mesmo número de indivíduos para todas as localidades amostradas ($n = 532$), estima uma riqueza média de 14 espécies, com intervalo de confiança de 11 a 17 espécies para os fragmentos. Assim, embora não seja observada diferença significativa na riqueza de espécies entre a área fragmentada e contínua quando considerado o mesmo número de indivíduos, há uma tendência clara de maior riqueza na mata contínua, pois sua riqueza observada corresponde ao maior extremo do intervalo de confiança da estimativa para a área fragmentada (Tabela 2).

A curva de rarefação considerando todas as áreas amostradas (Figura 2A) apresenta tendência de estabilização, considerando que aproximadamente 82% do total de espécies capturadas pelo método já haviam sido capturadas com apenas 15 dias de amostragens. Apesar da tendência, a curva não atingiu um platô, indicando que espécies adicionais de anfíbios anuros de serapilheira devem ocorrer na região. As curvas de rarefação de espécies em relação ao número de indivíduos capturados na área de mata contínua e fragmentos florestais (Figura 2B) evidenciam novamente a diferença no tamanho das amostras, entretanto a inclinação das curvas sugere que a área de mata contínua deve apresentar maior riqueza de espécies, à medida que forem capturados mais indivíduos (Figura 2B).

R. ornata foi a espécie dominante tanto nos fragmentos florestais quanto nas áreas contínuas, correspondendo a 36,2% de todos os indivíduos capturados em toda a região ($n = 959$; Tabela 2). A dominância observada nos fragmentos (37%) é maior em relação àquela

observada nas áreas contínuas (32,8%), mesmo quando considerado um mesmo número de indivíduos (N = 532), o que é indicado pela estimativa de dominância da análise de rarefação (33 a 40%; Tabela 2). Embora esta seja a espécie dominante nas duas áreas, as demais espécies mais abundantes na área de mata contínua não foram as mesmas encontradas nos fragmentos florestais, evidenciando diferenças na composição e abundância de cada espécie nestas áreas (Figura 3A e 3B).

Na área de mata contínua, além de *R. ornata*, *P. olfersii* (22,9%, n = 122) e *L. cf. marmoratus* (18,0%, n = 96) foram as espécies mais abundantes, correspondendo juntas a 40,9% de todos os indivíduos capturados. Outras quatro espécies, *R. icterica* (7,1%, n = 38), *P. boiei* (4,8%, n = 26), *C. caramaschii* (4,1%, n = 22) e *I. guentheri* (3,5%, n = 19), corresponderam juntas a 19,5% dos indivíduos capturados na mata contínua, enquanto as demais dez espécies foram pouco representativas na amostragem (Figura 3A). Na área de mata fragmentada, *P. boiei* (19,8%, n = 420), *C. acangatan* (13,5%, n = 286) e *P. olfersii* (10,6%, n = 225) representaram 43,9% de todos os indivíduos capturados. Nesta paisagem, *R. icterica* (5,5%, n = 118), *L. cf. marmoratus* (3,9%, n = 83), *P. cuvieri* (3,6%, n = 77), *I. guentheri* (2,8%, n = 61) e *C. caramaschii* (1,7%, n = 36) foram as outras espécies mais abundantes. As demais 11 espécies capturadas nessa paisagem foram consideradas pouco representativas ou raras, sendo que seis delas foram representadas por apenas um indivíduo (Figura 3B).

Tabela 1. Espécies de anfíbios anuros de serapilheira capturados nas armadilhas de interceptação e queda, número total de indivíduos capturados em 15 fragmentos, seis localidades de mata contínua e nos municípios de Tapiraí e Piedade, Planalto Atlântico de São Paulo.

Família	Espécie	Número de indivíduos		
		mata contínua	fragmentos florestais	total
Bufonidae				
	<i>Rhinella ornata</i>	175	784	959
	<i>Rhinella icterica</i>	38	118	156
Brachycephalidae				
	<i>Brachycephalus hermogenesi</i>	7	2	9
	<i>Eleutherodactylus binotatus</i>	3	6	9
	<i>Ischnocnema</i> aff. <i>hoehnei</i>	2	1	3
	<i>Ischnocnema</i> cf. <i>lactea</i>		1	1
	<i>Ischnocnema</i> cf. <i>parva</i>		2	2
	<i>Ischnocnema guentheri</i>	19	61	80
	<i>Ischnocnema parva</i>		1	1
Cycloramphidae				
	<i>Cycloramphus acangatan</i>	7	286	293
	<i>Macrogenioglottus alipioi</i>	2		2
	<i>Odontophrynus americanus</i>		7	7
	<i>Proceratophrys boiei</i>	26	420	446
Hylodidae				
	<i>Crossodactylus caramaschii</i>	22	36	58
	<i>Hylodes phyllodes</i>		1	1
Leiuperidae				
	<i>Physalaemus cuvieri</i>	1	78	79
	<i>Physalaemus olfersii</i>	122	225	347
Leptodactylidae				
	<i>Leptodactylus marmoratus</i>	96	83	179
	<i>Leptodactylus mystacinus</i>		2	2
	<i>Leptodactylus ocellatus</i>	1	2	3
	<i>Paratelmatobius</i> aff. <i>cardosoi</i>	1		1
Microhylidae				
	<i>Chiasmocleis leucosticta</i>	5		5
	<i>Myersiella microps</i>	5	1	6

Tabela 2. Número de indivíduos, riqueza observada, riqueza estimada por rarefação (n = 532 indivíduos), espécie dominante, dominância observada e dominância estimada por rarefação (n = 532 indivíduos) das espécies de anfíbios anuros capturadas por armadilhas de interceptação e queda nas áreas de mata contínua e fragmentos florestais da região de Tapiraí e Piedade, Planalto Atlântico de São Paulo. Intervalo de confiança de 95% (IC = 95%); espécie dominante: *Rhinella ornata*.

	mata contínua (n = 6)	fragmentos florestais (n = 15)	total (n = 21)
número de indivíduos	532	2.117	2.649
riqueza observada	17	20	23
média da riqueza estimada para n = 532 ind. (IC = 95%)	-	14 (11-17)	-
espécie dominante	<i>R. ornata</i>	<i>R. ornata</i>	<i>R. ornata</i>
dominância observada	32,9%	37,0 %	36,2 %
média da dominância estimada para n = 532 ind. (IC = 95%)	-	37,0 % (33,6 - 40,6 %)	-

Composição de espécies

A composição de espécies e a abundância de anuros de serapilheira mostraram-se diferentes entre as áreas de mata contínua e de mata fragmentada quando comparamos as 21 localidades pela Análise de Correspondência Canônica (Figura 4). Há uma segregação nítida entre as localidades de mata contínua (em verde) e da área fragmentada (em vermelho), ao longo do primeiro eixo (Figura 4B).

Considerando as diferenças na composição de espécies, o grupo que inclui os fragmentos (pontos vermelhos na figura 4A) caracteriza-se por apresentar localidades que geralmente apresentam espécies com distribuição geográfica ampla na Mata Atlântica e outros biomas, e baixo número de espécies de distribuição restrita. Esse grupo inclui as únicas localidades com registros de *Odontophrynus americanus*, e também as localidades com maior abundância de *Physalaemus cuvieri*. *Cycloramphus acangatan* é uma espécie comum a várias localidades e bastante abundante na maioria das localidades deste grupo.

O grupo formado por localidades de mata contínua (pontos verdes na figura 4A) inclui localidades que apresentam em geral baixos valores de abundância relativa e maior riqueza de espécies, além de apresentarem maior número de espécies de distribuição restrita na Mata

Atlântica e grande número de espécies com hábitos reprodutivos terrestres. Este grupo inclui as únicas localidades com registros de *Chiasmocleis leucosticta* e três entre as quatro localidades nas quais *Myersiella microps* foi registrada. O grupo ainda inclui as únicas três localidades nas quais ocorrem *B. hermogenesi*, espécie de pequeno porte e reprodução terrestre, que parece ser mais seletiva em relação a áreas mais conservadas (DIXO e VERDADE, 2006). Apenas um indivíduo de *Leptodactylus ocellatus*, espécie de ampla distribuição na Mata Atlântica e outros biomas, foi registrado em uma localidade deste grupo. No geral, as localidades deste grupo apresentaram baixa abundância de *C. acangatan*, e não incluem registros de *P. cuvieri*.

O teste de correlação de Mantel evidencia correlação positiva entre as matrizes de distância geográfica (km) e a de dissimilaridade de Bray-Curtis ($p < 0,01$). O modelo de regressão simples confirma a relação significativa entre estas distâncias, indicando que a distância geográfica explica aproximadamente 20% da variação do índice de dissimilaridade empregado ($p < 0,01$, $R^2 = 0,22$; Figura 6A).

Variáveis ambientais

Os dois primeiros eixos da ACC (Figura 4) explicam juntos 25,4% da variância de abundância das espécies em relação às 21 localidades amostradas, e 46,8% da variância na relação entre espécies e variáveis ambientais estabelecida pela ordenação. A direção e o comprimento dos vetores indicam que a profundidade da serapilheira, a abertura do dossel e densidade do sub-bosque nos estratos inferiores da floresta são representadas principalmente pela variação ao longo do eixo 1 da ordenação (autovalor = 0,43; 24,5% de variância), e o volume de galhos caídos e densidade do sub-bosque no estrato maior que 10 m de altura são variáveis representadas principalmente pelo eixo 2 (autovalor 0,39 = 22,3% de variância). O vetor disponibilidade de artrópodes, com comprimento médio, parece estar representado de forma semelhante nos eixos 1 e 2. Em razão de seu tamanho reduzido e conseqüente baixa explicação na variância da relação entre espécies e variáveis ambientais, o vetor altura do dossel, mais relacionado ao eixo 2 da ACC, não é representado no gráfico de dispersão.

As localidades da área fragmentada são ordenadas, em geral, com maiores valores no eixo 1 (Figuras 4A e 4B). Assim, localidades de mata contínua diferem dos fragmentos por apresentarem principalmente maior profundidade de serapilheira, menor abertura do dossel e menor densidade de sub-bosque em seus estratos mais baixos (<5 m e 5-10 m; Figura 4A).

Em geral, localidades com maior volume de galhos caídos e menor densidade de folhagem no estrato superior da floresta (>10 m) são ordenadas com maiores valores no eixo 2 (Figura 4A).

A distribuição das espécies ao longo do primeiro eixo ilustra a alteração da composição e abundância de espécies da taxocenose de anfíbios nas localidades associada à variação das características ambientais medidas (Figuras 4A e 4C). Em localidades de áreas mais conservadas, ou mata contínua (pontos verdes na Figura 4B) é ordenada a maioria das espécies de hábitos florestais e desenvolvimento terrestre, como *B. hermogenesi* (*Bher*), *I. aff. hoehnei* (*Iafho*), *M. microps* (*Mmic*) e *L. cf. marmoratus* (*Lcfmar*), mas também foram encontradas espécies florestais de hábito reprodutivo aquático, como *C. leucosticta* (*Cleu*), *M. alipioi* (*Mali*), e *P. aff. cardosoi* (*Pafca*). Espécies típicas de áreas abertas, como *L. mystacinus* (*Lmys*), *O. americanus* (*Oame*) e *P. cuvieri* (*Pcuv*), são ordenadas com as localidades menos conservadas, que pertencem à paisagem fragmentada e apresentam tipicamente maior abertura do dossel e maior densidade de sub-bosque.

2.3.2 Lagartos de serapilheira

Diversidade

Foram amostrados 154 indivíduos de lagartos, de duas famílias e quatro espécies (Tabela 3). Apenas na paisagem de mata contínua, na área do Parque Estadual do Jurupará e fazendas adjacentes, encontramos as quatro espécies de lagartos. Na paisagem fragmentada, apenas cinco entre os 15 fragmentos amostrados apresentaram alguma espécie de lagarto. O número total de indivíduos capturados foi semelhante nos cinco fragmentos (80 indivíduos) e nas seis localidades da mata contínua (74 indivíduos), mas *Enyalius perditus* só foi encontrado na mata contínua, e apenas um indivíduo de *E. iheringii* foi capturado na paisagem fragmentada (Tabela 3).

Maior riqueza de espécies foi observada na área de mata contínua, onde registramos as quatro espécies capturadas na região. O método de rarefação considerando o mesmo número de indivíduos para todas as localidades ($n = 74$) estimou riqueza de espécies idêntica àquela observada nos fragmentos ($n = 3$ spp.; Tabela 4).

Tabela 3. Espécies de lagartos de serapilheira capturados nas armadilhas de interceptação e queda, número total de indivíduos capturados em 15 fragmentos, seis localidades de mata contínua e nos municípios de Tapiraí e Piedade, Planalto Atlântico de São Paulo.

Família	Espécie	Número de indivíduos		
		mata contínua	fragmentos florestais	total
Gymnophthalmidae				
	<i>Colobodactylus taunayi</i>	4	17	21
	<i>Ecpleopus gaudichaudii</i>	24	56	80
Leiosauridae				
	<i>Enyalius iheringii</i>	9	1	10
	<i>Enyalius perditus</i>	43	0	43

Tabela 4. Número de indivíduos, riqueza observada, riqueza estimada por rarefação (n = 74 indivíduos), espécie dominante, dominância observada e dominância estimada por rarefação (n = 74 indivíduos) das espécies de lagartos capturadas por armadilhas de interceptação e queda nas áreas de mata contínua e fragmentos florestais da região de Tapiraí e Piedade, Planalto Atlântico de São Paulo. Intervalo de confiança de 95% (IC = 95%); espécie dominante: *Enyalius perditus* (mata contínua) e *Ecpleopus gaudichaudii* (fragmentos e total de áreas).

	mata contínua (n = 6)	fragmentos florestais (n = 5)	total (n = 11)
número de indivíduos	74	80	154
riqueza observada	4	3	4
média da riqueza estimada para n = 532 ind. (IC = 95%)	-	3 (0-3)	-
espécie dominante	<i>E. perditus</i>	<i>E. gaudichaudii</i>	<i>E. gaudichaudii</i>
dominância observada	53,8 %	75,7 %	52,0 %
média da dominância estimada para n = 532 ind. (IC = 95%)	-	54,0 % (51,3 – 56,7 %)	-

A curva de rarefação considerando todas as áreas amostradas estabilizou, uma vez que todas as espécies registradas já haviam sido capturadas pelo método com apenas cinco dias de amostragens (Figura 2C). As curvas de rarefação de espécies em relação ao número de indivíduos capturados na área de mata contínua e fragmentos florestais indicam maior riqueza de espécies nas áreas de mata contínua, entretanto a inclinação da curva dos fragmentos sugere que podem ocorrer mais espécies na região a medida que forem amostrados mais indivíduos (Figura 2D).

Ecpleopus gaudichaudii é a espécie mais abundante na área de estudo, correspondendo a mais da metade do número total de indivíduos capturados (52,0%; Tabelas 3 e 4). *Enyalius perditus* foi a espécie dominante na área de mata contínua, correspondendo a 53,8% de todos os indivíduos capturados na região (n = 43). Já na paisagem fragmentada, a espécie dominante foi *E. gaudichaudii*, representando 75,7% (n = 56) de todos os lagartos capturados na região. Apesar de a dominância observada ser maior nos fragmentos e relação às áreas de mata contínua, a dominância estimada para os fragmentos caso fosse capturado o mesmo número de indivíduos (N = 74), não seria significativamente diferente daquela observada na mata contínua (Tabela 4).

Na área de mata contínua, a segunda espécie mais abundante foi *E. gaudichaudii*, representando 30,0% (n = 24) do número total de indivíduos capturados na área. Nesta área, *E. iheringii* representa 11,3% (n = 9) e *C. taunayi* foi a espécie menos abundante na região, sendo capturados apenas quatro indivíduos (5,0%; Figura 3C). Nos fragmentos florestais *C. taunayi* foi a segunda espécie mais abundante (23,0%, n = 17), e *E. iheringii* foi encontrado apenas uma vez, representando 1,4 % dos lagartos capturados nesta área (Figura 3D).

Composição de espécies

Os lagartos apresentaram composição de espécies e abundância diferenciada entre áreas de mata contínua e fragmentada, de acordo com a Análise de Correspondência Canônica utilizada para a ordenação das 11 localidades nas quais foram capturados lagartos (Figura 5). O eixo 1 do diagrama de ordenação ACC separa fragmentos florestais e mata contínua em dois grupos distintos (Figura 5B).

As localidades mais próximas geograficamente apresentam composição de espécies semelhantes. O teste de correlação de Mantel evidencia a correlação positiva entre as matrizes de distância geográfica (km) e de dissimilaridade de Bray-Curtis ($p < 0,01$), e o modelo de regressão simples indica que aproximadamente 25,0% da variação na similaridade na composição e abundância de lagartos entre as localidades é explicada pela distância geográfica ($p < 0,01$, $R^2 = 0,26$, Figura 6B).

Variáveis ambientais

Os primeiros dois eixos do ACC (Figura 5A) explicam juntos 77,6% da variação de abundância das espécies, e 83,8% da variação contida na relação entre espécies e variáveis

ambientais estabelecida pela ordenação. A direção e o comprimento dos vetores indicam que, de forma geral, a profundidade da serapilheira, disponibilidade de artrópodes, volume de galhos e densidade do sub-bosque no estrato inferior da floresta (< 5 m) estão representadas pela variação ao longo do eixo 1 da ordenação (autovalor = 0,55; 63,7% de variância), enquanto que a altura do dossel e densidade do sub-bosque no estrato intermediário (5-10 m) e superior (> 10 m) da floresta estão representados ao longo do eixo 2 (autovalor = 0,17; 20,1% de variância). A abertura do dossel, com vetor relativamente menor, é representada nos dois eixos de forma semelhante.

Em relação às variáveis ambientais, ao longo do eixo 1 (Figura 5A) as localidades de mata contínua apresentam principalmente maior profundidade de serapilheira, maior disponibilidade de artrópodes e volume de galhos caídos. Os fragmentos florestais apresentam em geral maior densidade do sub-bosque nos três estratos em relação a localidades de mata contínua. Ao longo do eixo 2 as localidades que compõe cada um dos grupos principais são segregadas por um gradiente de estrutura da vegetação, sendo C5 e C6, entre localidades de mata contínua, com maior abertura do dossel, e F6, F10 e F2, entre os fragmentos com maior densidade de sub-bosque nos estratos inferiores da floresta.

Em relação às espécies (Figura 5C), *E. perditus* e *E. iheringii* são ordenados na região das localidades de mata contínua, onde são mais abundantes, provavelmente em função da maior profundidade de serapilheira, volume de galhos caídos e disponibilidade de artrópodes (Figura 5A). *Colobodactylus taunayi* e *E. gaudichaudii* são mais abundantes na região das localidades de área fragmentada, que apresentam sub-bosque mais denso e menores valores de profundidade de serapilheira, volume de galhos caídos e disponibilidade de artrópodes.

Figura 2. Curvas de rarefação de espécies de anfíbios anuros (A) e lagartos (C) capturados por armadilhas de interceptação e queda nos municípios de Tapiraí e Piedade, Planalto Atlântico de São Paulo, confeccionada a partir de 1000 aleatorizações na ordem das amostras; Curvas de rarefação de espécies capturadas na mata contínua (linha verde) e nos fragmentos florestais (linha vermelha) em relação ao número de indivíduos de anuros (B) e lagartos (D) capturados, confeccionadas a partir de 1.000 aleatorizações na ordem das amostras. O intervalo de confiança de 95% corresponde em cada curva às linhas pontilhadas.

Figura 3. Abundância relativa (porcentagem em relação ao número total de indivíduos) de espécies de anuros de serapilheira (A) e lagartos (C) capturados por armadilhas de interceptação e queda nas localidades de mata contínua, e abundância relativa de espécies de anuros de serapilheira (B) e lagartos (D) capturados por armadilhas de interceptação e queda nos fragmentos florestais dos municípios de Tapiraí e Piedade, Planalto Atlântico de São Paulo. Acima de cada barra é indicado o número total de indivíduos capturados por espécie. Legenda, anuros: B.her = *Brachycephalus hermogenesi*; C.aca = *Cycloramphus acangatan*; C.car = *Crossodactylus caramaschii*; C.leu = *Chiasmocleis leucosticta*; H.bin = *Haddadus binotatus*; H.phy = *Hylodes phyllodes*; I.aff.hoe = *Ischnocnema aff. hoehnei*; L.cf.lac = *Ischnocnema cf. lactea*; L.cf.par = *Ischnocnema cf. parva*; I.gue = *Ischnocnema guentheri*; I. par = *Ischnocnema parva*; L.cf.mar = *Leptodactylus cf. marmoratus*; L. cf.oce = *Leptodactylus cf. ocellatus*; L.mys = *Leptodactylus mystacinus*; M.ali = *Macrogenioglottus alipioi*; M.mic = *Myersiella microps*; O.ame = *Odontophrynus americanus*; P.aff.car = *Paratelmatobius aff. cardosoi*; P.boi = *Proceratophrys boiei*; P.cuv = *Physalaemus cuvieri*; P.olf = *Physalaemus olfersii*; R.ict = *Rhinella icterica*; R.orn = *Rhinella ornata*; lagartos, C. tau = *Colobodactylus taunay*; E. gau = *Ecpleopus gaudichaudii*; E. ihe = *Enyalius iheringii*; E. per = *Enyalius perditus*.

Figura 4. (A) Diagrama de ordenação (*triplot*) das 21 localidades amostradas na paisagem de mata contínua (pontos verdes) e fragmentada (pontos vermelhos) em Tapiraí e Piedade, Planalto Atlântico de São Paulo, e 23 espécies de anfíbios (triângulos) ao longo dos dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica (ACC) resultante da ordenação das localidades em relação à abundância de espécies e associação com nove variáveis ambientais. Autovalor do eixo 1 = 0,43 (24,5% de variância) e autovalor do Eixo 2 = 0,39 (22,3% de variância). (B) Detalhe da distribuição das localidades com principais grupos formados: paisagem de mata contínua em verde e fragmentada em vermelho. (C) Detalhe da distribuição das espécies. Variáveis ambientais: ABERDOSS = abertura do dossel; ALTDOSS = altura do dossel; ARTROP = disponibilidade de artrópodes; DF (<5m) = densidade do sub-bosque no estrato inferior, até cinco metros de altura; DF (5-10m) = densidade do sub-bosque no estrato entre cinco e dez metros de altura; DF (>10m) = densidade do sub-bosque no estrato maior que dez metros de altura; GALHOS = volume de galhos caídos; PROFS = profundidade de serapilheira. Espécies: B.her = *Brachycephalus hermogenesi*; C.aca = *Cycloramphus acangatan*; C.car = *Crossodactylus caramaschii*; C.leu = *Chiasmocleis leucosticta*; H.bin = *Haddadus binotatus*; H.phy = *Hylodes phyllodes*; I.aff.hoe = *Ischnocnema aff. hoehnei*; I.cf.lac = *Ischnocnema cf. lactea*; I.cf.par = *Ischnocnema cf. parva*; I.gue = *Ischnocnema guentheri*; I.par = *Ischnocnema parva*; L.cf.mar = *Leptodactylus cf. marmoratus*; L.cf.oe = *Leptodactylus cf. ocellatus*; L.mys = *Leptodactylus mystacinus*; M.ali = *Macrogenioglottus alipioi*; M.mic = *Myersiella microps*; O.ame = *Odontophrynus americanus*; P.aff.car = *Paratelmatobius aff. cardosoi*; P.boi = *Proceratophrys boiei*; P.cuv = *Physalaemus cuvieri*; P.olf = *Physalaemus olfersii*; R.ict = *Rhinella icterica*; R.orn = *Rhinella ornata*.

Figura 5. (A) Diagrama de ordenação (*triplot*) das 21 localidades amostradas na paisagem de mata contínua (pontos verdes) e fragmentada (pontos vermelhos) em Tapiraí e Piedade, Planalto Atlântico de São Paulo, e 4 espécies de lagartos (triângulos) ao longo dos dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica (ACC) resultante da ordenação das localidades em relação à abundância de espécies e associação com oito variáveis ambientais. Autovalor do eixo 1 = 0,55 (63,7% de variância) e autovalor do Eixo 2 = 0,17 (20,1% de variância). (B) Detalhe da distribuição das localidades com principais grupos formados: paisagem de mata contínua em verde e fragmentada em vermelho. (C) Detalhe da distribuição das espécies. Variáveis ambientais: ABERDOSS = abertura do dossel; ALTDOSS = altura do dossel; ARTROP = disponibilidade de artrópodes; DF (<5m) = densidade do sub-bosque no estrato inferior, até cinco metros de altura; DF (5-10m) = densidade do sub-bosque no estrato entre cinco e dez metros de altura; DF (>10m) = densidade do sub-bosque no estrato maior que dez metros de altura; GALHOS = volume de galhos caídos; PROFS = profundidade de serapilheira. Espécies: C. tau = *Colobodactylus taunayi*; E.gau = *Ecpleopus gaudichaudii*; E. ihe = *Enyalius iheringii*; E. per = *Enyalius perditus*.

Figura 6. Variação do índice de dissimilaridade (Bray-Curtis) relativo à abundância de anuros de serapilheira (A) e lagartos (B) em relação à distância geográfica das localidades amostradas em Tapiraí e Piedade, Planalto Atlântico de São Paulo.

2.4 Discussão

2.4.1 Anfíbios

A maior riqueza de espécies de anfíbios anuros de serapilheira encontrada na área de mata fragmentada pode estar relacionada à diferença no esforço de amostragem entre as duas áreas (15 localidades na área de mata fragmentada, e apenas seis localidades amostradas na mata contínua), e principalmente à correlação entre o número de indivíduos capturados e a riqueza de espécies (MELO et al., 2003). Após a correção do efeito do maior número de indivíduos na riqueza e dominância, anfíbios anuros de serapilheira apresentaram tendência de maior riqueza e menor dominância nas áreas de mata contínua, caracterizando maior diversidade em relação à área fragmentada.

Em relação às diferenças na composição de espécies, algumas espécies típicas de áreas abertas, como *Physalaemus cuvieri* e *Leptodactylus* cf. *ocellatus*, foram raramente encontradas nas áreas de mata contínua, assim como verificado em outros estudos (cf. DIXO, 2005). Estes resultados sugerem que estas espécies podem ser beneficiadas com o processo de modificação dos ambientes florestais, invadindo áreas florestais menos preservadas. Outras espécies provavelmente menos sensíveis a alterações do ambiente que apresentam reprodução associada a ambientes aquáticos, como *Rhinella icterica*, *L. mystacinus* e *Odontophrynus americanus* foram mais abundantes na área fragmentada, possivelmente pela sua capacidade de tolerar áreas mais abertas, o que também deve estar relacionado à ampla distribuição geográfica dessas espécies na Mata Atlântica e outros biomas. Espécies com reprodução associada a ambientes aquáticos no interior de florestas, como *Proceratophrys boiei*, *Physalaemus olfersii*, *Hylodes phyllodes* e *Crossodactylus caramaschii*, foram menos abundantes na mata contínua. Em função da maior disponibilidade de recursos nestas áreas em relação aos fragmentos, é provável que na mata contínua estas espécies apresentem menor dispersão em busca de sítios reprodutivos, o que está diretamente relacionado à diminuição da eficiência do método de amostragem utilizado. Representantes da família Craugastoridae e Brachycephalidae, que apresentam desenvolvimento direto, ocorreram em baixa abundância nas áreas de mata contínua, como *Haddadus binotatus*, ou não foram freqüentemente capturados pelas armadilhas de queda, como é o caso de *Ischnocnema parva*, *I. cf. lactea* e *I. cf. parva*. Essas espécies foram observadas em atividade durante o período de amostragem, mas não foram freqüentemente capturadas nas armadilhas, provavelmente devido a sua habilidade para saltar e escapar dos baldes (DIXO e VERDADE, 2006). É provável que a ocorrência e abundância destas espécies estejam subestimadas na área de mata contínua, principalmente por serem espécies de reprodução terrestre e provavelmente mais exigentes em relação à qualidade do ambiente para a postura de seus ovos. As espécies *Leptodactylus* cf. *marmoratus* e *Cycloramphus acangatan*, também de reprodução terrestre, apresentaram maior tolerância a ambientes perturbados (CONDEZ e SAWAYA, 2008) (observação pessoal)¹, sendo mais abundantes nos fragmentos florestais. É possível que *L. cf. marmoratus* seja capaz de tolerar ambientes menos preservados em virtude de depositar seus ovos em ninhos de espuma depositados em tocas (DIXO e VERDADE, 2006; IZECKSOHN e CARVALHO-E-SILVA, 2001), o que deve minimizar a influência da qualidade do ambiente no desenvolvimento da ninhada. Do mesmo modo, *C. acangatan* deposita seus ovos sob rochas e

¹ CONDEZ, T.H. e SAWAYA, R.J. 2008 (Observação pessoal).

apresenta girinos endotróficos (VERDADE e RODRIGUES, 2003), minimizando assim a exposição da ninhada a perturbações. Descrita recentemente, *C. acangatan* é uma espécie de distribuição geográfica restrita a localidades do Planalto Atlântico Paulista, e pouco se conhece a respeito de sua história natural e ecologia. Apesar de mostrar preferência a florestas mais conservadas em outra localidade do planalto (DIXO e VERDADE, 2006), em Tapiraí e Piedade mostrou-se como uma espécie bastante tolerante ao ambiente fragmentado.

Outras duas espécies, *Chiasmocleis leucosticta* e *Myersiella microps*, de hábito fossorial, ocorrem quase que exclusivamente na mata contínua, exceto por um indivíduo de *M. microps* capturado em um fragmento. Somente encontrada na mata contínua, *Macrogeniglottus alipioi* foi uma espécie pouco abundante, ao contrário do observado em outra região do Planalto Atlântico de São Paulo (DIXO e VERDADE, 2006). Essa espécie, juntamente com *Paratelmatobius* aff. *cardosoi*, podem ser consideradas espécies raras na região, provavelmente preferindo ambientes mais preservados.

As diferenças na diversidade, abundância e composição de espécies de anuros entre áreas de mata contínua e fragmentada de Tapiraí e Piedade podem ser explicadas por diferentes fatores, incluindo os efeitos da fragmentação florestal, não abordados neste trabalho. Adicionalmente, a distância geográfica entre as localidades, bem como características do microambiente e aspectos da estrutura da vegetação parecem ser variáveis importantes relacionadas à distribuição das espécies entre áreas de mata contínua e fragmentos florestais. Diversos estudos evidenciam a importância da profundidade da serapilheira na abundância e composição de espécies de anfíbios anuros que vivem neste ambiente (SCOTT, 1976; TOFT, 1980; FAUTH et al., 1989; GIARETTA et al., 1997; GIARETTA et al., 1999; SLUYS et al., 2007). De maneira geral, estes estudos são congruentes quando evidenciam que áreas com maior profundidade de serapilheira comportam maior riqueza e abundância de espécies no chão da mata, uma vez que a profundidade da serapilheira contribui como refúgio contra predadores, além de fornecer condições adequadas para a deposição dos ovos para espécies com reprodução terrestre (SLUYS et al., 2007). Outro aspecto importante é que localidades com maior profundidade de serapilheira provavelmente apresentam maior disponibilidade de artrópodes (GIARETTA et al., 1999; SLUYS et al., 2007), recurso alimentar importante, uma vez que anfíbios de serapilheira apresentam menor densidade e diversidade quando a disponibilidade de alimento é baixa (DONNELLY e CRUMP, 1998; VALLAN, 2002).

Além das alterações no ambiente em que vivem, anfíbios de serapilheira também são sensíveis a alterações na estrutura da vegetação (GASCON, 1991; VALLAN, 2002). A estrutura da vegetação pode ser alterada em decorrência de modificações na paisagem, que resultam em mudanças no microclima local, incluindo a umidade e a luminosidade que atinge a serapilheira (SAUNDERS et al., 1991). Ambientes pouco perturbados, como é o caso do Parque Estadual do Jurupará, apresentam maior complexidade estrutural (e.g. matas mais maduras, com dossel mais alto e fechado e em estágio mais avançado de sucessão), e conseqüentemente mantém maior umidade e microambientes mais favoráveis à manutenção de espécies da serapilheira, principalmente àquelas que se reproduzem longe de corpos d'água (VALLAN, 2002; PEARMAN, 1997).

Os anfíbios respondem de maneira diferente a alterações no ambiente de acordo com aspectos de sua história natural, sendo possível identificar pelo menos três respostas diferentes em relação às variáveis testadas. Espécies de hábitos florestais e reprodução terrestre, como *Brachycephalus hermogenesi*, *Ischnocnema* aff. *hoehnei* e *Myersiella microps*, parecem ser mais sensíveis à profundidade da serapilheira e abertura do dossel pois são mais abundantes em ambientes com mais serapilheira em áreas mais preservadas, características já observadas em outros estudos (PEARMAN, 1997). No outro extremo, espécies típicas de áreas abertas e reprodução aquática parecem ocorrer preferencialmente em áreas menos preservadas, e não devem ser tão sensíveis a alterações no microambiente. Entre estes dois grupos de espécies, as espécies de hábitos florestais e reprodução aquática, como *Chiasmocleis leucosticta*, *Macrogenioglottus alipioi*, e *Paratelmatobius* aff. *cardosoi*, também parecem sensíveis às condições de preservação das matas, ocorrendo preferencialmente em áreas com estrutura da vegetação típica de áreas mais conservadas. O fato de serem dependentes do ambiente aquático para a reprodução torna essas espécies particularmente sensíveis também a outras alterações que ocorrem na escala da paisagem, como alterações nos ambientes e corpos d'água que circundam os fragmentos florestais (BECKER, 2007). Por estas razões, características ambientais adicionais, como a distância aos corpos d'água e outras características da paisagem na qual o fragmento florestal está inserido, podem ser importantes para a compreensão da distribuição das espécies em paisagens fragmentadas.

Considerando todas estas características, concluímos que a similaridade entre a composição de espécies de anuros de serapilheira encontrada entre as localidades amostradas em Tapiraí e Piedade deve ser determinada por uma interação entre a distância geográfica, alterações no microambiente e estrutura da vegetação encontrados nas localidades, e ainda por

outros fatores não considerados, como aqueles decorrentes do processo de fragmentação florestal.

2.4.2 Lagartos

Apesar do número baixo de espécies encontradas, os lagartos também apresentaram maior diversidade em áreas de mata contínua, em razão da maior riqueza de espécies e menor dominância. Além disso, a maioria das localidades amostradas na área de mata fragmentada já não comporta a ocorrência de lagartos, indicando que mesmo as espécies menos sensíveis são pouco tolerantes a alterações no ambiente.

As duas espécies comuns em área fragmentada e contínua, *Ecpleopus gaudichaudii* e *Colobodactylus taunayi*, são criptozóicas, ou seja, vivem em meio à serapilheira, apresentam menor tamanho e provavelmente menor área de vida. Na região, *E. gaudichaudii* parece ser menos sensível à fragmentação, sendo capaz de manter populações grandes mesmo em áreas pequenas e isoladas. Entre as outras duas espécies encontradas na região, *Enyalius perditus* só foi registrado em localidades de mata contínua, enquanto *E. iheringii* foi encontrado apenas uma vez em um fragmento florestal. Essas duas espécies apresentam hábito semi-arborícola e tamanho maior em relação às demais espécies de lagartos, necessitando provavelmente de maiores extensões de floresta para sua sobrevivência (DIXO e METZGER, 2008). *Enyalius perditus* também apresentou menor abundância em florestas fragmentadas em outra localidade de Mata Atlântica próxima a área de estudo, sendo negativamente afetada por outras variáveis ambientais, como a estrutura da vegetação e grau de perturbação da área (DIXO e METZGER, 2008).

A composição de espécies diferenciada entre localidades de mata contínua e fragmentada pode ser explicada pela distância geográfica entre as localidades, assim como observado para os anfíbios, e pelas variáveis do microambiente e estrutura da vegetação presentes nas localidades amostradas. A composição de espécies parece explicar por si só a maior parte da variabilidade dos dados, sugerindo a existência de outros fatores influenciando a distribuição das espécies na paisagem, além das variáveis ambientais testadas. Em outra localidade do Planalto Atlântico, os lagartos da Reserva Florestal do Morro Grande e fragmentos florestais adjacentes são aparentemente mais sensíveis aos efeitos da fragmentação do que a outras variáveis, sendo a estrutura da vegetação importante na distribuição de apenas uma espécie, *Enyalius perditus* (DIXO e METZGER, 2008). Os

lagartos de Tapiraí e Piedade parecem responder a variações no ambiente, o que não descarta a possibilidade de que outros fatores ambientais não analisados, ou efeitos da fragmentação, influenciem de maneira ainda mais intensa na distribuição das espécies nessas paisagens.

Variações na altura da camada de serapilheira e volume de galhos caídos, relacionadas ao microambiente dessas espécies, podem constituir características de grande importância para os lagartos (JELLINEK et al., 2004). Além disso, a estratificação da densidade do sub-bosque pode estar relacionada à abundância de algumas espécies de lagartos (DIXO e METZGER, 2008), uma vez que é indicativa do estágio de regeneração de florestas tropicais (DE WALT et al., 2003) e pode estar relacionada à manutenção indireta das condições microclimáticas da localidade (SAUNDERS et al., 1991). Os fragmentos florestais, apesar de manterem espécies de lagartos com condições menos favoráveis de microambiente e estrutura da vegetação, em alguns casos parecem não comportar mais do que uma espécie. O fragmento F3, que apresenta condições de estrutura da vegetação provavelmente menos favoráveis, como maior densidade de sub-bosque, abriga apenas *C. taunayi*. Da mesma forma, os fragmentos F2 e F10 abrigam apenas *E. gaudichaudii*. Estes resultados indicam que estas espécies que ocorrem na área fragmentada de Tapiraí e Piedade são aparentemente menos sensíveis a essas variações ambientais, mas não toleram condições extremas de alterações no ambiente. As duas espécies de *Enyalius* registradas são mais abundantes em áreas com maior profundidade de serapilheira, maior volume de galhos e maior disponibilidade de artrópodes, que constituem a sua dieta. A estrutura da vegetação parece influenciar também a sua ocorrência, uma vez que áreas em estágios menos avançados de sucessão, com menor altura do dossel e maior densidade de sub-bosque, já não comportam essas espécies. As outras duas espécies encontradas na região, *E. gaudichaudii* e *C. taunayi*, aparentemente são menos sensíveis às variações na estrutura da vegetação, tolerando áreas menos preservadas à medida que sejam mantidas as características do microambiente no qual que ocorrem. Mesmo assim, é possível considerar lagartos como mais sensíveis a alterações no ambiente do que os anfíbios (SILVANO et al., 2003), já que apenas cinco localidades entre as 15 amostradas na mata fragmentada apresentam pelo menos uma, entre as quatro espécies lagartos que habitam a serapilheira na região.

Desta forma, a similaridade na composição de espécies de lagartos de serapilheira encontrada entre as localidades é resultante da interação entre a proximidade geográfica, características do microambiente e estrutura da vegetação, mas é provável que outros fatores não considerados exerçam maior influência sobre a distribuição dessas espécies na paisagem.

2.5 Considerações finais

A distância geográfica entre os remanescentes pode ser uma característica importante na composição de espécies de anfíbios e lagartos, o que sugere a ocorrência de algumas espécies nas áreas de mata fragmentada apenas por sua localização adjacente a áreas de mata contínua. O Parque Estadual do Jurupará, único remanescente legalmente protegido na região, e seu entorno imediato constituem grandes extensões de floresta preservada, correspondendo a áreas que comportam maior diversidade de espécies de anfíbios e lagartos. A paisagem fragmentada, embora esteja sofrendo intensa pressão com a ocupação humana e uso da terra para diversas finalidades, apresenta ainda uma porcentagem alta de cobertura vegetal remanescente quando comparada a outras regiões de Mata Atlântica de São Paulo. Por este motivo, os fragmentos florestais da região são ainda compatíveis com a manutenção de alta diversidade, mas já não abrigam a totalidade de espécies da herpetofauna registrada para áreas de mata contínua adjacente na mesma região.

Além disso, variações na estrutura da vegetação e no microambiente dos remanescentes constituem características locais decisivas para a manutenção das espécies, de acordo com suas características biológicas e ecológicas. Sabendo da especificidade da resposta de cada espécie às variáveis do ambiente, estudos que identifiquem as variáveis que influem no padrão de distribuição de cada espécie são de extrema importância. Tais estudos deveriam incluir variáveis como umidade, distância em relação a corpos d'água e fatores relacionados à paisagem que circunda os fragmentos de mata na região.

Nossos resultados sugerem que a fragmentação florestal nos municípios de Tapiraí e Piedade pode exercer efeitos negativos sobre algumas espécies da herpetofauna e conseqüentemente sobre a diversidade regional. Também é evidente que características locais devem ser consideradas para a compreensão dos padrões de distribuição das espécies em paisagens fragmentadas. Tais informações, analisadas em conjunto com características da paisagem em maior escala, são fundamentais para a compreensão da ecologia de anfíbios e lagartos e sensibilidade destes grupos frente às alterações causadas no ambiente em que vivem.

Referências Bibliográficas

BASTAZINI, C.V.; MUNDURUCA, J.F.V.; ROCHA, P.L.B.; NAPOLI, M. Which environmental variables better explain changes in anuran community composition? A case study in the restinga of Mata de São João, Bahia, Brazil. **Herpetologica**, v. 63, n. 4, p. 459-471, 2007.

BECKER, C.G. **Desconexão de habitats e o declínio mundial dos anfíbios**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

BERGALLO, H.G.; MAGNUSSON, W.E. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. **J. Mammal.**, v. 80, n. 2, p. 472-486, 1999.

BRASIL. Decreto Federal nº 750, de 10 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília, DF, 1993a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/D750.htm>. Acesso em: 06 set. 2008.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº10, de 1 de outubro de 1993. Brasília, DF, 1993b. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res93/res1093.html>>. Acesso em: 28 dez. 2007.

BROOKS, T.M.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A.; RYLANDS, A.B.; KONSTANT, W.R.; FLICK, P.; PILGRIM, J.; OLDFIELD, S.; MAGIN, G.; TAYLOR, C.H. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conserv. Biol.**, v. 16, p. 909-923, 2002.

BROWN, G.W. The influence of habitat disturbance on reptiles in a box-ironbark eucalypt forest of southeastern Australia. **Biodivers. Conserv.**, v.10, p. 161-76, 2001.

CARNEIRO, C.D.R.; BISTRICHI, C.A.; PONÇANO, W.L.; ALMEIDA, M.A. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas, 1981.

CECHIN, S.Z.; MARTINS, M. Eficiência de armadilhas de queda (Pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 17, n. 3, p. 729-749, 2000.

COLWELL, R.K. **EstimateS**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, Version 7. Robert K. Colwell, 2004. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Acesso em: 10 dez. 2007.

CORN, P.S. Straight-line Drift Fences and Pitfall Traps. In: HEYER, W.R; DONNELLY, M.A.; Mc DIARMID, R.W.; HAYEK, L.C.; FOSTER, M.S. **Measuring and Monitoring Biological Diversity, Standard Methods for Amphibians**. Washington; London: Smithsonian Institution Press, 1994. p. 109-117.

DE WALT, S.J.; MALIAKAL, S.K.; DENSLOW, J.S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. **Forest Ecol. Manag.**, v. 182, p. 139-151, 2003.

DIXO, M.; MARTINS, M. Are leaf-litter frogs and lizards affected by edge effects due to forest fragmentation in Brazilian Atlantic forest?. **J. Trop. Ecol.**, v. 24, p. 551-554, 2008.

DIXO, M.; METZGER, J. P. Are corridors, fragment size and forest structure important for the conservation of leaf-litter lizards in a fragmented landscape? **Oryx**, 2008. In press.

DIXO, M.; VERDADE, V.K. Herpetofauna de serapilheira da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia (SP). **Biota Neotrop.**, v. 6, n. 2, 2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00706022006>>. Acesso em: 28 jan. 2008.

DIXO, M. **Diversidade de sapos e lagartos de serapilheira numa paisagem fragmentada do Planalto Atlântico de São Paulo**. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

DIXO, M. **Efeito da fragmentação da Floresta sobre a comunidade de sapos e lagartos de serapilheira no sul da Bahia**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

DONNELLY, M.A.; CRUMP, M.C. Potencial effects of climate change in two neotropical amphibian assemblages. **Climatic Change**, v. 39, p. 541-561, 1998.

DONNELLY, M.A.; GUYER, C.; JUTERBOCK, J.E.; ALFORD, R.A. 1994. Techniques for Marking Amphibians. In: HEYER, W.R; DONNELLY, M.A.; Mc DIARMID, R.W.; HAYEK, L.C.; FOSTER, M.S. **Measuring and Monitoring Biological Diversity, Standard Methods for Amphibians**. Washington; London: Smithsonian Institution Press, 1994. p. 276-284.

DUELLMAN, W.E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1994.

EWERS, R.M.; DIDHAM, R.K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biol. Rev.**, v. 81, n. 1, p. 117-142, 2006.

FAIVOVICH, J.; HADDAD, C.F.B.; GARCIA, P.A.; FROST, D.R.; CAMPBELL, J.A.; WHEELER, W.C. Systematic review of the frog family Hylidae, with special reference to Hylinae: phylogenetic analysis and taxonomic revision. **B. Am. Mus. Nat. Hist.**, v. 294, p. 1-240, 2005.

FAUTH, J.E.; CROTHER, B.I.; SLOWINSKI, J.B. Elavational patterns of species richness, eveness and abundance of the Costa Rican leaf-litter herpetofauna. **Biotropica**, v. 21, p. 178-185, 1989.

FONSECA, G.A.B. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. **Biol. Conserv.**, v. 34, p. 17-34, 1985.

FRAZER, G.W.; CANHAM, C.D.; LERTZMAN, K.P. **Gap Light Analyzer (GLA):** Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-color fisheye photographs, users manual and program documentation. New York: British Columbia and the Institute of Ecosystem Studies, Simon Fraser University, 1999.

FROST, D.R.; GRANT, T.; FAIVOVICH, J.; BAIN, R.H.; HAAS, A.; HADDAD, C.F.B.; DE SÁ, R.O.; HANNING, A.; WILKINSON, M.; DONNELLAN, S.C.; RAXWORTHY, C.J.; CAMPBELL, J.A.; BLOTTO, B.L.; MOLER, P.; DREWES, R.C.; NUSSBAUM, R.A.; LYNCH, J.D.; GREEN, D.M.; WHEELER, W.C. The amphibian tree of life. **B. Am. Mus. Nat. Hist.**, v. 297, p. 1-370, 2006.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 2000-2005**. São Paulo: SOS Mata Atlântica, 2006.

GASCON, C. Population and community level analyses of species occurences of central amazonian rainforest tadpoles. **Ecology**, v. 72, p. 1731-1746, 1991.

GIARETTA , A.A.; FACURE, K.G.; SAWAYA, R.J.; MEYER, J.H.M.; CHEMIN, N. Diversity and abundance of litter frogs in a montane forest of southeastern Brazil: seasonal and altitudinal changes. **Biotropica**, v. 31, p. 669-674, 1999.

GIARETTA, A.A.; SAWAYA, R.J.; MACHADO, G.; ARAÚJO, M.S.; FACURE, K.G.; MEDEIROS, H.F.; NUNES, R. Diversity and abundance of litter frogs at altitudinal sites at Serra do Japi, Southeastern Brazil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 14, p. 341–346, 1997.

GIBBONS, J.W.; SCOTT, D.E.; RYAN, T.J.; BUHLMANN, K.A.; TUBERVILLE, T.D.; METTS, B.S.; GREENE, J.L.; MILLS, T.; LEIDEN, Y.; POPPY, S.; WINNE, C.T. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. **BioScience**, v. 50, p. 553-556, 2000.

GIBBS, J.P. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. **Landscape Ecol.**, v. 13, p. 263–268, 1998.

GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecol. Lett.**, v. 4, p. 379-391, 2001.

GOTELLI, N.J.; ENTSMINGER, G.L. **EcoSim**: Null models software for ecology, Version 7.0. Jericho: Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear, 2001.

GRANT, T.; FROST, D.R.; CALDWELL, J.P.; GAGLIARDO, R.; HADDAD, C.F.B.; KOK, P.J.R.; MEANS, B.D.; NOONAN, B.P.; SCHARGEL, W.; WHEELER, W.C. Phylogenetic systematics of dart-poison frogs and their relatives (Amphibia: Athesphatanura: Dendrobatoidea). **B. Am. Mus. Nat. His.**, v. 299, p. 1-262, 2006.

HADDAD, C.F.B.; PRADO, C.P.A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **BioScience**, v. 55, n. 3, p. 207-217, 2005.

HARRISON, S.; BRUNA, E. Habitat fragmentation and large-scale conservation: What do we know for sure? **Ecography**, v. 22, p. 225–232, 1999.

HEDGES, S.B.; DUELLMAN, W.E.; HEINICKE, M.P. New World direct-developing frogs (Anura: Terrarana): Molecular phylogeny, classification, biogeography, and conservation. **Zootaxa**, v. 1737, p. 1-182, 2008.

HEINICKE, M.P.; DUELLMAN, W.E.; HEDGES, S.B. Major Caribbean and Central American frog faunas originated by ancient oceanic dispersal. **P. Natl. Acad. Sci. USA**, v. 104, p. 10092-10097, 2007

IZECKSOHN, E.; CARVALHO-E-SILVA, S.P. **Anfíbios do município do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Editora UFRJ, 2001.

JELLINEK, S.; DRISCOLL, D.A.; KIRKPATRIK, J.B. Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. **Austral Ecol.**, v. 29, p. 294-304, 2004.

KÖPPEN, W. **Climatologia**: con un estudio de los climas de la terra. México: Fondo de Cultura Económica, 1948.

KREBS, C.J. **Ecological Methodology**. 2 ed. New York: Harper and Row Publishers, 2000.

LAURANCE, W.F.; COCHRANE, M.A. Synergistic effects in fragmented landscapes. **Conserv. Biol.**, v. 15, p. 1488-1489, 2001.

LIEBERMAN, S.S. Ecology of the leaf-litter herpetofauna of a neotropical rain forest. **Acta Zool. Mex.**, v. 15, p.1-72, 1986

MALCOLM, J.R. Forest structure and the abundance and diversity of Neotropical small mammals. In: LOWMAN, M.D.; NADKARNI, N.M. **Forest Canopies**. San Diego: Academic Press, 1995. p 179-197.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. **Pc-Ord for Windows**: Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4.25. Oregon: MjM Software, 1999.

MELO, A.S.; PEREIRA, A.S.; SANTOS, A.J.; SHEPERD, G.J.; MACHADO, G.; MEDEIROS, H.F.; SAWAYA, R.J. Comparing species richness among assemblages using sample units: Why not use extrapolation methods to standardize different sample sizes?. **Oikos**, v. 101, p. 398-410, 2003.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: the brazilian atlantic forest. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p 786-792, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of Floristic Differentiation Among Atlantic Forests in Southeastern Brasil and the Influence of Climate. **Biotropica**, v. 32, p. 793-810, 2000.

PEARMAN, P.B. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. **Conserv. Biol.**, v. 11, p. 1211-1225, 1997.

SABESP. **Programa de Conservação do Sistema Cotia. Relatório Conclusivo (Tomo 3):** Avaliação Ambiental. São Paulo: SABESP; Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável, 1997.

SANDERS, H. Marine benthic diversity: a comparative study. **Am. Nat.**, v. 102, p. 243-282, 1968.

SÃO PAULO. Resolução CONAMA Nº1, de 31 de janeiro de 1994. São Paulo, Governo do Estado de São Paulo e Conselho Nacional do Meio Ambiente, 1994. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res94/res0194.html>>. Acesso em: 10 mar. 2008.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conserv. Biol.**, v. 5, p. 18-32, 1991.

SCOTT, N.J. The abundance and diversity of herpetofauna of tropical forest litter. **Biotropica**, v. 8, p. 41-58, 1976.

SILVANO, D.; COLLI, G.; DIXO, M.; PIMENTA, B.; WIEDERHECKER, H.C. Anfíbios e Répteis. In: RAMBALDI, D.; OLIVEIRA, D.A.S. **Fragmentação de Ecossistemas:** Causas, Efeitos Sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2003. p 183-200.

SLUYS, M.V.; VRCIBRADIC, D.; ALVES, M.A.S.; BERGALLO H.G.; ROCHA, C.F.D. Ecological parameters of the leaf-litter frog community of an Atlantic Rainforest area at Ilha Grande, Rio de Janeiro state, Brazil. **Austral Ecol.**, v. 32, p. 254-260, 2007.

STATSOFT. **STATISTICA:** data analysis software system, version 6. Tulsa: Statsoft Inc., 2001.

STUART, S.; CHANSON, J.S.; COX, N.A.; YOUNG, B.E.; RODRIGUES, A.S.L.; FISHMAN, D.L.; WALLER, R.W. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, v. 306, p.1783-1786, 2004.

TER BRAAK, C.J.F.; SMILAUER, P. **CANOCO for windows, version 4.0.** Wageningen: Center for Biometry Wageningen CPRO-DLO, 1998.

TOFT, C.A. Seasonal variation in populations of Panamanian litter frogs and their prey: A comparison of wetter and drier sites. **Oecologia**, v. 47, p. 34-38, 1980.

VALLAN, D. Effects of Anthropogenic Environmental Changes on Amphibian Diversity in the Rain Forests of Eastern Madagascar. **J. Trop. Ecol.**, v. 8, n. 5, p. 725-742, 2002.

VELOSO, H.P.; RANGEL-FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da Vegetação Brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.

VERDADE, V.K.; RODRIGUES, M.T. A new species of *Cycloramphus* (Anura, Leptodactylidae) from the Atlantic Forest, Brazil. **Herpetologica**, v. 59, n. 4, p. 513-518, 2003.

VITT, L.J.; CALDWELL, J.P. Resource utilization and guild structure of small vertebrates in the Amazon forest leaf litter. **J. Zool. Lond.**, v. 234, p. 463–76, 1994.

WAGNER, C.E. The Line Intersect Method in forest fuel sampling. **Forest Sci.**, v. 14, n. 1, p. 20-26, 1968.

WATLING, J.I.; DONNELLY, M.A. Species richness and composition of amphibians and reptiles in a fragmented forest landscape in northeastern Bolivia. **Basic Appl. Ecol.**, v. 9, p. 523-532, 2008.

WILCOX, B.A.; MURPHY, D.D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **Am. Nat.**, v. 125, p. 879–87, 1985.

Capítulo 3

Influência da fragmentação florestal sobre anfíbios anuros de serapilheira em Tapiraí e Piedade, SP, Brasil

Resumo

Apesar de sofrer intensamente os efeitos da perda e fragmentação florestal, a Mata Atlântica abriga ainda grande diversidade de anfíbios, mas os efeitos decorrentes destes processos sobre as espécies ainda não são totalmente compreendidos. Este trabalho tem como objetivos principais verificar como as características da paisagem influenciam a riqueza de espécies e a abundância de anfíbios anuros de serapilheira em remanescentes florestais de Mata Atlântica, nos municípios de Tapiraí e Piedade, e identificar características importantes para sua conservação. Os anfíbios foram amostrados em 15 fragmentos florestais com armadilhas de interceptação e queda e as características da paisagem foram medidas em circunferências com 800 metros de raio ao redor de cada ponto de amostragem. As espécies de anfíbios de serapilheira de hábitos florestais com desenvolvimento larval aquático foram mais afetadas pela perda de habitat e configuração dos remanescentes, provavelmente porque estas espécies necessitam sair do fragmento em busca de sítios reprodutivos. Anfíbios de hábitos florestais e desenvolvimento terrestre não foram significativamente afetados pelos efeitos da perda e fragmentação florestal, e espécies de áreas abertas parecem ser beneficiadas com a modificação dos ambientes florestais, apresentando maior abundância em fragmentos pequenos. Os efeitos das características da paisagem sobre a abundância das espécies mais comuns são espécie-específicos e variam conforme aspectos de sua história natural. Para os anfíbios a redução de área dos fragmentos e o índice de coesão dos remanescentes na paisagem foram as características mais importantes entre as variáveis da paisagem testadas. Por exercerem efeitos negativos sobre sua diversidade e abundância, alterações nestas características devem ser consideradas na elaboração de estratégias de conservação em paisagens fragmentadas.

Palavras-chave: fragmentação florestal; Mata Atlântica; anfíbios de serapilheira; diversidade; abundância; área do fragmento; configuração; isolamento; conservação.

3.1 Introdução

Os efeitos decorrentes da perda de habitat e fragmentação florestal estão entre as maiores ameaças à biodiversidade (BROOKS et al., 2002), considerados responsáveis pelo aumento da taxa de extinção de espécies no mundo (HENLE et al., 2004). De maneira conjunta, a perda de habitat e o processo de fragmentação exercem efeitos negativos severos sobre a biodiversidade em remanescentes florestais, forçando as espécies a sobreviver em ambientes modificados, isolados e com área reduzida, além de outras limitações ecológicas (EWERS e DIDHAM, 2006).

A perda de habitat implica na redução da área original sem necessariamente subdividi-lo, enquanto a fragmentação florestal pode ser definida como a subdivisão de áreas contínuas de habitat, resultando em diferentes configurações espaciais dos remanescentes na paisagem (FAHRIG, 2003). Isoladamente, a perda de habitat é responsável por uma série de impactos negativos como a maior probabilidade de extinção, diminuição da riqueza e abundância e modificações na distribuição das espécies nos fragmentos (FAHRIG, 2003; EWERS e DIDHAM, 2006). Como resultado da fragmentação florestal, ocorre aumento do número de fragmentos, diminuição de seu tamanho, maior isolamento e aumento das áreas de contato entre habitat e matriz, fatores responsáveis por grande parte dos efeitos negativos sobre a biodiversidade em paisagens fragmentadas (METZGER, 1999; FAHRIG, 2003).

Em paisagens onde ocorre fragmentação florestal concomitante com a redução na área de habitat remanescente, os efeitos de cada uma destas ameaças sobre a biodiversidade devem ser considerados isoladamente (FAHRIG, 2003). Entretanto, raros estudos consideram os efeitos da fragmentação florestal isoladamente dos efeitos originados pela perda de habitat, não permitindo a identificação da importância de cada um destes processos na determinação da abundância, distribuição e riqueza das espécies em paisagens fragmentadas (LAURANCE, 2008). Alguns estudos sugerem que os efeitos da perda de habitat são mais importantes para a manutenção da biodiversidade do que aqueles decorrentes do processo de fragmentação florestal, principalmente em paisagens com grande quantidade de habitat remanescente (ANDRÉN, 1994; METZGER e DECÁMPS, 1997; FAHRIG, 2003). Esta informação sugere a existência de um limiar de fragmentação definido como a quantidade de habitat abaixo da qual a importância da configuração espacial do habitat aumenta drasticamente para a persistência das espécies (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003). Em outras palavras, o declínio de uma população está diretamente relacionado à perda de habitat nos estágios iniciais de

fragmentação, mas passa a ser mais fortemente influenciado pelo tamanho e conectividade das manchas (ANDRÉN, 1994) ou pelo grau de agregação ou dispersão que estas apresentam na paisagem (FAHRIG, 2003) em paisagens em que há intensa perda de habitat. O limiar de fragmentação proposto na literatura está em torno de 10-30% de habitat remanescente (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003), mas pode variar de acordo com a escala de análise na paisagem e características ecológicas das espécies e grupos taxonômicos considerados (MacGARIGAL e McCOMB, 1995; HOMAN et al., 2004; FISCHER e LINDENMAYER, 2007). Devido à prevalência de modelos teóricos e a ausência de estudos empíricos em diversas regiões geográficas com diferentes grupos taxonômicos, o limiar de fragmentação ainda é um assunto controverso (FAHRIG, 2003), mas potencialmente muito útil em políticas de manejo e conservação (BUENO, 2008).

Estudos sobre os impactos da fragmentação florestal na biodiversidade costumam enfatizar principalmente mudanças na área dos remanescentes e na conectividade (SOULÉ et al., 1992; FAHRIG, 2003). Considerando a paisagem como um ambiente heterogêneo, devem ser avaliados além destas características, outros parâmetros que interferem na dinâmica dos fragmentos, como o arranjo espacial e a complexidade da matriz em que estão inseridos (METZGER, 1999). A forma do fragmento, diretamente relacionada ao efeito de borda, e a qualidade da matriz constituem algumas das outras características que podem influenciar a dinâmica de populações fragmentadas (GASCON et al., 1999; EWERS e DIDHAM, 2006).

Amplamente discutida desde a teoria de biogeografia de ilhas, a relação entre número de espécies e a área de habitat disponível é utilizada até hoje para prever a extinção de espécies em ambientes insulares ou áreas onde há perda de habitat (MacARTHUR e WILSON, 1967; CONNOR et al., 2000; HAGER, 1998; BENDER et al., 1998; NEY-NIFLE e MANGEL, 2000). Além da extinção de espécies, a área de habitat disponível pode estar relacionada às taxas de migração de indivíduos e até mesmo a outros eventos, como a especiação (LOSOS e SCHLUTER, 2000). O tipo de relação com a área remanescente varia em função da espécie considerada, sendo determinada pelo número mínimo de indivíduos de uma população viável e pelo tamanho do território ocupado pela espécie (METZGER, 1999), características relacionadas a alguns aspectos biológicos e ecológicos, como o tamanho do corpo e taxa de dispersão da espécie (HAGER, 1998). Teoricamente a riqueza de espécies diminui quando a área do fragmento fica menor do que as condições mínimas necessárias para a sobrevivência das populações (SAUNDERS et al., 1991). A relação entre área e abundância pode ser positiva, quando a espécie é sensível à redução do habitat ao qual está intimamente associada, ou negativa, tratando-se em geral de espécies não-endêmicas, que podem estar

sendo beneficiadas com a menor porção deste ambiente na paisagem (EWERS e DIDHAM, 2006).

O isolamento entre os fragmentos de habitat também é muito importante em paisagens fragmentadas, uma vez que quebra os padrões de distribuição natural das espécies e força espécies a utilizar os ambientes que circundam os fragmentos de habitat (EWERS e DIDHAM, 2006). Associada ao isolamento, a conectividade pode ser definida como a capacidade que a paisagem apresenta para facilitar o fluxo biológico (TAYLOR et al., 1993). Em geral, quanto maior a perda de habitat menor conectividade, o que pode resultar entre outras coisas, na diminuição da diversidade genética entre as populações, decorrente do isolamento (FAHRIG, 2003).

A forma do fragmento está diretamente relacionada ao efeito de borda (EWERS e DIDHAM, 2006), definido por uma série de mudanças físicas e biológicas que ocorrem nos limites entre dois tipos de ecossistemas, como na transição entre habitat florestal e matriz (FISCHER e LINDENMAYER, 2007). Fragmentos com formas complexas têm maior proporção de bordas, o que acentua a diminuição da área interior, consequentemente permitindo mudanças nas condições microclimáticas e a colonização por espécies invasoras (SAUNDERS et al., 1991). Além da forma, a qualidade da matriz é crucial na determinação da abundância e composição de espécies em paisagens fragmentadas, pois afeta a dispersão e movimentação de indivíduos (GASCON et al., 1999). A habilidade das espécies de utilizar os recursos da matriz pode alterar a intensidade dos efeitos da fragmentação (EWERS e DIDHAM, 2006). Espécies generalistas podem manter maiores populações em paisagens fragmentadas do que espécies especialistas, que dependem exclusivamente dos recursos dos remanescentes de habitat (ANDRÉN, 1997).

Características ambientais e da vegetação também podem constituir fatores muito importantes na estruturação da biodiversidade em paisagens fragmentadas (VALLAN, 2000; JELLINEK et al., 2004). A conversão de ambientes florestais contínuos em fragmentos pequenos e desconectados resulta em uma série de mudanças no ambiente, como a degradação da qualidade do habitat (WILCOX e MURPHY, 1985; HARISON e BRUNA, 1999). Além disso, diversos processos ecológicos são alterados nos fragmentos, como a dinâmica florestal, ciclagem de nutrientes e estocagem de carbono (LAURANCE, 2008). Mudanças físicas na estrutura da vegetação e microclima, bem como alterações na temperatura, velocidade do vento, umidade e insolação, principalmente nas áreas mais próximas às bordas dos fragmentos, são características que podem ter grande influência sobre

a persistência de espécies, mas que não são comumente consideradas em estudos sobre fragmentação (SAUNDERS et al., 1991; HARISON e BRUNA, 1999, LAURANCE, 2008).

Anfíbios têm sofrido declínios populacionais em todas as partes do mundo, causados pela atuação isolada ou sinérgica de diversos fatores, entre os quais se destacam a perda de habitat e a modificação dos ambientes naturais (YOUNG et al., 2004; BEEBEE e GRIFFITHS, 2005). Intensamente ameaçada pela perda de habitat e fragmentação florestal, a Mata Atlântica abriga uma das maiores diversidades de anfíbios do mundo (YOUNG et al., 2004), concentrando a maior parte dos registros de declínios e espécies ameaçadas de anfíbios no Brasil (SILVANO e SEGALLA, 2005).

O conhecimento existente sobre os efeitos da perda de habitat e fragmentação em anfíbios evidencia resposta positiva ao aumento da área de floresta na paisagem e negativa ao isolamento dos remanescentes e aumento de perturbações (CUSHMAN, 2006; GARDNER et al., 2007). A existência de um limiar de fragmentação para estas espécies não é comprovada, embora alguns estudos sugiram que os efeitos da configuração dos fragmentos passam a ser mais importantes para os anfíbios do que o efeito da redução de área em paisagens com 10 a 30 % de cobertura vegetal remanescente, assim como observado para outros grupos (GIBBS, 1998; HOMAN et al., 2004). Diferenças na riqueza de espécies entre ambientes de floresta contínua e fragmentos florestais na Amazônia, considerando a invasão de espécies de área aberta nos fragmentos e áreas de borda, evidenciam a sensibilidade de algumas espécies e a plasticidade de outras em resposta a modificações no ambiente (TOCHER et al., 1997; GASCON et al., 1999). Variações na riqueza e abundância de anfíbios em paisagens fragmentadas dependem tanto de características de composição e configuração (e.g. porcentagem de habitat remanescente, tamanho dos fragmentos e isolamento) como de características ambientais (VALLAN, 2000; DIXO, 2005). Além das características da paisagem, o microclima, a disponibilidade de ambientes e a presença de corpos d'água, são características decisivas para a manutenção da abundância e riqueza de espécies de anfíbios na paisagem (VALLAN, 2000).

Os efeitos da perda de habitat e fragmentação sobre anfíbios relacionam-se ao potencial reprodutivo que apresentam, sua habilidade de dispersão, tamanho da área de vida, especificidade de habitats e outras características ecológicas (CUSHMAN, 2006). Anfíbios que apresentam hábitos florestais apresentam diferentes histórias de vida, hábitos reprodutivos e habitat preferencial, sendo influenciados de maneira distinta pela modificação de seus ambientes em relação a espécies de hábitos não associados a florestas (DIXO e MARTINS, 2008). Espécies florestais que apresentam reprodução associada a corpos d'água tendem a ser

afetados em curto prazo pelos efeitos da perda de habitat e fragmentação, em razão de uma maior exposição a predação, desidratação e outros fatores decorrentes de sua necessidade de atravessar ambientes hostis para a reprodução (CUSHMAN, 2006; BECKER et al., 2007). Do contrário, espécies florestais com reprodução associada a ambientes terrestres, que não necessitam sair do fragmento para reproduzir, estariam menos expostas a estas ameaças, sendo pouco afetadas pelos efeitos da fragmentação florestal a curto-prazo, mas severamente ameaçadas por modificações na estrutura da vegetação e características ambientais, como umidade da serapilheira (PEARMAN, 1997; CUSHMAN, 2006).

Apesar do número crescente de estudos que integram os efeitos da perda de habitat e fragmentação florestal sobre os anfíbios (GARDNER et al., 2007), poucos estudos foram desenvolvidos no domínio da Mata Atlântica (DIXO, 2001; SILVANO et al., 2003; DIXO, 2005; DIXO e MARTINS, 2008). Para contribuir com a compreensão dos efeitos da modificação de ambientes naturais sobre a biodiversidade, este trabalho tem como objetivos: (1) verificar a influência de características da paisagem sobre a riqueza e abundância de anfíbios anuros de serapilheira em fragmentos de Mata Atlântica nos municípios de Tapiraí e Piedade, e (2) identificar as características da paisagem mais importantes a serem consideradas na elaboração de estratégias de conservação para os anfíbios da região.

3.2 Material e Métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado em 15 remanescentes florestais localizados nos municípios de Tapiraí e Piedade, Planalto Atlântico de São Paulo (47°20' a 47°27' O; 23°49' a 23°57' S). Inseridos em uma paisagem de Mata Atlântica fragmentada de 10.000 ha com aproximadamente 50% de cobertura vegetal remanescente, estes fragmentos constituem importantes remanescentes de floresta ombrófila densa na região, encontram-se em estádios intermediários e avançados e de sucessão, e estão envolvidos por uma matriz heterogênea, constituída em sua maioria por ambientes de pastagens e agricultura (ver detalhes no Capítulo 2).

Amostragem da Herpetofauna

A amostragem dos anfíbios anuros de serapilheira foi realizada em cada um dos 15 fragmentos florestais por meio de armadilhas de interceptação e queda com cercas-guia, durante quatro campanhas intensivas de oito dias, distribuídas em dois verões consecutivos (ver Capítulo 2). Os dados de riqueza de espécies e abundância utilizados correspondem à soma das duas estações chuvosas amostradas, uma vez que não existem diferenças significativas na abundância e composição de espécies de anuros entre os dois anos consecutivos de amostragem (Capítulo 2).

Amostragem das variáveis ambientais

Foram amostradas em cada um dos 15 fragmentos florestais oito variáveis ambientais relacionadas ao microambiente dos anfíbios anuros de serapilheira e estrutura da vegetação encontrada em cada localidade. Consideramos neste trabalho as seguintes variáveis: profundidade da serapilheira, volume de galhos caídos, disponibilidade de artrópodes, altura do dossel, abertura do dossel, e densidade de folhagem em três estratos da floresta, conforme explicado no Capítulo 2.

Amostragem das variáveis da paisagem

Para a amostragem de variáveis estruturais da paisagem em que estão inseridos os fragmentos florestais foi utilizado mapeamento detalhado feito a partir de fotografia aérea SPOT na escala de 1/10.000, obtida no ano de 2005. As variáveis da estrutura da paisagem foram medidas em uma circunferência de 800 metros de raio ao redor de cada um dos 15 fragmentos amostrados (Figura 1). As circunferências (*buffers*) foram construídas utilizando como referência a coordenada geográfica da primeira armadilha de queda da linha instalada em cada uma das 15 localidades amostradas, com auxílio do programa ArcGIS 9.2 (ESRI, 2006). Em cada circunferência foram calculadas as seguintes métricas: (1) área do fragmento, (2) porcentagem de cobertura vegetal, (3) porcentagem de água, (4) desconexão de hábitat (*habitat split*), (5) distância ao corpo d'água mais próximo, (6) número de fragmentos, (7) total de borda, (8) forma média dos fragmentos, (9) média do perímetro/área dos fragmentos, (10) média da distância ao vizinho mais próximo, (11) índice de agregação dos fragmentos e (12) índice de coesão.

Figura 1. Mapeamento realizado a partir de imagem SPOT em escala 1/10.000 da paisagem fragmentada de Tapiraí e Piedade, SP. Os pontos representam a localização geográfica das armadilhas utilizadas para a captura de anfíbios em cada fragmento amostrado e as circunferências delimitam a área para tomada de medida das métricas de paisagem.

Para o cálculo das métricas 1-5 utilizamos o programa ArcGIS 9.2 (ESRI, 2006). As demais foram calculadas no programa Fragstats 3.3 (Mc GARIGAL e MARKS, 1995), a partir de imagem do tipo *raster* com resolução de 10 metros. As variáveis da estrutura da paisagem calculadas para cada uma das 15 circunferências são apresentadas na Tabela 1 e descrições detalhadas de cada métrica podem ser encontradas no Apêndice 3A.

Análise dos dados

As espécies de anfíbios foram separadas em grupos de acordo com o habitat preferencial (florestais ou não florestais) e o tipo de reprodução que apresentam (larva aquática ou desenvolvimento terrestre). Adotamos a classificação utilizada por Becker et al. (2007), que de acordo com a base de dados *Global Amphibian Assessment* (IUCN et al., 2006) considera o habitat preferencial das espécies e a grande diversidade de modos reprodutivos que o grupo apresenta.

Para representar as variações ambientais na estrutura da vegetação e ambiente utilizado pelos anuros de serapilheira, as características ambientais amostradas em cada um dos 15 fragmentos florestais foram sintetizadas por uma Análise de Componentes Principais (ACP), realizada no programa MVSP 3.1 (KOVACH, 1999). Considerando a importância das variações ambientais em paisagens fragmentadas, os primeiros eixos resultantes desta análise foram considerados para análise das relações entre as características da paisagem sobre a taxocenose de anfíbios de serapilheira.

As variáveis da paisagem foram submetidas, em conjunto com as variáveis sintéticas que representam as variações ambientais, ao teste de correlação de Spearman realizado no programa Statistica 6.0 (STATSOFT, 2001). Com base nos resultados deste teste foram selecionadas apenas as variáveis menos correlacionadas entre si ($r < 0,50$).

Para determinar a relação entre cada uma destas métricas da paisagem e a riqueza de espécies e abundância de anfíbios anuros de serapilheira utilizamos modelos de regressão linear múltipla no programa Statistica 6.0 (STATSOFT, 2001). Consideramos como variáveis dependentes a riqueza e abundância de anfíbios de hábitos florestais com desenvolvimento terrestre (FT), de hábitos florestais com larva aquática (FA) e espécies de áreas abertas com larva aquática (AA), assim como a abundância das espécies mais comuns na região. Foram consideradas comuns todas as espécies com mais de 50 indivíduos capturados.

Tabela 1. Características da paisagem das circunferências de 800 metros de raio definidas ao redor de cada uma das 15 localidades amostradas em Tapiraí e Piedade, SP.

Fragmentos florestais	Área (ha)	Mata (%)	Água (%)	HS (%)	Dista (m)	NP	TE (m)	SHAPE	P/Área	ENN (m)	Clumpy	Cohesion
1	2,17	42,42	3,26	36,87	180,38	7	13220	1,67	502,57	62,45	0,94	99,07
2	1,95	47,60	6,77	38,22	43,91	11	16200	1,64	1104,56	56,89	0,93	98,93
3	1,94	52,61	14,44	40,78	294,86	12	15240	1,43	1202,74	37,52	0,93	98,87
4	1,62	42,15	9,82	43,20	12,00	16	20650	1,64	555,58	60,29	0,90	97,71
5	1,35	30,66	4,67	51,86	147,75	19	14950	1,57	661,68	51,95	0,91	95,81
6	1,23	38,39	6,16	45,79	2,28	10	16240	1,78	550,35	42,96	0,92	98,31
7	1,44	29,24	22,19	55,52	114,73	18	12530	1,44	1231,63	88,96	0,92	96,74
8	1,38	38,35	9,44	40,53	56,76	13	19150	1,63	1326,19	68,77	0,91	98,08
9	1,40	28,35	6,57	51,94	45,35	20	15010	1,50	789,61	62,27	0,90	96,54
10	0,66	41,50	7,67	39,65	34,14	11	15010	1,61	687,45	46,73	0,93	98,81
11	0,71	36,91	10,79	52,00	140,78	13	18420	1,71	429,76	51,37	0,91	97,29
12	0,77	43,28	4,21	36,15	199,98	20	23440	1,70	665,37	34,59	0,88	97,44
13	0,74	29,46	6,58	47,66	136,27	19	16260	1,54	690,37	73,38	0,90	96,23
14	0,68	31,54	21,86	54,22	351,37	17	15520	1,59	920,01	68,13	0,90	97,33
15	0,69	27,62	14,53	52,58	6,23	10	10260	1,63	504,65	146,81	0,92	96,52

Métricas: Área (ha) = área do fragmento em hectares, Mata (%) = porcentagem de cobertura vegetal remanescente, Água (%) = porcentagem de corpos d'água, HS (%) = desconexão de habitat ou porcentagem de rios que ocorrem fora do habitat florestal, Dista (m) = distância em linha reta ao corpo d'água mais próximo, NP = número de fragmentos, TE = total de borda, Shape = forma média dos fragmentos, P/Área = índice perímetro/área dos fragmentos, ENN = distância média ao vizinho mais próximo, Clumpy = índice de agregação dos fragmentos e Cohesion = índice de coesão dos fragmentos.

Para testar o efeito individual de cada métrica, eliminando possíveis variações ambientais entre os fragmentos, incluímos entre as variáveis independentes: cada uma das métricas de paisagem escolhida e as variáveis sintéticas das variações ambientais, resultantes da análise de componentes principais. A existência de relação significativa entre cada variável dependente e determinada variável da paisagem foi verificada nas regressões parciais significativas, com intervalo de confiança de 95%.

Nos casos em que mais de uma variável da estrutura da paisagem apresentou relação significativa com a variável dependente foram construídos novos modelos de regressão múltipla, considerando como variáveis independentes todas as métricas significativamente relacionadas à variável dependente e não correlacionadas entre si, de acordo com o teste de correlação de Spearman ($r < 0,50$). Os resultados das correlações parciais foram usados para identificar a contribuição relativa de cada uma das variáveis independentes incluídas no modelo de regressão.

3.3 Resultados

3.3.1 Anfíbios anuros de serapilheira

Nos fragmentos amostrados capturamos 2.117 indivíduos pertencentes a 8 famílias, 12 gêneros e 20 espécies (Tabela 2). Metade das espécies capturadas apresenta hábito florestal e desenvolvimento terrestre (10 spp.), enquanto espécies florestais com larva aquática (5 spp.) e espécies de áreas abertas com larva aquática (5 spp) representam 25% do total de espécies capturadas na região (Tabela 2).

A espécie mais abundante na região é *Rhinella ornata*, correspondendo a 37,0% do total de indivíduos capturados. Também foram consideradas espécies comuns outras sete espécies: *Proceratophrys boiei* (19,8%), *Cycloramphus acangatan* (13,5%), *Physalaemus olfersii* (10,6%), *Rhinella icterica* (5,5%), *Leptodactylus* cf. *marmoratus* (3,9%), *Physalaemus cuvieri* (3,6%) e *Ischnocnema guentheri* (2,8%). As demais 11 espécies capturadas nos fragmentos florestais da região foram consideradas pouco representativas ou raras, sendo que para seis delas foi coletado apenas um indivíduo (Tabela 2).

Tabela 2. Abundância e riqueza de espécies de anfíbios anuros capturados nos 15 fragmentos amostrados e no total.

Espécie	Habitat	Reprodução	Fragmentos florestais															Abundância
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
<i>Brachycephalus hermogenesi</i>	F	T		2														2
<i>Crossodactylus caramaschii</i>	F	A	3	1	19	3				10								36
<i>Cycloramphus acangatan</i>	F	T	48	14	13	29	35	4	15	0	10	6	19	18	52	2	21	286
<i>Haddadus binotatus</i>	F	T						1			1			1	3			6
<i>Hylodes phyllodes</i>	F	A			1													1
<i>Ischnocnema aff. hoehnei</i>	F	T									1							1
<i>Ischnocnema cf. lactea</i>	F	T														1		1
<i>Ischnocnema cf. parva</i>	F	T			1											1		2
<i>Ischnocnema guenterii</i>	F	T	10	3		3	2	5	2	5	3	2		3	13	2	8	61
<i>Ischnocnema parva</i>	F	T							1									1
<i>Leptodactylus cf. marmoratus</i>	F	T	6	9	9	6	5	2	2	2	3		13	2	16	6	2	83
<i>Leptodactylus cf. ocellatus</i>	A	A									1						1	2
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	A	A									1		1					2
<i>Myersiella microps</i>	F	T			1													1
<i>Odontophrynus americanus</i>	A	A	1	1		1					4							7
<i>Physalaemus cuvieri</i>	A	A		2	6	6	4	1	6	3	6	5	11	2	11	7	8	78
<i>Physalaemus olfersii</i>	F	A	4	8	28	23	8	31	21	24	2	8	37	21	2	6	2	225
<i>Proceratophrys boiei</i>	F	A	27	8	30	115	31	17	40	36	72	5	6	8	9	5	11	420
<i>Rhinella icterica</i>	F	A	46	4	2	7	15	1	3	1	17	10	3	2	5		2	118
<i>Rhinella ornata</i>	A	A	157	80	16	55	141	30	65	28	17	75	33	6	25	9	47	784
Abundância total	-	-	302	132	126	248	241	92	155	109	138	111	123	63	136	39	102	2.117
Riqueza total	-	-	9	11	11	10	8	9	9	8	13	7	8	9	9	9	9	20

Habitat: F = florestal, A = áreas abertas; Reprodução: T = larva com desenvolvimento terrestre, A = larva aquática.

3.3.2 Variações ambientais

Os dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (ACP) realizada com as oito variáveis de estrutura da vegetação e ambiente amostradas nos 15 fragmentos representaram juntos 50,5% da variação dos dados. O primeiro eixo da análise (PC1) representa um gradiente de perturbação ambiental, que aumenta em valor conforme aumenta a densidade de sub-bosque e o volume de galhos caídos nos fragmentos. Este eixo explica a maior parte da variação contida nos dados (28,3% da variação; autovalor = 0,139). O segundo eixo (PC2), apesar de menos explicativo (22,2% da variação; autovalor = 0,109) pode ser interpretado também como um gradiente de qualidade da vegetação, variando desde áreas com dossel mais aberto e maior densidade de sub-bosque até áreas com maior altura do dossel e maior profundidade de serapilheira (Figura 2).

Figura 2. Diagrama de ordenação (*biplot*) das 15 localidades amostradas em Tapiraí e Piedade, em relação aos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (ACP) realizada a partir de oito variáveis ambientais. Autovalor do eixo 1 = 0,139 (28,3% de variância) e autovalor do Eixo 2 = 0,109 (22,2% de variância). Variáveis ambientais: ABERDOSS = abertura do dossel; ALTDOSS = altura do dossel; ARTROP = disponibilidade de artrópodes; DF (<5m) = densidade do sub-bosque no estrato inferior, até cinco metros de altura; DF (5-10m) = densidade do sub-bosque no estrato entre cinco e dez metros de altura; DF (>10m) = densidade do sub-bosque no estrato maior que dez metros de altura; GALHOS = volume de galhos caídos; PROFS = profundidade de serapilheira.

3.3.3 Correlação entre as variáveis

A maioria das variáveis de estrutura da paisagem apresenta correlações significativas entre si, mas não são significativamente relacionadas às duas variáveis que representam as variações ambientais (Apêndice 3B). Por apresentar-se menos correlacionada a outras métricas em relação a porcentagem de mata; e também por ser uma medida de quantidade de habitat em escala mais local, a métrica de composição utilizada para descrever a quantidade de habitat na paisagem foi a área do fragmento (Área). Outras cinco variáveis não correlacionadas entre si foram selecionadas para inclusão nos modelos de regressão múltipla. A porcentagem de água na paisagem (Água (%)) foi escolhida porque pode representar uma característica bastante importante para os anfíbios, uma vez que estes podem utilizar o recurso como habitat e como sítio de reprodução. Ainda considerando a dependência de ambientes aquáticos, selecionamos a medida de distância ao corpo d'água mais próximo (Dista), que representa o isolamento em relação ao sítio reprodutivo. A forma média dos fragmentos (SHAPE) também foi selecionada porque representa uma medida de configuração frequentemente utilizada em estudos que consideram características da paisagem, além de estar diretamente relacionada ao efeito de borda, responsável por uma série de impactos negativos sobre a biodiversidade. Como medida de isolamento ou conectividade foram selecionadas a média da distância ao vizinho mais próximo (ENN) e o índice de coesão (COHESION), como fatores que podem atuar diretamente no fluxo de indivíduos e manutenção das populações em áreas fragmentadas.

3.3.4 Influência da estrutura da paisagem

Entre os anfíbios de serapilheira, os anuros de hábitos florestais e larva aquática apresentaram tanto a riqueza quanto a abundância significativamente relacionadas a variáveis da estrutura da paisagem. Os anuros de áreas abertas e larva aquática apresentaram apenas a abundância significativamente relacionada a alguma característica da paisagem, enquanto os anuros de hábitos florestais e desenvolvimento terrestre não apresentaram relações significativas (Tabela 3). A riqueza de espécies de anuros florestais e larva aquática mostrou-se positivamente relacionada à área do fragmento e ao índice de coesão, evidenciando a que estas espécies apresentam sensibilidade a redução do habitat e aumento do isolamento entre os remanescentes (Tabela 3, Figura 3A e 3B). A abundância do mesmo grupo de espécies também foi positivamente relacionada à área do fragmento (Tabela 3, Figura 3C).

Como esperado, a abundância de anuros de áreas abertas foi negativamente relacionada ao índice de coesão, sugerindo que estas espécies são mais abundantes em paisagens com maior isolamento entre os remanescentes florestais (Tabela 3, Figura 3D).

Quando consideramos os efeitos das variáveis da paisagem sobre cada espécie, verificamos que entre as oito mais abundantes, quatro espécies apresentaram abundância significativamente associadas a alguma característica de estrutura da paisagem (Tabela 3). A espécie *Proceratophrys boiei* apresentou abundância positivamente relacionada ao aumento da área do fragmento (Figura 4A), enquanto *Physalaemus olfersii* apresentou abundância negativamente relacionada à maior distância entre os fragmentos (Figura 4B). Ao contrário do esperado, a abundância de *Rhinella icterica* mostrou-se negativamente relacionada à porcentagem de água presente na paisagem (Figura 4C). A espécie típica de áreas abertas, *Physalaemus cuvieri*, apresentou abundância negativamente associada ao aumento da área do fragmento e a um maior índice de coesão (Figura 4D e 4E).

Tabela 3. Estatísticas das regressões parciais resultantes de modelos de regressão múltipla contendo a variável dependente, uma métrica e os dois eixos da análise de componentes principais, representando as variações ambientais. Resultados significativos são destacados em negrito.

Variável dependente	Métrica	estatísticas			Métrica	estatísticas		
		<i>F</i>	p-valor	R ²		<i>F</i>	p-valor	R ²
Riqueza FA	Área	17,233	0,001	0,594	SHAPE	0,123	0,731	-
	Água (%)	0,757	0,402	-	ENN	1,442	0,254	-
	Dista	0,084	0,777	-	Cohesion	7,742	0,017	0,338
*Abundância FA	Área	9,710	0,009	0,494	SHAPE	0,089	0,769	-
	Água (%)	2,690	0,129	-	ENN	0,466	0,517	-
	Dista	0,062	0,807	-	Cohesion	1,173	0,301	-
Riqueza FT	Área	<0,001	0,975	-	SHAPE	1,972	0,187	-
	Água (%)	0,915	0,359	-	ENN	0,633	0,442	-
	Dista	0,147	0,708	-	Cohesion	1,638	0,226	-
*Abundância FT	Área	0,326	0,579	-	SHAPE	0,018	0,895	-
	Água (%)	1,094	0,317	-	ENN	0,795	0,391	-
	Dista	0,303	0,592	-	Cohesion	1,468	0,250	-
Riqueza AA	Área	0,247	0,628	-	SHAPE	0,020	0,887	-
	Água (%)	0,303	0,592	-	ENN	0,588	0,459	-
	Dista	1,300	0,278	-	Cohesion	0,770	0,398	-
*Abundância AA	Área	3,861	0,075	-	SHAPE	3,744	0,079	-
	Água (%)	2,438	0,146	-	ENN	1,557	0,237	-
	Dista	0,919	0,358	-	Cohesion	4,674	0,053	0,317
*Rhinella ornata	Área	2,616	0,134	-	SHAPE	0,320	0,582	-
	Água (%)	1,125	0,311	-	ENN	0,101	0,756	-
	Dista	<0,001	0,985	-	Cohesion	0,674	0,429	-
*Proceratophrys boiei	Área	5,237	0,042	0,372	SHAPE	0,764	0,400	-
	Água (%)	0,083	0,777	-	ENN	0,002	0,961	-
	Dista	0,188	0,672	-	Cohesion	0,086	0,774	-
*Cycloramphus acangatan	Área	0,018	0,893	-	SHAPE	0,020	0,890	-
	Água (%)	1,341	0,271	-	ENN	0,468	0,536	-
	Dista	0,010	0,920	-	Cohesion	1,486	0,248	-

(continua)

Tabela 3. (continuação)

Variável dependente	Métrica	estatísticas			Métrica	estatísticas		
		<i>F</i>	p-valor	R ²		<i>F</i>	p-valor	R ²
<i>*Physalaemus olfersii</i>	Área	0,013	0,908	-	SHAPE	1,138	0,308	-
	Água (%)	0,163	0,693	-	ENN	6,123	0,030	0,287
	Dista	0,009	0,922	-	Cohesion	1,596	0,232	-
<i>*Rhinella icterica</i>	Área	1,568	0,236	-	SHAPE	0,004	0,945	-
	Água (%)	6,658	0,025	0,331	ENN	<0,001	0,993	-
	Dista	0,007	0,931	-	Cohesion	<0,001	0,990	-
<i>*Leptodactylus cf. marmoratus</i>	Área	0,489	0,498	-	SHAPE	0,090	0,768	-
	Água (%)	0,002	0,957	-	ENN	0,014	0,904	-
	Dista	2,083	0,176	-	Cohesion	0,275	0,609	-
<i>*Physalaemus cuvieri</i>	Área	6,461	0,027	0,304	SHAPE	3,785	0,077	-
	Água (%)	4,265	0,063	-	ENN	0,629	0,444	-
	Dista	1,204	0,295	-	Cohesion	4,783	0,051	0,331
<i>*Ischnocnema guentheri</i>	Área	0,346	0,567	-	SHAPE	0,312	0,587	-
	Água (%)	1,471	0,250	-	ENN	3,560	0,085	-
	Dista	1,455	0,252	-	Cohesion	0,139	0,716	-

(conclusão)

*Valores transformados em logaritmo natural. Símbolos: FT = espécies de hábitos florestais e desenvolvimento terrestre, FA = espécies de hábitos florestais e larva aquática, AA = espécies de áreas abertas e larva aquática. Métricas: Área = área do fragmento em ha., Água (%) = porcentagem de água na paisagem, Dista = distância mínima em linha reta ao corpo d'água mais próximo, SHAPE = forma média dos fragmentos na paisagem, ENN = distância média ao vizinho mais próximo, Cohesion = índice de coesão dos fragmentos.

Figura 3. Regressões parciais significativas entre as métricas de paisagem e a riqueza de espécies e abundância dos grupos de anfíbios anuros de serapilheira encontrados nos fragmentos florestais de Tapiraí e Piedade, SP.

Figura 4. Regressões parciais significativas entre as variáveis da estrutura da paisagem e as espécies de anfíbios anuros de serapilheira mais abundantes nos fragmentos florestais de Tapiraí e Piedade, SP.

Apenas a riqueza de espécies de anuros de hábitos florestais e larva aquática e a abundância de *Physalaemus cuvieri* foram significativamente correlacionadas a mais de uma métrica de paisagem, e coincidentemente para ambos os casos as métricas relacionadas foram a área do fragmento e o índice de coesão (Tabela 4). Para a riqueza de espécies de hábitos florestais com larva aquática, quando consideradas as duas métricas no mesmo modelo, o índice de coesão não apresenta relação parcial significativa, enquanto a área do fragmento é capaz de explicar mais de 40% da variação da riqueza destas espécies nos fragmentos florestais ($R^2 = 0,43$, $p = 0,004$, Tabela 4). Para *Physalaemus cuvieri* isoladamente os resultados indicam que a área do fragmento não apresenta relação parcial significativa, enquanto o índice de coesão é responsável por mais de 30% da variação de sua abundância ($R^2 = 0,33$, $p = 0,024$, Tabela 4).

Tabela 4. Estatísticas das regressões múltiplas realizadas com a área do fragmento (Área) e o índice de coesão (COHESION) sobre a riqueza de espécies florestais de reprodução aquática (FA) e abundância de *Physalaemus cuvieri* nos fragmentos florestais de Tapiraí e Piedade, SP.

	R² Total	F	P-valor Total	Variável selecionada	P-valor Parcial
Riqueza FA	0,438	6,464	0,012	Constante	0,320
				Área	0,004
				COHESION	0,448
*<i>Physalaemus cuvieri</i>	0,331	6,443	0,024	Constante	0,097
				Área	0,173
				COHESION	0,024

* Valor transformado em logaritmo natural.

3.4 Discussão

3.4.1 Influência de características da paisagem

Espécies de anfíbios que apresentam hábitos florestais e larva aquática provavelmente apresentam maiores taxas de dispersão, uma vez que geralmente necessitam sair do fragmento florestal em que vivem para reproduzir (CUSHMAN, 2006). Este tipo de comportamento provavelmente torna estas espécies mais sensíveis aos efeitos da perda de habitat e fragmentação florestal, pois estão expostas a um maior risco de mortalidade, à medida que

ficam mais expostas a predação, desidratação e outros fatores que devem ser amplificados na matriz entre habitats (CUSHMAN, 2006; BECKER et al., 2007).

Nos fragmentos florestais de Tapiraí e Piedade a área do fragmento mostrou-se fortemente relacionada à riqueza e abundância deste grupo, evidenciando a sensibilidade destas espécies à redução de habitat. Adicionalmente, fragmentos florestais maiores tendem a não sofrer tanto as alterações micro-climáticas e físicas causadas pelo processo de fragmentação quanto remanescentes de tamanho reduzido (SAUNDERS et al., 1991). Com menor área, menor diversidade de habitats e mais suscetíveis a alterações decorrentes do efeito de borda, estes remanescentes em geral devem comportar o tipo de ambiente necessário para a reprodução destas espécies, obrigando a migração reprodutiva dos adultos e o retorno dos jovens após a reprodução (BECKER et al., 2007).

A abundância destas espécies mostrou-se ainda positivamente relacionada ao índice de coesão, evidenciando que a dispersão destas espécies é favorecida em paisagens com menor isolamento entre os fragmentos. Isto porque nos fragmentos que apresentam maior índice de coesão, a distância entre os fragmentos é menor, facilitando a dispersão destas espécies e o fluxo de indivíduos entre eles (SAUNDERS et al., 1991). Conseqüentemente, a necessidade de dispersão pela matriz não florestal existente entre os fragmentos é menor, diminuindo a exposição das espécies a fatores de ameaça (BECKER et al., 2007). Assim, a necessidade de dispersão até o ambiente aquático adequado para a reprodução e o aumento na taxa de mortalidade decorrente da maior exposição a ameaças fora do ambiente florestal são provavelmente as causas da menor riqueza de espécies e abundância deste grupo de anfíbios em fragmentos menores e mais isolados.

Considerando cada espécie, observamos que a abundância de *Proceratophrys boiei*, *Physalaemus olfersii* e *Rhinella icterica* foi significativamente relacionada a diferentes métricas da paisagem. Pertencentes ao grupo das espécies de hábitos florestais com larva aquática, estas espécies apresentaram respostas distintas a modificações na paisagem, mas mantiveram o padrão do grupo, sensível tanto a perda de habitat quanto ao isolamento dos remanescentes.

Proceratophrys boiei apresentou abundância positivamente relacionada a área do fragmento. Com hábitos florestais e distribuição geográfica ampla na Mata Atlântica, esta espécie possui reprodução associada a remansos de riachos ou poças de água localizadas no interior ou na borda de florestas (IZECKSOHN e CARVALHO-E-SILVA, 2001; HADDAD et al., 2008). Assim como observado para a riqueza e abundância de espécies com este tipo de comportamento, *P.boiei* provavelmente apresenta alta capacidade de dispersão, pois necessita

buscar ambientes aquáticos específicos para sua reprodução. Em função dos fragmentos pequenos possuírem menor diversidade de habitats e estarem sujeitos a modificações mais severas decorrentes da fragmentação, a abundância da espécie é maior em fragmentos maiores, evidenciando a sensibilidade da espécie à redução da área dos fragmentos.

Physalaemus olfersii apresentou abundância negativamente relacionada ao aumento da distância entre os fragmentos, o que sugere que o isolamento entre os remanescentes é uma característica limitante para a sobrevivência desta espécie em paisagens fragmentadas. Por apresentar ampla distribuição na Mata Atlântica, hábitos florestais e reprodução associada a poças temporárias ou permanentes do interior ou borda de mata (HADDAD et al., 2008), a maior proximidade entre os fragmentos favorece o deslocamento natural e a dispersão de jovens e adultos no período de reprodução. Conseqüentemente, a abundância da espécie aumenta a medida que diminui o isolamento entre os fragmentos.

Ao contrário do esperado, os resultados sugerem que a abundância de *Rhinella icterica* é menor a medida que aumenta a porcentagem de água disponível na paisagem. Amplamente distribuída na Mata Atlântica, esta espécie apresenta hábitos florestais e reprodução associada a corpos d'água, localizados em ambientes naturais ou modificados pelo homem (IZECKSOHN e CARVALHO-E-SILVA, 2001; HADDAD et al., 2008). Considerando a dependência de ambientes aquáticos para sua reprodução, a resposta apresentada pela espécie pode ser decorrente de alguma outra variável associada a quantidade de água disponível, não considerada em nossas análises.

Espécies de áreas abertas e larva aquática tendem a não sofrer ou se beneficiar dos processos decorrentes da perda de habitat e fragmentação florestal, já que não estão associadas a florestas (DIXO, 2005; DIXO e VERDADE, 2006). Estas espécies podem tirar proveito das modificações no habitat, passando a ocupar bordas e invadir os remanescentes florestais (SAUNDERS et al., 1991). Em Tapiraí e Piedade, a abundância destas espécies é negativamente relacionada ao aumento da coesão entre os fragmentos, sugerindo que estas espécies apresentam maior ocorrência em áreas mais isoladas e com maior perda de habitat. Corroborando esta hipótese, *Physalemus cuvieri*, espécie pertencente ao grupo, apresentou abundância negativamente relacionada à área do fragmento. De hábitos generalistas, é típica de áreas abertas, esta espécie parece estar invadindo áreas florestais e é provável que esteja se beneficiando dos efeitos da perda de habitat florestal, assim como verificado na paisagem fragmentada de Caucaia do Alto, em área adjacente ao presente estudo (DIXO, 2005). O conhecimento disponível sobre o comportamento desta espécie em áreas fragmentadas,

permite afirmar que *P. cuvieri* é uma espécie oportunista, capaz de colonizar áreas florestais mais alteradas, como fragmentos de menor área e mais isolados.

Apesar de serem a maioria das espécies, não encontramos padrões de riqueza e abundância de espécies de hábito florestal com desenvolvimento terrestre relacionados às variações na estrutura da paisagem. Estas espécies provavelmente apresentam maior associação às condições micro-climáticas dos fragmentos, e menor habilidade de dispersão, de forma diferente das espécies de hábito florestal e larva aquática, descritas acima. É possível que estas espécies, sejam igualmente afetadas pelos efeitos da perda de habitat e fragmentação em um maior período de tempo (CUSHMAN, 2006), em razão do confinamento resultante de seus hábitos e avanço da fragmentação florestal nestas áreas. Como a paisagem em que estão inseridos os fragmentos florestais amostrados apresenta pouca perda de habitat em escala ampla (ainda restam aproximadamente 50% de cobertura vegetal), a ausência de respostas para este grupo seria até esperada por ainda ser capaz de manter a riqueza de espécies e abundância inalteradas nesta condição.

3.4.2 Características importantes para a conservação

Entre todas as regressões parciais significativas, apenas a abundância de *Physalaemus olfersii* e *Rhinella icterica* não apresentaram relações significativas com a área do fragmento e o índice de coesão. Além de responsáveis pela maior parte da influência das características da paisagem sobre os anfíbios, estas duas variáveis foram juntas significativamente relacionadas à abundância de *Physalaemus cuvieri* e à riqueza de espécies de hábitos florestais com larva aquática.

Em escala mais local do que qualquer outra medida de quantidade de habitat, a métrica de área do fragmento considera tanto efeitos da perda de habitat quanto mudanças na configuração dos remanescentes, decorrentes do processo de fragmentação (FAHRIG, 2003). Apesar de tratar-se de uma métrica que não permite isolar os efeitos da perda de habitat sobre as espécies, a redução da área do fragmento pode ser mais significativa para algumas espécies do que os efeitos da redução da totalidade de ambientes florestais na paisagem, dependendo da porcentagem de cobertura vegetal remanescente. Anfíbios anuros são organismos especialmente sensíveis a modificações nas condições locais do ambiente em que vivem pois podem apresentar alta especificidade de habitat, capacidade relativamente baixa de deslocamento e dependência da água ou de microambientes úmidos para sobrevivência e

reprodução (DUELLMAN e TRUEB, 1994). Por apresentarem estas características, a redução do tamanho do fragmento em que vivem pode representar uma grande ameaça pois afeta diretamente as características locais do ambiente da espécie. Além da perda de habitat, fragmentos com tamanho reduzido apresentam em geral áreas modificadas pontualmente pelo efeito de borda, colonização de espécies invasoras e alterações no microclima, características que podem afetar negativamente os anfíbios.

O índice de coesão descreve a conectividade física entre os remanescentes e, conseqüentemente, está positivamente correlacionado com a quantidade de habitat disponível. Quando há maior proporção de um determinado tipo de ambiente na paisagem, os fragmentos deste tipo tornam-se naturalmente mais coesos (Mc GARIGAL e MARKS, 1995). A quantidade de habitat disponível é característica muito importante para a sobrevivência de anfíbios em paisagens fragmentadas e, quando aliada a configuração dos remanescentes na paisagem como a dispersão ou coesão, pode ser fundamental para o fluxo de indivíduos e espécies entre os remanescentes.

A área do fragmento parece ser mais importante para a riqueza de espécies de hábitos florestais com larva aquática, uma vez que foi a única métrica que apresentou valores de correlação parcial significativa quando considerada em conjunto com o índice de coesão. Áreas maiores apresentam maior disponibilidade de ambientes e são menos suscetíveis aos efeitos decorrentes da fragmentação, comportando maior número de espécies em relação a áreas menores. Medidas de conservação para estas espécies devem considerar prioritariamente a preservação de maiores fragmentos de floresta, considerando sempre a disponibilidade de sítios reprodutivos. Como medida subsequente, propostas para o aumento da área de floresta disponível e outras que visam diminuir o isolamento efetivo entre os remanescentes são também interessantes.

Physalaemus cuvieri apresenta padrão inverso, no qual o índice de coesão foi a única variável que apresentou valores de correlação parcial significativa quando considerada juntamente com a área do fragmento. Negativamente influenciada por este índice, esta espécie de áreas abertas e comportamento oportunista, é mais abundante em áreas com menor quantidade de habitat florestal disponível, onde os remanescentes estão naturalmente mais dispersos entre si. Por utilizar a matriz entre os fragmentos, paisagens com menor coesão entre os remanescentes apresentam maior abundância desta espécie, favorecendo a entrada e estabelecimento de populações nos fragmentos florestais. Conseqüentemente, a redução da área do fragmento atua como fator secundário na abundância desta espécie, favorecendo a

ocorrência de indivíduos em áreas menores, com maior efeito de borda e maior suscetibilidade a alterações ambientais causadas pela fragmentação.

Em resumo, área do fragmento deve ser considerada em medidas de conservação dos anfíbios da região por envolver características locais importantes para sua manutenção, assim como o índice de coesão por considerar também o isolamento e configuração dos remanescentes além da quantidade de habitat disponível. Apesar de cada uma destas métricas apresentarem importância relativa diferente de acordo com características individuais de cada espécie ou grupo de espécies de anfíbios, estes dois conceitos são importantes em conjunto, porque mantêm o habitat, favorecem o fluxo de populações e diminuem a suscetibilidade a espécies invasoras.

3.5 Considerações Finais

Em regiões fragmentadas, modificações na estrutura da paisagem decorrentes da perda de habitat e fragmentação florestal são fatores muito importantes para a estruturação das comunidades de anfíbios, já que atuam diretamente sobre a abundância e ocorrência destes organismos. Por se tratar de um grupo muito diverso, a influência de cada uma das características da paisagem é espécie-específica e reflete a história natural e comportamento de cada espécie (HENLE et al., 2004; CUSHMAN, 2006).

Nos fragmentos florestais de Tapiraí e Piedade, anfíbios anuros de hábitos florestais com larva aquática parecem ser as espécies mais sensíveis aos efeitos decorrentes da modificação da paisagem. Em razão da necessidade de dispersão até os sítios reprodutivos nem sempre presentes nos fragmentos florestais em que vivem, estas espécies devem apresentar maior habilidade de dispersão, estando mais expostas aos efeitos da redução de área e desconexão entre os habitats (BECKER et al., 2007). Espécies de hábito florestal com desenvolvimento terrestre ainda não parecem ser afetadas por estes efeitos na região, uma vez que o histórico de fragmentação é recente e ainda resta na paisagem grande quantidade de habitat remanescente. Em contrapartida, espécies de áreas abertas parecem estar sendo favorecidas pelos efeitos da perda e fragmentação de habitats, sugerindo que enquanto algumas espécies são muito sensíveis à fragmentação, outras espécies podem estar sendo beneficiadas (VALLAN, 2000).

Apesar de ter os efeitos mais severos sobre as espécies do que qualquer um dos efeitos decorrentes do processo de fragmentação, a perda de habitat não é a única responsável por

alterações na distribuição e abundância das espécies de anfíbios em Tapiraí e Piedade. Além da área do fragmento, outros aspectos de configuração, como a coesão entre os remanescentes na paisagem, são características muito importantes a serem consideradas em medidas de conservação. Embora o conjunto de fragmentos de Tapiraí e Piedade ainda suporte um grande número de espécies de anfíbios, verificamos que fragmentos maiores e menos isolados geograficamente são capazes de manter maior riqueza de espécies e comunidades mais diversas. Assim, medidas de conservação que consideram o tamanho e isolamento dos remanescentes podem ser mais eficientes na conservação de anfíbios desta região do Planalto Atlântico de São Paulo.

Referências Bibliográficas

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, n. 3, p.355-366, 1994.

ANDRÉN, H. Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. **Oikos**, v. 80, n. 1, p. 193-196, 1997.

BECKER, C.G.; FONSECA, C.R.; HADDAD, C.F.B.; BATISTA, R.F.; PRADO, P.I. Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. **Science**, v. 5857, n. 318, p. 1775-1777, 2007.

BEEBEE, T.J.C.; GRIFFITHS, R.A. The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology? **Biol. Conserv.**, v. 125, p. 271–285, 2005.

BENDER, D.J.; CONTRERAS, T.A.; FAHRIG, L. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. **Ecology**, v. 79, n. 2, p.517-533, 1998.

BROOKS, T.M.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A.; RYLANDS, A.B.; KONSTANT, W.R.; FLICK, P.; PILGRIM, J.; OLDFIELD, S.; MAGIN, G.; TAYLOR, C.H. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conserv. Biol.**, v. 16, p. 909–923, 2002.

BUENO, A.A. **Pequenos mamíferos da Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista: uma avaliação da ameaça de extinção e da resposta a alterações no contexto e tamanho dos remanescentes.** Tese (Doutorado em Zoologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

CONNOR, E.F.; COURTNEY, A.C.; YODER, J.M. Individuals-area relationships: the relationship between animal population density and area. **Ecology**, v. 81, n. 3, p. 734-748, 2000.

CUSHMAN, S.A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. **Biol. Conserv.**, v. 128, p. 231-240, 2006.

DIXO, M.; MARTINS, M. Are leaf-litter frogs and lizards affected by edge effects due to forest fragmentation in Brazilian Atlantic forest? **J. Trop. Ecol.**, v. 24, p. 551-554, 2008.

DIXO, M. **Diversidade de sapos e lagartos de serapilheira numa paisagem fragmentada do Planalto Atlântico de São Paulo**. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

DIXO, M. **Efeito da fragmentação da Floresta sobre a comunidade de sapos e lagartos de serapilheira no sul da Bahia**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

DIXO, M.; VERDADE, V.K. Herpetofauna de serapilheira da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia (SP). **Biota Neotrop.**, v. 6, n. 2, 2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00706022006>>. Acesso em: 28 jan. 2008.

DUELLMAN, W.E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1994.

ESRI. **ArcGIS Desktop version 9.2 ArcInfo™**. United States of America: ESRI, 2006.

EWERS, R.M.; DIDHAM, R.K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biol. Rev.**, v. 81, n. 1, p. 117-142, 2006.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 34, p. 487-515, 2003.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecol. Biogeogr.**, v. 6, n. 3, p. 265-280, 2007.

GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; PERES, C.A. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. **Biol. Conserv.**, v. 138, p. 166-179, 2007.

GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD, R.O.; MALCOLM, J.R.; STOUFFER, P.C.; VASCONCELOS, H.L.; LAURANCE, W.F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biol. Conserv.**, v. 91, n. 2-3, p. 223-229, 1999.

GIBBS, J.P. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. **Landscape Ecol.**, v. 13, p. 263-268, 1998.

HADDAD, C.F.B.; TOLEDO, L.F.; PRADO, C.P.A. **Anfíbios da Mata Atlântica: guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica**. São Paulo: Editora Neotropica, 2008.

HAGER, H.A. Area-sensitivity of reptiles and amphibians: are there indicator species for habitat fragmentation? **Ecoscience**, v. 5, p. 139-147, 1998.

HARRISON, S.; BRUNA, E. Habitat fragmentation and large-scale conservation: What do we know for sure? **Ecography**, v. 22, p. 225-232, 1999.

HENLE, K.; DAVIES, K.F.; KLEYER, M.; MARGULES, C.; SETTELE, J. Predictors of species sensitivity to fragmentation. **Biodivers. Conserv.**, v. 13, n. 1, p. 207-251, 2004.

HOMAN, R.N.; WINDMILLER, B.S.; REED, M. Critical thresholds associated with habitat loss for two vernal pool-breeding amphibians. **Ecol. Appl.**, v. 14, n. 5, p. 1547-1553, 2004.

IUCN; CONSERVATION INTERNATIONAL; NATURE SERVE. **Global Amphibian Assessment**. Washington: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Conservation International and Nature Serve, 2006. Disponível em: <<http://www.globalamphibians.org>>. Acesso em: 28 fev. 2008.

IZECKSOHN, E.; CARVALHO-E-SILVA, S.P. **Anfíbios do município do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Editora UFRJ, 2001.

JELLINEK, S.; DRISCOLL, D.A.; KIRKPATRIK, J.B. Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. **Austral Ecol.**, v. 29, p. 294-304, 2004.

KOVACH, W.L. **MVSP**: A Multivariate Statistical Pack-age for windows, ver. 3.1. Wales, Penraeth: Kovach Computing services, 1999.

LAURANCE, W.F. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biol. Conserv.**, v. 141, p. 1731-1744, 2008.

LOSOS, J.; SCHLUTER, D. Analysis of an evolutionary species-area relationship. **Nature**, v. 408, p. 847-850, 2000.

MacARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

McGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **FRAGSTAT**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. United States of America: U.S. Forest Service General Technical Report PNW, 1995.

McGARIGAL, K.; McCOMB, W.C. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. **Ecol. Monogr.**, v. 65, p. 235-260, 1995.

METZGER, J.P. Estrutura da Paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **An. Acad. Bras. Cienc.**, v. 71, p. 445-463, 1999.

METZGER, J.P.; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: a hypothesis in conservation biology at the landscape level. **Acta Oecol.**, v. 18, n. 1, p. 1-12, 1997.

NEY-NIFLE, N.; MANGEL, M. Habitat loss and changes in the species–area relationship. **Conserv. Biol.**, v. 14, p. 893–898, 2000.

PEARMAN, P.B. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. **Conserv. Biol.**, v. 11, p. 1211-1225, 1997.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conserv. Biol.**, v. 5, p. 18-32, 1991.

SILVANO, D.; COLLI, G.; DIXO, M.; PIMENTA, B.; WIEDERHECKER, H.C. Anfíbios e Répteis. In: RAMBALDI, D.; OLIVEIRA, D.A.S. **Fragmentação de Ecossistemas**: Causas, Efeitos Sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2003. p 183-200.

SILVANO, D.L.; SEGALLA, M. Conservation of Brazilian Amphibians. **Conserv. Biol.**, v. 19, p. 653-658, 2005.

SOULÉ, M.E.; ALBERTS, A.C.; BOLGER, D.T. The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. **Oikos**, v. 63, p. 39-47, 1992.

STATSOFT. **STATISTICA**: data analysis software system, version 6. Tulsa: Statsoft Inc., 2001.

TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 69, p. 571– 573, 1993.

TOCHER, M.D.; GASCON, C.; ZIMMERMAN, B.L. Fragmentation effects on a central amazonian frog community: a ten year study. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD Jr., R. O. **Tropical Forests Remnant**: ecology, management, and conservation of fragmented communities. Chicago: University Chicago Press, 1997. p. 124-137.

VALLAN, D. Influence of Forest Fragmentation on Amphibian Diversity in the Nature Reserve of Ambohitantely, Highland Madagascar. **Biol. Conserv.**, v. 96, p. 31-43, 2000.

WILCOX, B.A.; MURPHY, D.D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **Am. Nat.**, v. 125, p. 879–87, 1985.

YOUNG, B.E.; STUART, S.N.; CHANSON, J.S.; COX, N.A.; BOUCHER, T.M. **Disappearing jewels**: The status of the New World Amphibians. Arlington, VA: Natureserve, 2004.

Apêndice 3A

Índices calculados para descrever a estrutura da paisagem em circunferências com 800 metros de raio ao redor de cada fragmento florestal amostrado.

Índice	Nome	Unid.	Descrição	Observação
^a ÁREA	Área do fragmento	ha	Área do fragmento amostrado	Considera somente o fragmento amostrado.
^a MATA%	Porcentagem de Mata	%	Proporção da paisagem coberta por mata	Representa a quantidade de hábitat disponível na paisagem.
^a AGUA%	Porcentagem de corpos d'água	%	Proporção da paisagem coberta por corpos d'água	Representa a quantidade de corpos d'água lânticos disponíveis na paisagem.
^a HS%	<i>Habitat split</i>	%	Porcentagem do comprimento total dos rios na paisagem que não estão sobrepostos com a mata	Quanto maior o índice maior é a vulnerabilidade das espécies florestais que necessitam atravessar porções de matriz para chegar ao sítio reprodutivo.
^b NP	Número de fragmentos (<i>Number of Patches</i>)	-	Contagem do número absoluto de fragmentos de mata presentes na paisagem	Não considera tamanho, distribuição ou densidade de fragmentos. Paisagens com maior número de fragmentos são indicativas de maior fragmentação.
^b TE	Total de borda (<i>Total Edge</i>)	m	Comprimento total de borda de mata obtido pela soma do perímetro de todos os fragmentos de mata presentes na paisagem	Quanto maior a quantidade de borda, mais recortada e fragmentada está a mata.
^b P/AREA_MN	Razão Perímetro/Área (<i>Perimeter-Area Ratio</i>)	-	Média do índice de perímetro (m)/área (m ²) de todos os fragmentos de mata na paisagem	Pode variar com o tamanho do fragmento. Geralmente, quanto maior o índice, os fragmentos apresentam formas menos regulares.
^b SHAPE_MN	Forma média (<i>Shape</i>)	-	Média do perímetro de cada fragmento dividido pelo perímetro mínimo possível para uma mancha compactada ao máximo, com a área correspondente.	Índice de configuração que não varia com o tamanho do fragmento. Valores iguais a 1 representam formas mais compactas e o índice aumenta ao infinito quanto mais irregular é a forma do fragmento.
^c DISTA	Distância ao corpo d'água	m	Distância em linha reta do ponto de amostragem ao corpo d'água mais próximo	Representa o isolamento reprodutivo em relação a corpos d'água lânticos e lóticos na paisagem.

(continua)

Apêndice 3A. (continuação)

Índice	Nome	Unid.	Descrição	Observação
^{c,a} ENN_MN	Distância euclidiana ao vizinho mais próximo (<i>Euclidean Nearest Neighbor</i>)	m	Média da distância em linha reta borda a borda de cada um dos fragmentos de mata ao seu vizinho mais próximo	Não considera o tamanho e distância a todos os fragmentos localizados na vizinhança do fragmento.
^c CLUMPY	Agregação/Dispersão (<i>Clumpiness</i>)	-	É o desvio da proporção de fragmentos de mata adjacentes que ocorrem em relação a adjacências esperadas em uma distribuição randômica.	Este índice se aproxima de -1 quando as manchas estão dispersas ao máximo, é igual a 0 quando as manchas estão distribuídas randomicamente e se aproxima de 1 quando as manchas estão agregadas ao máximo.
^c COHESION	Coesão (<i>Cohesion</i>)	-	Mede a conectividade física entre os fragmentos florestais.	Está relacionado a quantidade de mata remanescente. Quanto mais próximo de 0 a paisagem é menos conectada fisicamente, e o valor do índice aumenta quanto mais conectados estão os fragmentos.

(conclusão)

Legendas: a = métricas de composição da paisagem, b = métricas de configuração, c = métricas de isolamento ou conectividade.

Apêndice 3B

Correlações entre as variáveis sintéticas que representam as variações ambientais (PC1 e PC2) e as 12 variáveis da paisagem amostradas no raio de 800 metros ao redor de cada um dos fragmentos florestais amostrados em Tapiraí e Piedade, SP.

Os valores significativos em destaque ($p < 0,05$ e $r > 0,50$) foram utilizados na seleção do conjunto de variáveis que serão correlacionadas à riqueza e abundância de anfíbios anuros de serapilheira.

	PC1	PC2	Mata (%)	Água (%)	HS (%)	Dista	NP	TE	SHAPE	PARA	ENN	CLUMPY	COHESION	Área (ha)
PC1	1	0	0.10	-0.08	-0.27	0.24	0.06	0.30	0.27	-0.22	-0.20	-0.32	0.10	-0.38
PC2	0	1	0.29	0.01	-0.19	0.48	0.25	0.24	-0.09	0.06	-0.40	-0.08	0.19	0.27
Mata (%)	0.10	0.29	1	-0.26	-0.83	0.11	-0.45	0.42	0.18	0.17	-0.67	0.28	0.85	0.51
Água (%)	-0.08	0.01	-0.26	1	0.58	0.17	0.11	-0.36	-0.48	0.41	0.44	0.08	-0.16	-0.19
HS (%)	-0.27	-0.19	-0.83	0.58	1	-0.02	0.40	-0.44	-0.33	-0.07	0.53	-0.19	-0.76	-0.40
Dista	0.24	0.48	0.11	0.17	-0.02	1	0.36	0.15	-0.45	0.33	-0.26	-0.14	-0.06	0.06
NP	0.06	0.25	-0.45	0.11	0.40	0.36	1	0.34	-0.40	0.20	-0.07	-0.81	-0.72	-0.31
TE	0.30	0.24	0.42	-0.36	-0.44	0.15	0.34	1	0.37	0.01	-0.66	-0.67	0.16	-0.07
SHAPE	0.27	-0.09	0.18	-0.48	-0.33	-0.45	-0.4	0.37	1	-0.62	-0.21	-0.07	0.28	-0.20
PARA	-0.22	0.06	0.17	0.41	-0.07	0.33	0.20	0.01	-0.62	1	-0.02	0.09	0.16	0.32
ENN	-0.20	-0.40	-0.67	0.44	0.53	-0.26	-0.07	-0.66	-0.21	-0.02	1	0.18	-0.44	-0.16
CLUMPY	-0.32	-0.08	0.28	0.08	-0.19	-0.14	-0.81	-0.67	-0.07	0.09	0.18	1	0.57	0.50
COHESION	0.10	0.19	0.85	-0.16	-0.76	-0.06	-0.72	0.16	0.28	0.16	-0.44	0.57	1	0.48
Área (ha)	-0.38	0.27	0.51	-0.19	-0.40	0.06	-0.31	-0.07	-0.20	0.32	-0.16	0.50	0.48	1

Conclusões Gerais

- As áreas de mata contínua e fragmentos florestais dos municípios de Tapiraí e Piedade apresentam elevada riqueza de espécies de anfíbios e répteis, mesmo expostas à intensa pressão com a ocupação humana e uso da terra para diversas finalidades;
- A paisagem fragmentada de Tapiraí e Piedade não abriga a totalidade de espécies registrada para áreas de mata contínua adjacente, apesar de ainda manter elevada diversidade de anfíbios e lagartos de serapilheira;
- O Parque Estadual do Jurupará e seu entorno imediato constituem grandes extensões de floresta contínua que apresentam grande importância para a manutenção da diversidade de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira na região;
- A fauna de anfíbios e répteis encontrada na região é típica de Floresta Atlântica Ombrófila Densa, podendo apresentar sobreposição de espécies associadas a fisionomias mais secas do interior do estado;
- A composição de espécies nos fragmentos e mata contínua relaciona-se à complexidade estrutural da vegetação e disponibilidade de microambientes;
- A distribuição e composição de espécies de anfíbios e lagartos de serapilheira devem ser decorrentes da interação entre distância geográfica, alterações no microambiente, estrutura da vegetação, e fragmentação florestal;
- A influência de características ambientais e de estrutura da paisagem sobre a herpetofauna é espécie-específica e reflete a história natural de cada espécie;
- A perda de habitat e fragmentação florestal nos municípios de Tapiraí e Piedade exerce efeitos negativos sobre algumas espécies de anfíbios anuros de serapilheira e conseqüentemente sobre a diversidade local;
- Espécies de anuros com hábitos florestais e reprodução associada a ambientes aquáticos são mais sensíveis, espécies com reprodução associada a ambientes terrestres parecem não ser afetadas, e espécies típicas de áreas abertas parecem ser beneficiadas com os efeitos da fragmentação florestal;

- Fragmentos maiores e menos isolados geograficamente são capazes de manter maior riqueza de espécies de anfíbios e comunidades mais diversas;
- Além da área do fragmento, outros aspectos de configuração, como o isolamento entre os remanescentes, são características muito importantes a serem consideradas em medidas de conservação na região.

Referências Bibliográficas*

* **De acordo com:**
ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6023:** Informação e documentação: referências: elaboração. Rio de Janeiro, 2002.

AB'SABER, A.N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.

AB'SABER, A.N. Os domínios morfoclimáticos da América do Sul, primeira aproximação. **Geomorfologia**, v. 52, p. 1-21, 1977.

ALFORD, R.A.; RICHARDS, S.J. Global Amphibian Declines: a problem in applied ecology. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v. 30, p. 133-165, 1999.

ALMEIDA-SANTOS, S.M.; GERMANO, V.J. *Crotalus durissus* (Neotropical Rattlesnake). Prey. **Herpetol. Rev.**, v. 27, n. 3, p. 255-255, 1996.

ALMEIDA-SANTOS, S.M.; ORSI, A.M. Ciclo reprodutivo de *Crotalus durissus* e *Bothrops jararaca* (Serpentes Viperidae): morfologia e função dos ovidutos. **Rev. Bras. Reprod. Anim.**, v. 26, p.109-112, 2002.

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, n. 3, p.355-366, 1994.

ANDRÉN, H. Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. **Oikos**, v. 80, n. 1, p. 193-196, 1997.

ARGOLO, S.; JORGE, A. Geographic distribution. *Xenodon newwiedii*. **Herpetol. Rev.**, v.30, n. 1, p. 56, 1999.

BALDISSERA, F.A.; CARAMASCHI, U.; HADDAD, C.F.B. Review of the *Bufo crucifer* species group, with descriptions of two new related species (Amphibia, Anura, Bufonidae). **Arq. Mus. Nac.**, v. 62, p. 255-282, 2004.

BASTAZINI, C.V.; MUNDURUCA, J.F.V.; ROCHA, P.L.B.; NAPOLI, M. Which environmental variables better explain changes in anuran community composition? A case study in the restinga of Mata de São João, Bahia, Brazil. **Herpetologica**, v. 63, n. 4, p. 459-471, 2007.

BASTOS, R.P.; HADDAD, C.F.B. Atividade reprodutiva de *Scinax rizibilis* (Bokermann) (Anura, Hylidae) na Floresta Atlântica, sudeste do Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 16, p. 409-421, 1999.

BASTOS, R.P.; MOTTA, J.A.O.; LIMA, L.P.; GUIMARÃES, L.D. **Anfíbios da Floresta Nacional de Silvânia, estado de Goiás**. Goiânia: Stylo Gráfica e Editora, 2003.

BASTOS, R.P.; POMBAL Jr., J.P. New species of *Crossodactylus* (Anura:Leptodactylidae) from the Atlantic rain forest of southeastern Brazil. **Copeia**, v. 1995, p. 436-439, 1995.

BECKER, C.G. **Desconexão de habitats e o declínio mundial dos anfíbios**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

BECKER, C.G.; FONSECA, C.R.; HADDAD, C.F.B.; BATISTA, R.F.; PRADO, P.I. Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. **Science**, v. 5857, n. 318, p. 1775-1777, 2007.

BEEBEE, T.J.C.; GRIFFITHS, R.A. The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology? **Biol. Conserv.**, v. 125, p. 271–285, 2005.

BENDER, D.J.; CONTRERAS, T.A.; FAHRIG, L. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. **Ecology**, v. 79, n. 2, p.517-533, 1998.

BERGALLO, H.G.; MAGNUSSON, W.E. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. **J. Mammal.**, v. 80, n. 2, p. 472-486, 1999.

BERTOLUCCI, J.A. Anfíbios Anuros. In: LEONEL, C. **Intervalos / Fundação para Conservação e Produção Florestal do Estado de São Paulo**. São Paulo: A Fundação Florestal, 2001. p.159-167.

BERTOLUCI, J.; BRASSALOTI, R.A.; JÚNIOR, J.W.R.; VILELA, V.M.F.N.; SAWAKUCHI, H.O. Species composition and similarities among anuran assemblages of forest sites in southeastern Brazil. **Sci. Agric.**, v. 64, n. 4, p. 364-374, 2007.

BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M.T. Utilização de habitats reprodutivos e micro-habitats de vocalização em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. **Pap. Avul. Zool.**, v. 42, n. 11, p. 287-297, 2002.

BIZERRA, A.; MARQUES, O.A.V.; SAZIMA, I. Reproduction and feeding of the colubrid snake *Tomodon dorsatus* from south-eastern Brazil. **Amphibia-Reptilia**, v. 26, n. 1, p. 33-38, 2005.

BOKERMANN, W.C.A. Observações sobre "Hyla pardalis" Spix (Anura, Hylidae). **Rev. Bras. Biol.**, v. 28, p. 1-5, 1968.

BRASIL. Decreto Federal nº 750, de 10 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília, DF, 1993a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/D750.htm>. Acesso em: 06 set. 2008.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº10, de 1 de outubro de 1993. Brasília, DF, 1993b. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res93/res1093.html>>. Acesso em: 28 dez. 2007.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. Brasília, DF, 1965. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L4771.htm>. Acesso em: 06 set. 2008.

BROOKS, T.M.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A.; RYLANDS, A.B.; KONSTANT, W.R.; FLICK, P.; PILGRIM, J.; OLDFIELD, S.; MAGIN, G.; TAYLOR, C.H. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conserv. Biol.**, v. 16, p. 909–923, 2002.

BROWN, G.W. The influence of habitat disturbance on reptiles in a box-ironbark eucalypt forest of southeastern Australia. **Biodivers. Conserv.**, v.10, p. 161–76, 2001.

BUENO, A.A. **Pequenos mamíferos da Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista:** uma avaliação da ameaça de extinção e da resposta a alterações no contexto e tamanho dos remanescentes. Tese (Doutorado em Zoologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

CADLE, J.E.; GREENE, H.W. Phylogenetic patterns, biogeography, and the ecological structure of neo-tropical snake assemblages. In: RICKLEFS, R.E.; SCHLUTER, D. **Species diversity in ecological communities:** historical and geographic perspectives. Illinois: University of Chicago Press, 1993. p. 281-293.

CAMPBELL, J.A.; LAMAR, W.W. **The Venomous Reptiles of Latin America.** London: Ithaca, 1989.

CARDOSO, J.L.C.; WEN, F.H.; FRANÇA, F.O.S.; MALAQUE, C.M.S.; HADDAD Jr., V. **Animais peçonhentos no Brasil:** biologia, clínica e terapêutica dos acidentes. São Paulo: Sarvier, 2003.

CARNAVAL, A.C.O.Q.; PUSCHENDORF, R.; PEIXOTO, O.L.; VERDADE, V.K.; RODRIGUES, M.T. Amphibian chytrid fungus broadly distributed in the Brazilian Atlantic Rain Forest. **EcoHealth**, v. 3, p. 41-48, 2006.

CARNEIRO, C.D.R.; BISTRICHI, C.A.; PONÇANO, W.L.; ALMEIDA, M.A. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo.** São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas, 1981.

CARVALHO, A.L. Notas sobre os hábitos de "*Dendrophryniscus brevipollicatus*" Espada (Amphibia, Anura). **Rev. Bras. Biol.**, v. 9, p. 223-227, 1949.

CECHIN, S.Z.; MARTINS, M. Eficiência de armadilhas de queda (Pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 17, n. 3, p. 729-749, 2000.

CELSI, C.E.; MONSERRAT, A.L.; KACOLIRIS, F.P. Reptilia, Colubridae, *Philodryas aestivus*: Distribution extension. **Check List**, v. 4, n. 1, p. 12-14, 2008.

CENTENO, F.C.; SAWAYA, R.J.; MARQUES, O.A.V. Snake assemblage of Ilha de São Sebastião, southeastern Brazil: comparison to mainland. **Biota Neotrop.**, v. 8, n. 3, 2008. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn00608032008>>. Acesso em: 28 out. 2008.

CHAPARRO, R.C.; PRAMUK, J.B.; GLUESENKAMP, A.G. A new species of arboreal *Rhinella* (Anura: Bufonidae) from cloud forest of southeastern Peru. **Herpetologica**, v. 63, n. 2, p. 203-212, 2007.

CICCHI, P.J.P.; DE SENA, M.A.; PECCININI-SEALE, D.M.; DUARTE, M.R. Serpentes das ilhas costeiras do Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. **Biota Neotrop.**, v. 7, n. 2, 2007. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn03907022007>>. Acesso em: 14 jun. 2008.

COLWELL, R.K. **EstimateS**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, Version 7. Robert K. Colwell, 2004. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Acesso em: 10 dez. 2007.

CONNOR, E.F.; COURTNEY, A.C.; YODER, J.M. Individuals-area relationships: the relationship between animal population density and area. **Ecology**, v. 81, n. 3, p. 734-748, 2000.

CORN, P.S. Straight-line Drift Fences and Pitfall Traps. In: HEYER, W.R; DONNELLY, M.A.; Mc DIARMID, R.W.; HAYEK, L.C.; FOSTER, M.S. **Measuring and Monitoring Biological Diversity, Standard Methods for Amphibians**. Washington; London: Smithsonian Institution Press, 1994. p. 109-117.

CRUMP, M.L; SCOTT Jr., N.J. Standart techniques for inventory and monitoring, Visual Encounter Surveys. In: HEYER, W.R; DONNELLY, M.A.; Mc DIARMID, R.W.; HAYEK, L.C.; FOSTER, M.S. **Measuring and Monitoring Biological Diversity, Standard Methods for Amphibians**. Washington; London: Smithsonian Institution Press, 1994. p. 84-92.

CRUZ, C.A.G.; FEIO, R.N. Endemismos em anfíbios em áreas de altitude na Mata Atlântica no sudeste do Brasil. In: NASCIMENTO, L.B.; OLIVEIRA, M.E. **Herpetologia no Brasil II**. Belo Horizonte: Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2006. p. 117-126.

CRUZ, C.A.G; CARAMASCHI, U.; IZECKSOHN, E. The genus *Chiasmocleis* Méhely, 1904 (Anura, Microhylidae) in the Atlantic Rainforest of Brazil, with description of three new species. **Alytes**, v. 15, p. 49-71, 1997.

CULLEN, L.; BODMER, R.E.; PADUA, C.V. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forest, Brazil. **Biol. Conserv.**, v. 95, p. 49-56, 2000.

CUSHMAN, S.A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. **Biol. Conserv.**, v. 128, p. 231-240, 2006.

DE WALT, S.J.; MALIAKAL, S.K.; DENSLOW, J.S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. **Forest Ecol. Manag.**, v. 182, p. 139-151, 2003.

DEIQUES, C.H.; STAHNKE, L.F.; REINKE, M.; SCHMITT, P. **Anfíbios e Répteis do Parque Nacional de Aparados da Serra, Rio Grande do Sul, Santa Catarina - Brasil**: Guia Ilustrado. Pelotas: Editora USEB, 2007.

DIXO, M. **Diversidade de sapos e lagartos de serapilheira numa paisagem fragmentada do Planalto Atlântico de São Paulo**. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

DIXO, M. **Efeito da fragmentação da Floresta sobre a comunidade de sapos e lagartos de serapilheira no sul da Bahia**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

DIXO, M.; MARTINS, M. Are leaf-litter frogs and lizards affected by edge effects due to forest fragmentation in Brazilian Atlantic forest? **J. Trop. Ecol.**, v. 24, p. 551-554, 2008.

- DIXO, M.; METZGER, J.P. Are corridors, fragment size and forest structure important for the conservation of leaf-litter lizards in a fragmented landscape? **Oryx**, 2008. In press.
- DIXO, M.; VERDADE, V.K. Herpetofauna de serapilheira da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia (SP). **Biota Neotrop.**, v. 6, n. 2, 2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00706022006>>. Acesso em: 28 jan. 2008.
- DIXON, J.R.; WUEST, J.A.; CEI, J.M. Revision of the tropical snake *Chironius* Fitzinger (Serpentes, Colubridae). **Mus. Reg. Sci. Natur. Monogr.**, v. XII, p. 1-279, 1993.
- DONNELLY, M.A.; CRUMP, M.C. Potencial effects of climate change in two neotropical amphibian assemblages. **Climatic Change**, v. 39, p. 541-561, 1998.
- DONNELLY, M.A.; GUYER, C.; JUTERBOCK, J.E.; ALFORD, R.A. 1994. Techniques for Marking Amphibians. In: HEYER, W.R.; DONNELLY, M.A.; Mc DIARMID, R.W.; HAYEK, L.C.; FOSTER, M.S. **Measuring and Monitoring Biological Diversity, Standard Methods for Amphibians**. Washington; London: Smithsonian Institution Press, 1994. p. 276-284.
- DRISCOLL, D.A. Extinction and outbreaks accompany fragmentation of a reptile community. **Ecol. Appl.**, v. 14, p. 220-240, 2004.
- DUELLMAN, W.E. Frogs of the *Hyla geographica* group. **Copeia**, v. 1973, p. 515-533, 1973.
- DUELLMAN, W.E.; GRAY, P. Developmental biology and systematics of the Egg-brooding hylid frogs, genera *Flectonotus* and *Fritziana*. **Herpetologica**, v. 39, n. 4, p. 333-359, 1983.
- DUELLMAN, W.E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1994.
- ESRI. **ArcGIS Desktop version 9.2 ArcInfo™**. United States of America: ESRI, 2006.
- ETEROVICK, P.C.; CARNAVAL, A.C.O.Q.; BORJES-NOJOSA, D.M.; SILVANO, D.L.; SEGALLA, M.V.; SAZIMA, I. Amphibian declines in Brazil: An overview. **Biotropica**, v. 37, n. 2, p. 166-179, 2005.
- ETEROVICK, P.C.; SAZIMA, I. **Anfíbios da Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil**. Belo Horizonte: Editora PUC Minas, 2004.
- EWERS, R.M.; DIDHAM, R.K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biol. Rev.**, v. 81, n. 1, p. 117-142, 2006.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 34, p. 487-515, 2003.
- FAIVOVICH, J.; HADDAD, C.F.B.; GARCIA, P.A.; FROST, D.R.; CAMPBELL, J.A.; WHEELER, W.C. Systematic review of the frog family Hylidae, with special reference to

Hylineae: phylogenetic analysis and taxonomic revision. **B. Am. Mus. Nat. Hist.**, v. 294, p. 1-240, 2005.

FARIA, D.; PACIÊNCIA, M.L.B.; DIXO, M.; LAPS, R.R.; BAUMGARTEN, J. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. **Biodivers. Conserv.**, v.16, p. 2335-2357, 2007.

FAUTH, J.E.; CROTHER, B.I.; SLOWINSKI, J.B. Elavational patterns of species richness, eveness and abundance of the Costa Rican leaf-litter herpetofauna. **Biotropica**, v. 21, p. 178-185, 1989.

FERNANDES, D.S.; PASSOS, P.; FRANCO, F.L.; GERMANO, V.J. *Liophis atraventer* Dixon and Thomas 1985 (Serpentes: Colubridae) new localities, pholidosis variation, and notes on natural history. **Herpetol. Rev.**, v. 34, n. 4, p. 317-320, 2003.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecol. Biogeogr.**, v. 6, n. 3, p. 265-280, 2007.

FONSECA, G.A.B. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. **Biol. Conserv.**, v. 34, p. 17-34, 1985.

FRANÇA, F.G.R.; MESQUITA, D.O.; NOGUEIRA, C.C.; ARAÚJO, A.F.B. Phylogeny and Ecology Determine Morphological Structure in a Snake Assemblage in the Central Brazilian Cerrado. **Copeia**, v. 2008, n. 1, p. 23-38, 2008.

FRANCO, F.L.; FERREIRA, T.G. Descrição de uma nova espécie de *Thamnodynastes* Wagler, 1830 (Serpentes, Colubridae) do nordeste brasileiro, com comentários sobre o gênero. **Phyllomedusa**, v. 1, n. 2, p. 57-74, 2003a.

FRANCO, F.L.; FERREIRA, T.G. Ocorrência de *Thamnodynastes strigatus* (Serpentes, Colubridae) no Escudo das Guianas, estados do Pará e Roraima, Brasil. **Phyllomedusa**, v. 2, n. 2, p. 117-120, 2003b.

FRAZER, G.W.; CANHAM, C.D.; LERTZMAN, K.P. **Gap Light Analyzer (GLA):** Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-color fisheye photographs, users manual and program documentation. New York: British Columbia and the Institute of Ecosystem Studies, Simon Fraser University, 1999.

FREIRE, M.E.X. **Composição, Taxonomia, Diversidade e Considerações Zoogeográficas sobre a fauna de lagartos e serpentes de remanescentes da Mata Atlântica do Estado de Alagoas, Brasil.** Tese (Doutorado em Zoologia) - Museu Nacional, Rio de Janeiro, 2001.

FROST, D.R. **Amphibian Species of the World:** an Online Reference, Version 5.2 (15 July 2008). New York: American Museum of Natural History, 2008. Disponível em: <<http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.php>>. Acesso em: 22 jul. 2008.

FROST, D.R.; GRANT, T.; FAIVOVICH, J.; BAIN, R.H.; HAAS, A.; HADDAD, C.F.B.; DE SÁ, R.O.; HANNING, A.; WILKINSON, M.; DONNELLAN, S.C.; RAXWORTHY, C.J.; CAMPBELL, J.A.; BLOTTO, B.L.; MOLER, P.; DREWES, R.C.; NUSSBAUM, R.A.;

LYNCH, J.D.; GREEN, D.M.; WHEELER, W.C. The amphibian tree of life. **B. Am. Mus. Nat. Hist.**, v. 297, p. 1–370, 2006.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 2000-2005**. São Paulo: SOS Mata Atlântica, 2006.

GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; PERES, C.A. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. **Biol. Conserv.**, v. 138, p. 166-179, 2007.

GASCON, C. Population and community level analyses of species occurrences of central amazonian rainforest tadpoles. **Ecology**, v. 72, p. 1731-1746, 1991.

GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD, R.O.; MALCOLM, J.R.; STOUFFER, P.C.; VASCONCELOS, H.L.; LAURANCE, W.F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biol. Conserv.**, v. 91, n. 2-3, p. 223-229, 1999.

GIARETTA, A.A.; FACURE, K.G.; SAWAYA, R.J.; MEYER, J.H.M.; CHEMIN, N. Diversity and abundance of litter frogs in a montane forest of southeastern Brazil: seasonal and altitudinal changes. **Biotropica**, v. 31, p. 669-674, 1999.

GIARETTA, A.A.; SAWAYA, R.J.; MACHADO, G.; ARAÚJO, M.S.; FACURE, K.G.; MEDEIROS, H.F.; NUNES, R. Diversity and abundance of litter frogs at altitudinal sites at Serra do Japi, Southeastern Brazil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 14, p. 341–346, 1997.

GIBBONS, J.W.; SCOTT, D.E.; RYAN, T.J.; BUHLMANN, K.A.; TUBERVILLE, T.D.; METTS, B.S.; GREENE, J.L.; MILLS, T.; LEIDEN, Y.; POPPY, S.; WINNE, C.T. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. **BioScience**, v. 50, p. 553-556, 2000.

GIBBS, J.P. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. **Landscape Ecol.**, v. 13, p. 263–268, 1998.

GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecol. Lett.**, v. 4, p. 379-391, 2001.

GOTELLI, N.J.; ENTSMINGER, G.L. **EcoSim**: Null models software for ecology, Version 7.0. Jericho: Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear, 2001.

GOWER, D.J.; WILKINSON, M. Conservation biology of caecilian amphibians. **Conserv. Biol.**, v. 19, n. 1, p. 45-55, 2005.

GRANT, T.; FROST, D.R.; CALDWELL, J.P.; GAGLIARDO, R.; HADDAD, C.F.B.; KOK, P.J.R.; MEANS, B.D.; NOONAN, B.P.; SCHARGEL, W.; WHEELER, W.C. Phylogenetic systematics of dart-poison frogs and their relatives (Amphibia: Athesphatanura: Dendrobatoidea). **B. Am. Mus. Nat. Hist.**, v. 299, p. 1-262, 2006.

HADDAD, C.F.B. Biodiversidade dos anfíbios no Estado de São Paulo. In: CASTRO, R.M.C. **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil**: síntese do conhecimento ao final do século XX. São Paulo: Editora Fapesp, v. 6, 1998. p.17-26.

HADDAD, C.F.B.; HÖDL, W. New reproductive mode in anurans: bubble nest in *Chiasmocleis leucosticta* (Microhylidae). **Copeia**, v. 1997, p.585-588, 1997.

HADDAD, C.F.B.; PRADO, C.P.A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **BioScience**, v. 55, n. 3, p. 207-217, 2005.

HADDAD, C.F.B.; SAWAYA, R.J. Reproductive modes of atlantic forest hylid frogs: a general overview and the description of a new mode. **Biotropica**, v. 32, p. 862-871, 2000.

HADDAD, C.F.B.; SAZIMA, I. Anfíbios Anuros da Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. **História natural da Serra do Japi**: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil. Campinas: Editora da Unicamp/FAPESP, 1992. p. 188 211.

HADDAD, C.F.B.; TOLEDO, L.F.; PRADO, C.P.A. **Anfíbios da Mata Atlântica**: guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica. São Paulo: Editora Neotropica, 2008.

HAGER, H.A. Area-sensitivity of reptiles and amphibians: are there indicator species for habitat fragmentation? **Ecoscience**, v. 5, p. 139–147, 1998.

HANSKI, I.; GILPIN, M. **Metapopulation Biology**: ecology, genetics and evolution. San Diego: Academic Press, 1997.

HARRISON, S.; BRUNA, E. Habitat fragmentation and large-scale conservation: What do we know for sure? **Ecography**, v. 22, p. 225–232, 1999.

HARTMANN, M.T. **Biologia reprodutiva de uma comunidade de anuros (Amphibia) na Mata Atlântica (Picinguaba, Ubatuba, SP)**. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2004.

HARTMANN, P.A. **História natural e ecologia de duas taxocenoses de serpentes na Mata Atlântica**. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2005.

HARTMANN, P.A.; MARQUES, O.A.V. Diet and habitat use of two sympatric species of *Philodryas* (Colubridae), in south Brazil. **Amphibia-Reptilia**, v. 26, p. 25-31, 2005.

HEDGES, S.B.; DUELLMAN, W.E.; HEINICKE, M.P. New World direct-developing frogs (Anura: Terrarana): Molecular phylogeny, classification, biogeography, and conservation. **Zootaxa**, v. 1737, p. 1-182, 2008.

HEINICKE, M.P.; DUELLMAN, W.E.; HEDGES, S.B. Major Caribbean and Central American frog faunas originated by ancient oceanic dispersal. **P. Natl. Acad. Sci. USA**, v. 104, p. 10092-10097, 2007.

HENLE, K.; DAVIES, K.F.; KLEYER, M.; MARGULES, C.; SETTELE, J. Predictors of species sensitivity to fragmentation. **Biodivers. Conserv.**, v. 13, n. 1, p. 207-251, 2004.

HEYER, W.R. Taxonomic and natural history notes on frogs of the genus *Centrolenella* (Amphibia: Centrolenidae) from southeastern Brasil and adjacent Argentina. **Pap. Avul. Zool.**, v. 36, p. 1-21, 1985.

HEYER, W.R.; RAND, A.S.; CRUZ, C.A.G.; PEIXOTO, O.L.; NELSON, C.E. Frogs of Boracéia. **Arq. Zool. São Paulo**, v. 31, p. 231-410, 1990.

HOMAN, R.N.; WINDMILLER, B.S.; REED, M. Critical thresholds associated with habitat loss for two vernal pool-breeding amphibians. **Ecol. Appl.**, v. 14, n. 5, p. 1547–1553, 2004.

IBAMA. **Lista de espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção**: Anexo à Instrução Normativa N° 3, de 27 de maio de 2003 do Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF, 2003. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/index.cfm>>. Acesso em: 18 fev. 2008.

IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species**. United Kingdom: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 2008. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 05 nov. 2008.

IUCN; CONSERVATION INTERNATIONAL; NATURE SERVE. **Global Amphibian Assessment**. Washington: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Conservation International and Nature Serve, 2006. Disponível em: <<http://www.globalamphibians.org>>. Acesso em: 28 fev. 2008.

IZECKSOHN, E.; CARVALHO-E-SILVA, S.P. **Anfíbios do município do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Editora UFRJ, 2001.

IZECKSOHN, E.; JIM, J. Observações sobre o desenvolvimento e os hábitos de *Myersiella subnigra* (Miranda-Ribeiro) (Amphibia, Anura, Microhylidae). **Arq. Mus. Nac.**, v. 54, p. 69-73, 1971.

JACKSON, J.F. Differentiation in the genera *Enyalius* and *Strobilurus* (Iguanidae): Implications for Pleistocene climatic changes in eastern Brazil. **Arq. Zool. São Paulo**, v. 30, p. 1-79, 1978.

JELLINEK, S.; DRISCOLL, D.A.; KIRKPATRIK, J.B. Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. **Austral Ecol.**, v. 29, p. 294-304, 2004.

KAPLAN, M. Histology of the anteroventral part of the breast-shoulder apparatus of *Brachycephalus ephippium* (Brachycephalidae) with comments on the validity of the genus *Psyllophryne* (Brachycephalidae). **Amphibia-Reptilia**, v. 23, n. 2, p. 225-227, 2002.

KICHENER, D.J.; CHAPMAN, A.D.; DELL, J.; MUIR, B.G. Lizard assemblage and reserve size and structure in western Australian wheatbelt - some implications for conservation. **Biol. Conserv.**, v.17, p. 25-62, 1980.

KÖPPEN, W. **Climatologia**: con un estudio de los climas de la terra. México: Fondo de Cultura Económica, 1948.

KOVACH, W.L. **MVSP**: A Multivariate Statistical Pack-age for windows, ver. 3.1. Wales, Penraeth: Kovach Computing services, 1999.

KREBS, C.J. **Ecological Methodology**. 2 ed. New York: Harper and Row Publishers, 2000.

KWET, A.; DI-BERNARDO, M. **Pró-Mata, Anfíbios**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 1999.

LAPORTA-FERREIRA, I.L.; SALOMÃO, M.G.; SAWAYA, P. Biologia de *Sibynomorphus* (Colubridae: Dipsadinae) - Reprodução e hábitos alimentares. **Rev. Bras. Biol.**, v. 46, p. 793-799, 1986.

LAURANCE, W.F. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biol. Conserv.**, v. 141, p. 1731-1744, 2008.

LAURANCE, W.F.; COCHRANE, M.A. Synergistic effects in fragmented landscapes. **Conserv. Biol.**, v. 15, p. 1488-1489, 2001.

LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, H.L.; BRUNA, E.M.; DIDHAM, R.K.; STOUFFER, P.C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.O.; LAURANCE, S.G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conserv. Biol.**, v. 13, n. 3, p. 605-618, 2002.

LEMA, T.; FERREIRA, M.T.S. Contribuição ao conhecimento dos Testudines do Rio Grande do Sul (Brasil) - Lista sistemática comentada (Reptilia). **Acta Biol. Leopold.**, v. 12, n.1, p. 125-164, 1990.

LEWINSOHN, T.M.; PRADO, P.I. Quantas espécies há no Brasil? In: CONSERVATION INTERNATIONAL. **Megadiversidade**. Belo Horizonte: Conservation International, 2005. v.1, n.1, p. 36-42.

LIEBERMAN, S.S. Ecology of the leaf-litter herpetofauna of a neotropical rain forest. **Acta Zool. Mex.**, v. 15, p.1-72, 1986

LOSOS, J.; SCHLUTER, D. Analysis of an evolutionary species-area relationship. **Nature**, v. 408, p. 847-850, 2000.

LYNN, W.G.; LUTZ, B. The development of *Eleutherodactylus guentheri* (Steindachner, 1864). **Bol. Mus. Nac.**, v. 71, n. 1-46, 1946.

MacARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MALCOLM, J.R. Forest structure and the abundance and diversity of Neotropical small mammals. In: LOWMAN, M.D.; NADKARNI, N.M. **Forest Canopies**. San Diego: Academic Press, 1995. p 179-197.

MARQUES, O.A.V. **Composição faunística, história natural e ecologia de serpentes da Mata Atlântica na Estação Ecológica de Juréia-Itatins, São Paulo, SP**. Tese (Doutorado em Zoologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998.

MARQUES, O.A.V. **História Natural de *Micrurus corallinus* (Serpentes, Elapidae)**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1992.

MARQUES, O.A.V. Natural History of the coral snake *Micrurus decoratus* (Elapidae) from the Atlantic Forest in Southeast Brazil, with comments on possible mimicry. **Amphibia-Reptilia**, v. 22, p. 228-232, 2002.

MARQUES, O.A.V.; ABE, A.S.; MARTINS, M. Estudo diagnóstico da diversidade de répteis do Estado de São Paulo. In: CASTRO, R.M.C. **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX**. São Paulo: Editora Fapesp, 1998. v. 6, p. 27-38.

MARQUES, O.A.V.; ETEROVIC, A.; SAZIMA, I. **Snakes of the Brazilian Atlantic Forest: an illustrated field guide for the Serra do Mar range**. Ribeirão Preto: Editora Holos, 2004.

MARQUES, O.A.V.; ETEROVICK, A.; SAZIMA, I. **Serpentes da Mata Atlântica. Guia Ilustrado para a Serra do Mar**. Ribeirão Preto: Editora Holos, 2001.

MARQUES, O.A.V.; PUORTO, G. Coloration patterns distribution and possible mimicry in *Erythrolamprus aesculapii* (Serpentes: Colubridae). **Mem. Inst. Butantan**, v. 53, n. 1, p.127-134, 1991.

MARQUES, O.A.V.; PUORTO, G. Dieta e comportamento alimentar de *Erythrolamprus aesculapii*, uma serpente ofiófaga. **Rev. Bras. Biol.**, v. 54, p. 253-259, 1994.

MARQUES, O.A.V.; SAZIMA, I. História Natural dos répteis da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. **Estação Ecológica Juréia-Itatins. Ambiente Físico, Flora e Fauna**. Ribeirão Preto: Editora Holos, 2004. p.257-277.

MARQUES, O.A.V.; SAZIMA, I. Diet and feeding behavior of the coral snake, *Micrurus corallinus* from the Atlantic forest of Brazil. **Herpetol. Nat. Hist.**, v. 5, p. 88-91, 1997.

MARSH, D.M.; PEARMAN, P.B. Effects of habitat fragmentation on the abundance of two species of Leptodactylidae frogs in a Andean montane forest. **Conserv. Biol.**, v. 11, p. 1323-1328, 1997.

MARTINO, A.L.; SALAS, N.E.; DI TADA, I.E. Geographic distribution of *Odontophrynus americanus*. **Herpetol. Rev.**, v. 30, p. 50, 1999.

MARTINS, M.; HADDAD, C.F.B. Vocalizations and reproductive behaviour in the smith frog, *Hyla faber* Wied (Amphibia: Hylidae). **Amphibia-Reptilia**, v. 9, p. 49-60, 1988.

MARTINS, M.; MARQUES, O.A.V.; SAZIMA, I. Ecological and Phylogenetics Correlates of Feeding Habits in Neotropical Pitvipers of the Genus *Bothrops*. In: SHUETT, G.W.; HOGGREN, M.; DOUGLAS, M.E. **Biology of the Vipers**. Utah: Eagle Mountain Publishing, 2002. p.307-328.

MARTINS, M.; OLIVEIRA, M.E. Natural history of snakes in forests of the Manaus region, Central Amazonia, Brazil. **Herpetol. Nat. Hist.**, v. 6, n. 2, p. 78-150, 1999.

McCUNE, B.; MEFFORD, M.J. **Pc-Ord for Windows**: Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4.25. Oregon: MjM Software, 1999.

McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation. **Ecol. Appl.**, v. 12, n. 2, p. 335-345, 2002.

McGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **FRAGSTAT**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. United States of America: U.S. Forest Service General Technical Report PNW, 1995.

McGARIGAL, K.; McCOMB, W.C. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. **Ecol. Monogr.**, v. 65, p. 235-260, 1995.

MELO, A.S.; PEREIRA, A.S.; SANTOS, A.J.; SHEPERD, G.J.; MACHADO, G.; MEDEIROS, H.F.; SAWAYA, R.J. Comparing species richness among assemblages using sample units: Why not use extrapolation methods to standardize different sample sizes?. **Oikos**, v. 101, p. 398-410, 2003.

METZGER, J.P. Estrutura da Paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **An. Acad. Bras. Cienc.**, v. 71, p. 445-463, 1999.

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotrop.**, v. 1, n.1-2, 2001. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/fullpaper?bn00701122001+pt>>. Acesso em: 24 jun. 2008.

METZGER, J.P.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L.R.; RIBEIRO, M.C.; PAESE, A.; DALL'AGLIO-HOLVORCEM, C.; PAGLIA, A.; SUGIEDA, A.; NALON, M.; IVANAUSKAS, N.; RODRIGUES, R. Procedimentos metodológicos. In: RODRIGUES, R.R.; JOLY, C.A.; DE BRITO, M.C.W.; PAESE, A.; METZGER, J.P.; CASATTI, L.; NALON, M.A.; MENEZES, M.; IVANAUSKAS, N.M.; BOLZANI, V.; BONONI, V.L.R. **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica/FAPESP, 2008. p. 58-69.

METZGER, J.P.; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: a hypothesis in conservation biology at the landscape level. **Acta Oecol.**, v. 18, n. 1, p. 1-12, 1997.

MITTERMEIER, R.E.; DA FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; BRANDON, K. A Brief History of Biodiversity Conservation in Brazil. **Conserv. Biol.**, v. 19, n. 3, p. 601-607, 2005.

MORAES, R.A. de; SAWAYA, R.J.; BARRELA, W. Composição e diversidade de anfíbios anuros em dois ambientes de Mata Atlântica no Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotrop.**, v. 7, n. 2, 2007. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn00307022007>>. Acesso em: 21 abr. 2008.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: the brazilian atlantic forest. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p 786-792, 2000.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NALON, M.; MATTOS, I.F.A.; CÔRREA-FRANCO, G.A.D. Meio físico e aspectos da fragmentação da vegetação. In: RODRIGUES, R.R.; JOLY, C.A.; DE BRITO, M.C.W.; PAESE, A.; METZGER, J.P.; CASATTI, L.; NALON, M.A.; MENEZES, M.; IVANAUSKAS, N.M.; BOLZANI, V.; BONONI, V.L.R. **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica/FAPESP, 2008. p. 16-21.

NAPOLI, M.F. A new species allied to *Hyla circumdata* (Anura: Hylidae) from Serra da Mantiqueira, southeastern Brazil. **Herpetologica**, v. 61, p. 63-69, 2005.

NEY-NIFLE, N.; MANGEL, M. Habitat loss and changes in the species–area relationship. **Conserv. Biol.**, v. 14, p. 893–898, 2000.

NOGUEIRA, C. **Diversidade e padrões de distribuição da fauna de lagartos do Cerrado**. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

OLIVEIRA, S.H. **Diversidade de anuros de serapilheira em fragmentos de floresta atlântica e plantios de *Eucalyptus saligna* no município de Pilar do Sul, São Paulo**. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2004.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of Floristic Differentiation Among Atlantic Forests in Southeastern Brasil and the Influence of Climate. **Biotropica**, v. 32, p. 793-810, 2000.

PEARMAN, P.B. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. **Conserv. Biol.**, v. 11, p. 1211-1225, 1997.

PERRONI, L.P.G.; TRAVAGLIA-CARDOSO, S.R. *Phyllodrias patagoniensis* (Parelheira): venomous snake a (crotalid) as a prey. Natural History Notes. **Herpetol. Bull.**, v. 101, p. 37-39, 2007.

PIANKA, E.R.; VITT, L.J. **Lizards: windows to the evolution of diversity**. Los Angeles: University of California Press, 2003.

PIMENTA, B.V.S.; BÉRNILS, R.S.; POMBAL Jr., J.P. Amphibia, Anura, Brachycephalidae, *Brachycephalus hermogenesi*: Filling gap and geographic distribution map. Notes on Geographic Distribution. **Check List**, v. 3, n. 3, p. 277-279, 2007.

PINTO, L.P.; BEDÊ, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.; LAMAS, I. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para a conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M.A.S. **Biologia da conservação: Essências**. São Carlos, SP: Rima Editora, 2006. p. 91-118.

- PINTO, R.R.; FERNANDES, R.; MARQUES, O.A.V. Morphology and diet of two sympatric colubrid snakes, *Chironius flavolineatus* and *Chironius quadricarinatus* (Serpentes: Colubridae). **Amphibia-Reptilia**, v. 29, p. 149-160, 2008.
- PIZZATO, L.; MARQUES, O.A.V. Reproductive biology of the false coral *Oxyrhopus guibei* (Colubridae) from southeastern Brazil. **Amphibia-Reptilia**, v. 23, p. 495-504, 2002.
- PIZZATTO, L. Body size, reproductive biology and abundance of the rare pseudoboini snakes genera *Clelia* and *Boiruna* (Serpentes, Colubridae). **Phyllomedusa**, v. 4, n. 2, p. 111-122, 2005.
- PIZZATTO, L.; MARQUES, O.A.V. Interpopulational variation in sexual dimorphism, reproductive output, and parasitism of *Liophis miliaris* (Colubridae) in the Atlantic forest of Brazil. **Amphibia-Reptilia**, v. 27, n. 1, p. 37-46, 2006.
- POMBAL Jr., J.P.; GORDO, M. Anfíbios Anuros da Juréia. In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. **Estação Ecológica Juréia-Itatins. Ambiente físico, Flora e Fauna**. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2004. p.243-256.
- POMBAL Jr., J.P.; HADDAD, C.F.B. Estratégias e modos reprodutivos de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, sudeste do Brasil. **Pap. Avul. Zool.**, v. 45, n. 15, p. 201-213, 2005.
- POMBAL Jr., J.P.; HADDAD, C.F.B. Frogs of the genus *Paratelmatobius* (Anura: Leptodactylidae) with descriptions of two new species. **Copeia**, v. 1999, n. 4, p. 1014-1026, 1999.
- POMBAL Jr., J.P.; HADDAD, C.F.B.; KASAHARA, S. A new species of *Scinax* (Anura: Hylidae) from southeastern Brazil, with comments on the genus. **J. Herpetol.**, v. 29, n. 1, p. 1-6, 1995.
- POUGH, F.H.; ANDREWS, R.M.; CADLE, J.E.; CRUMP, M.L.; SAVITZKY, A.H.; WELLS, K.D. **Herpetology**. New York: Prentice-Hall, 2001.
- RAMOS, A.D.; GASPARINI, J.L. **Anfíbios do Goipaba-Açu, Fundão, estado do Espírito Santo**. Vitória: Gráfica Santo Antônio, 2004.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? implications for conservation. **Conserv. Biol.**, 2008. In press.
- RIBEIRO, R.S.; EGITO, G.T.B.T.; HADDAD, C.F.B. Chave de identificação: anfíbios anuros da vertente de Jundiá da Serra do Japi, Estado de São Paulo. **Biota Neotrop.**, v. 5, n. 2, 2005. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?identification-key+bn03005022005>>. Acesso em 13 mai. 2008.
- ROCHA, C.F.D.; VAN SLUYS, M.; HATANO, F.H. Geographic distribution. *Hylodes phyllodes*. **Herpetol. Rev.**, v. 8, 1997.

RODRIGUES, M.G. **Ecomorfologia e uso de recursos das espécies de *Chironius* (Serpentes: Colubridae)**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", São José do Rio Preto, 2007.

RODRIGUES, M.T. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. In: CONSERVATION INTERNATIONAL. **Megadiversidade**. Belo Horizonte: Conservation International, 2005.v.1, n.1, p. 87-94.

RODRIGUES, R.R.; BONONI, V.L.R. Introdução. In: RODRIGUES, R.R.; JOLY, C.A.; DE BRITO, M.C.W.; PAESE, A.; METZGER, J.P.; CASATTI, L.; NALON, M.A.; MENEZES, M.; IVANAUSKAS, N.M.; BOLZANI, V.L.R. **Diretrizes para conservação e restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica/FAPESP, 2008. p. 12-13.

ROSSA-FERES, D.C.; MARTINS, M.; MARQUES, O.A.V.; MARTINS, I.A.; SAWAYA, R.J.; HADDAD, C.F.B. Herpetofauna. In: RODRIGUES, R.R.; JOLY, C.A.; DE BRITO, M.C.W.; PAESE, A.; METZGER, J.P.; CASATTI, L.; NALON, M.A.; MENEZES, M.; IVANAUSKAS, N.M.; BOLZANI, V.; BONONI, V.L.R. **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica/FAPESP, 2008. p. 83-94.

RUFFATO, R.; DI-BERNARDO, M.; MASCHIO, G.F. Dieta de *Thamnodynastes strigatus* (Serpentes: Colubridae) no sul do Brasil. **Phyllomedusa**, v. 2, n. 1, p. 27-34, 2003.

SABESP. **Programa de Conservação do Sistema Cotia. Relatório Conclusivo (Tomo 3): Avaliação Ambiental**. São Paulo: SABESP; Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável, 1997.

SALOMÃO, M.G.; ALBOLEA, A.B.P.; ALMEIDA-SANTOS, S.M. Colubrid snakebite: a public health problem in Brazil. **Herpetol. Rev.**, v. 34, n. 4, p. 307-312, 2003.

SANDERS, H. Marine benthic diversity: a comparative study. **Am. Nat.**, v. 102, p. 243-282, 1968.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual nº 53.494, de 02 de outubro de 2008. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas, as quase ameaçadas, as colapsadas, sobrexplotadas, ameaçadas de sobrexplotação e com dados insuficientes para avaliação no estado de São Paulo e dá providências correlatas. São Paulo, Governo Estadual do Estado de São Paulo, 2008. Disponível em: <<http://www.imprensaoficial.com.br>>. Acesso em: 05 out. 2008.

SÃO PAULO (Estado). Resolução CONAMA Nº1, de 31 de janeiro de 1994. São Paulo, Governo do Estado de São Paulo e Conselho Nacional do Meio Ambiente, 1994. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res94/res0194.html>>. Acesso em: 10 mar. 2008.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conserv. Biol.**, v. 5, p. 18-32, 1991.

SAWAYA, R.J. **Diversidade, densidade e distribuição altitudinal da anurofauna de serapilheira da Ilha de São Sebastião, SP.** Tese (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

SAWAYA, R.J. **História Natural e Ecologia das Serpentes de Cerrado da região de Itirapina, SP.** Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

SAWAYA, R.J.; MARQUES, O.A.V.; MARTINS, M. Composition and natural history of a Cerrado snake assemblage at Itirapina, São Paulo State, southeastern Brazil. **Biota Neotrop.**, v. 8, n. 2, 2008. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/en/abstract?article>

SAWAYA, R.J.; VASCONCELOS, C.H.F.; NUNES, R. *Placosoma glabellum*: Reproduction. **Herpetol. Rev.**, v. 30, n. 3, p. 167, 1999.

SAZIMA, I. Répteis. In: LEONEL, C. **Intervalos / Fundação para a conservação e produção florestal do estado de São Paulo.** São Paulo: A Fundação Florestal, 2001. p.148-158.

SAZIMA, I.; ABE, A.S. Habits of five Brazilian snakes with coral-snake pattern, including a summary of defensive tactics. **Stud. Neotrop. Faun. Environm.**, v. 26, p. 159-164, 1991.

SAZIMA, I.; HADDAD, C.F.B. Répteis da Serra do Japi: notas sobre história natural. In: MORELLATO, P. **História Natural da Serra do Japi. Ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil.** Campinas: Editora da UNICAMP, 1992. p. 212-235.

SAZIMA, I.; PUORTO, G. Feeding technique of juvenile *Tropidodryas striaticeps*: probable caudal luring in a colubrid snake. **Copeia**, v. 1993, n. 1, p. 222-226, 1993.

SCOTT, N.J. The abundance and diversity of herpetofauna of tropical forest litter. **Biotropica**, v. 8, p. 41-58, 1976.

SENA, M.A. de. **Levantamento da fauna e estudo cromossômico de algumas espécies de Reptilia, Squamata, do município de Cananéia, SP.** Dissertação (Mestrado em Genética) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

SILVANO, D.; COLLI, G.; DIXO, M.; PIMENTA, B.; WIEDERHECKER, H.C. Anfíbios e Répteis. In: RAMBALDI, D.; OLIVEIRA, D.A.S. **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos Sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2003. p 183-200.

SILVANO, D.L.; PIMENTA, B.V.S. Geographic distribution. *Hyla microps*. **Herpetol. Rev.**, v. 32, p. 271, 2001.

SILVANO, D.L.; SEGALLA, M. Conservation of Brazilian Amphibians. **Conserv. Biol.**, v. 19, p. 653-658, 2005.

SLUYS, M.V.; VRCIBRADIC, D.; ALVES, M.A.S.; BERGALLO H.G.; ROCHA, C.F.D. Ecological parameters of the leaf-litter frog community of an Atlantic Rainforest area at Ilha Grande, Rio de Janeiro state, Brazil. **Austral Ecol.**, v. 32, p. 254-260, 2007.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA. **Brazilian amphibians – List of species**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2008a. Disponível em: <<http://www.sbherpetologia.org.br>>. Acesso em: 05 nov. 2008.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA. **Brazilian reptiles – List of species**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2008b. Disponível em: <<http://www.sbherpetologia.org.br>>. Acesso em: 05 nov. 2008.

SOLANO, H. Algunos aspectos de la biología reproductiva del sapito silbador *Leptodactylus fuscus* (Schneider) (Amphibia: Leptodactylidae). **Amphibia-Reptilia**, v. 8, p. 111-128, 1987.

SOULÉ, M.E.; ALBERTS, A.C.; BOLGER, D.T. The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. **Oikos**, v. 63, p. 39-47, 1992.

SOUZA, F.L. Geographical distribution patterns of South American side-necked turtles (Chelidae), with emphasis on Brazilian species. **Rev. Esp. Herpetol.**, v. 19, p. 33-46, 2005.

SOUZA, F.L. Uma revisão sobre padrões de atividade, reprodução e alimentação de cágados brasileiros (Testudines, Chelidae). **Phyllomedusa**, v. 3, n. 1, p. 15-28, 2004.

STATSOFT. **STATISTICA**: data analysis software system, version 6. Tulsa: Statsoft, 2001.

STUART, S.; CHANSON, J.S.; COX, N.A.; YOUNG, B.E.; RODRIGUES, A.S.L.; FISHMAN, D.L.; WALLER, R.W. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, v. 306, p.1783-1786, 2004.

TABARELLI, M.; DA SILVA, J.M.C.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodivers. Conserv.**, v. 13, p. 1419–1425, 2004.

TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.M.; BEDÊ, L.C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. In: CONSERVATION INTERNATIONAL. **Megadiversidade**. Belo Horizonte: Conservation International, 2005. v. 1, n. 1, p.132-138.

TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 69, p. 571– 573, 1993.

TER BRAAK, C.J.F.; SMILAUER, P. **CANOCO for windows, version 4.0**. Wageningen: Center for Biometry Wageningen CPRO-DLO, 1998.

TOCHER, M.D.; GASCON, C.; ZIMMERMAN, B.L. Fragmentation effects on a central amazonian frog community: a ten year study. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD Jr., R. O. **Tropical Forests Remnant**: ecology, management, and conservation of fragmented communities. Chicago: University Chicago Press, 1997. p. 124-137.

TOFT, C.A. Seasonal variation in populations of Panamanian litter frogs and their prey: A comparison of wetter and drier sites. **Oecologia**, v. 47, p. 34-38, 1980.

UETZ, P. **The EMBL Reptile Database**. Hamburg: Zoological Museum of Hamburg, 2008. Disponível em: <<http://www.embl-heidelberg.de/~uetz/LivingReptiles.html>>. Acesso em: 28 fev. 2008.

UEZU, A.; METZGER, J.P.; VIELLIARD, J.M.E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biol. Conserv.**, v. 123, p. 507–519, 2005.

VALLAN, D. Effects of Anthropogenic Environmental Changes on Amphibian Diversity in the Rain Forests of Eastern Madagascar. **J. Trop. Ecol.**, v. 8, n. 5, p. 725-742, 2002.

VALLAN, D. Influence of Forest Fragmentation on Amphibian Diversity in the Nature Reserve of Ambohitantely, Highland Madagascar. **Biol. Conserv.**, v. 96, p. 31-43, 2000.

VELOSO, H.P.; RANGEL-FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da Vegetação Brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.

VERDADE, V.K.; RODRIGUES, M.T. A new species of *Cycloramphus* (Anura, Leptodactylidae) from the Atlantic Forest, Brazil. **Herpetologica**, v. 59, n. 4, p. 513-518, 2003.

VERDADE, V.K.; RODRIGUES, M.T.; CASSIMIRO, J.; PAVAN, D.; LIOU, N.; LANGE, M. Advertisement Call, Vocal Activity, and Geographic Distribution of *Brachycephalus hermogenesi* (Giaretta & Sawaya, 1998) (Anura, Brachycephalidae). **J. Herpetol.**, v. 42, n. 3, p. 542-549, 2008.

VERDADE, V.K.; RODRIGUES, M.T.; PAVAN, D. Anfíbios Anuros da Reserva Biológica de Paranapiacaba e entorno. In: LOPES, M.I.M.S.; KIRIZAWA, M.; MELO, M.M.R.F. **A Reserva Biológica de Paranapiacaba: a Estação Biológica do Alto da Serra**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2008. No prelo.

VITT, L.J.; CALDWELL, J.P. Resource utilization and guild structure of small vertebrates in the Amazon forest leaf litter. **J. Zool. Lond.**, v. 234, p. 463–76, 1994.

WAGNER, C.E. The Line Intersect Method in forest fuel sampling. **Forest Sci.**, v. 14, n. 1, p. 20-26, 1968.

WAKE, D.B. Declining Amphibian Populations. **Science**, v. 253, p. 860, 1991.

WATLING, J.I.; DONNELLY, M.A. Species richness and composition of amphibians and reptiles in a fragmented forest landscape in northeastern Bolivia. **Basic Appl. Ecol.**, v. 9, p. 523-532, 2008.

WHITTAKER, R. J. **Island Biogeography. Ecology, Evolution and Conservation**. Oxford: Oxford University Press, 1998.

WILCOX, B.A.; MURPHY, D.D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **Am. Nat.**, v. 125, p. 879–87, 1985.

WÜSTER, W.; FERGUSON, J.E.; QUIJADA-MASCAREÑAS, J.A.; POOK, C.E.; SALOMÃO, M.G.; THORPE, R.S. Tracing an invasion: landbridges, refugia, and the phylogeography of the Neotropical rattlesnake (Serpentes: Viperidae: *Crotalus durissus*). **Mol. Ecol.**, v. 14, p. 1095–1108, 2005.

YOUNG, B.E.; STUART, S.N.; CHANSON, J.S.; COX, N.A.; BOUCHER, T.M. **Disappearing jewels:** The status of the New World Amphibians. Arlington, VA: Natureserve, 2004.