

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Riqueza e abundância de anuros de serapilheira em florestas em
regeneração do estado de São Paulo**

Claudiney Bardini Junior

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2012**

Claudiney Bardini Junior
Biólogo

**Riqueza e abundância de anuros de serapilheira em florestas em
regeneração do estado de São Paulo**

Orientador:
Prof. Dr. **JAIME BERTOLUCI**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2012**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP**

Bardini Junior, Claudiney

Riqueza e abundância de anuros de serapilheira em florestas em regeneração do estado de São Paulo / Claudiney Bardini Junior.- - Piracicaba, 2012.
62 p: il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2012.

1. Anura 2. Biodiversidade - Conservação 3. Cronossequências 4. Ecossistemas florestais 5. Fauna 6. Mata Atlântica - Restauração I. Título

CDD 639.9778
B246r

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Dedico:

*A minha esposa Cindy,
obrigado por me dar esse presente
chamado Bernardo...
Seja bem-vindo, meu anjo!*

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Jaime Bertoluci, pela oportunidade, confiança, paciência, orientação e principalmente pela amizade durante esses anos.

À Prof^a. Dra. Katia Ferraz, pela co-orientação, colaboração e acima de tudo pela amizade construída ao longo de todo o projeto.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP pela bolsa de mestrado concedida para o desenvolvimento deste projeto (processo número 2010/04542-4).

Aos Profs. Drs. Flávio Bertin Gandara e Sergius Gandolfi pelas dicas durante a realização das campanhas de campo.

Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio pela licença de coleta e captura dos anfíbios.

À empresa Fibria Celulose S/A por disponibilizar as fazendas e pelo apoio logístico durante as campanhas de campo, em especial à Maria de Fátima de Oliveira e Henrique Quero Polli. Ao Marcos dos Santos “Marquinhos” por toda a ajuda durante as campanhas de campo, bem como aos trabalhadores de campo que contribuíram com as amostragens.

Ao amigo Juraci dos Santos Dias “Jura”, companheiro de todas as viagens de campo. Gratidão por estar sempre disposto a me ajudar!

Aos grandes amigos e companheiros herpetólogos Leonardo Ramos “Vakulão”, pelas dicas de campo e ajuda com a identificação dos animais, e Lucas Forti pela imensa ajuda estatística e leitura deste trabalho.

Ao grande amigo Elson Lima pelas discussões, ideias e elaboração dos mapas deste trabalho.

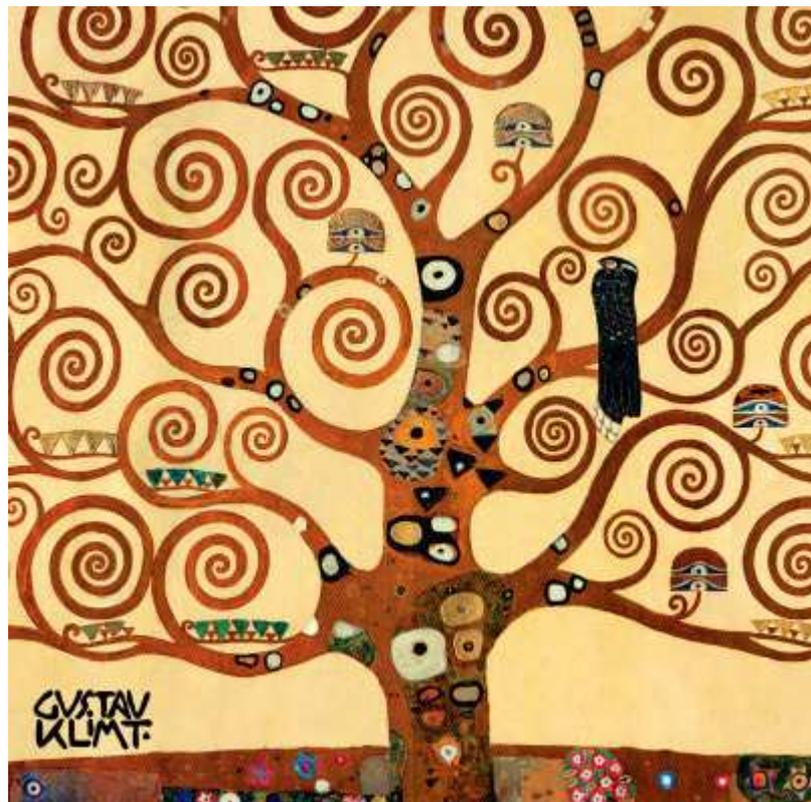
Aos amigos do Laboratório de Ecologia Animal (LEA), Nápister, Joyce Prado, Cláudia Renata Jorge Rodrigues, Thiago Simon, Gaúcho, Saldanha, Pammela, Inaê Guion, Le-léo, Elisandra e a todos do laboratório de Zoologia de Vertebrados.

À minha família, em especial ao meu filho Bernardo, por alegrar todos os meus dias, e à minha esposa Cindy, que sempre esteve ao meu lado. Obrigado pela compreensão, amor, questionamentos, ensinamentos e leitura deste trabalho. Amo vocês! Agradeço também aos meus pais Rose Mary e Alexandre pelo apoio e carinho durante todos esses anos de estudos.

Obrigado a todos que, de uma forma ou de outra, me ajudaram a conduzir este estudo.

“Esteja em paz com Deus seja qual for a concepção que Dele tiver e quaisquer que sejam seus trabalhos e aspirações. Na ruidosa confusão da vida, mantenha-se em paz com a sua própria alma. Apesar de todas as falsidades, fadigas e desencantos o mundo será sempre maravilhoso. Seja prudente e faça tudo para ser feliz!”

(Trecho do Poema *Desiderata*, de Max Ehrmann, 1927)



(*The Tree of Life*, Gustav Klimt – 1909)

SUMÁRIO

RESUMO.....	09
ABSTRACT.....	11
1 INTRODUÇÃO.....	13
2 OBJETIVO.....	17
2.1 Objetivos específicos.....	17
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	19
3.1 Descrição das áreas.....	19
3.1.1 Localização e considerações gerais.....	19
3.1.2 Áreas de estudo.....	20
3.2 Metodologia.....	24
3.2.1 Delineamento experimental.....	24
3.2.2 Amostragem da anurofauna.....	25
3.2.3 Variáveis ambientais.....	26
3.3 Análises dos dados.....	27
4 RESULTADOS.....	29
4.1 Estrutura da anurofauna de serapilheira.....	29
4.2 A anurofauna de serapilheira e as variáveis ambientais.....	33
4.3 Influência das diferentes cronossequências de regeneração dos fragmentos florestais sobre a anurofauna de serapilheira.....	33
4.3.1 Distribuição das espécies.....	32
4.3.2 Cronossequência de regeneração dos fragmentos e a riqueza de anuros.....	35
5 DISCUSSÃO.....	37
5.1 Estrutura da anurofauna de serapilheira.....	37
5.2 A anurofauna de serapilheira e as variáveis ambientais.....	40
5.3 Influência das diferentes cronossequências de regeneração dos fragmentos florestais sobre a anurofauna de serapilheira.....	42
5.4 Considerações sobre o manejo das áreas.....	43
6 CONCLUSÕES.....	45
REFERÊNCIAS.....	47
APÊNDICES.....	61

RESUMO

Riqueza e abundância de anuros de serapilheira em florestas em regeneração do estado de São Paulo

Estima-se que atualmente 80% dos remanescentes florestais de Mata Atlântica estejam localizados em propriedades particulares, o que torna evidente a necessidade da conservação dessas áreas por entidades engajadas. A avaliação e o monitoramento das florestas restauradas são essenciais para o aperfeiçoamento das técnicas de restauração, contribuindo dessa forma para a manutenção e a permanência da biodiversidade nessas áreas. O presente estudo teve como objetivo avaliar a influência do tempo de restauração florestal em áreas plantadas com espécies arbóreas nativas e suas características estruturais sobre a riqueza e abundância da anurofauna de serapilheira. Os dados da presente pesquisa foram obtidos entre abril de 2011 e fevereiro de 2012, em parcelas de 5 × 5 m dispostas em 12 fragmentos localizados em três áreas de vegetação nativa e uma cronossequência (cinco meses e quatro e 11 anos de idade) de áreas restauradas, totalizando três fragmentos por idade. Em cada fragmento foram instaladas seis unidades amostrais, cada uma composta por quatro parcelas, perfazendo 288 parcelas de esforço amostral. Além da contagem de anuros, em cada parcela, com a intenção de caracterizar os micro-habitats disponíveis para os anuros dentro das diferentes florestas, foram medidas as seguintes variáveis abióticas: *temperatura* e *umidade relativa do ar aprisionado na serapilheira*, *profundidade da serapilheira* e *cobertura do dossel*. Observou-se a presença de cinco espécies distribuídas em cinco famílias. A maior riqueza de espécies e abundância foram registradas nos fragmentos com 11 anos de restauração, seguida pela área de floresta nativa e pelo fragmento com cinco meses de idade. Na área com quatro anos de restauração nenhum indivíduo foi capturado. A análise de correlação de Spearman indicou que a riqueza foi significativamente correlacionada com a *profundidade de serapilheira* e a *cobertura do dossel*. Foi observada correlação positiva entre as variáveis *cobertura do dossel* e *profundidade de serapilheira* e correlação negativa entre *umidade relativa do ar* e *temperatura relativa do ar*. O teste de Kruskal-Wallis indicou diferença significativa entre os diferentes tipos de fragmentos avaliados. O teste de Wilcoxon revelou que os fragmentos de cinco meses e quatro anos não diferiram entre si, mas foram significativamente diferentes dos fragmentos de 11 anos e de floresta nativa. Ressalta-se, no entanto, a necessidade de estudos de médio e longo prazo para que se possa melhorar a compreensão dos processos envolvidos na sucessão ecológica e da ocupação desses habitats pelas espécies de anuros.

Palavras-chave: Anurofauna; Conservação da Biodiversidade; Cronossequência; Mata Atlântica; Restauração

ABSTRACT

Species richness and abundance of litter frogs in regenerating forests of Sao Paulo state

It is estimated that currently 80% of the remaining Atlantic forest are located on private properties, which makes evident the need for conservation of these areas by engaged entities. Evaluation and monitoring of restored forests are essential to improve restoration techniques, thereby contributing to the maintenance and persistence of biodiversity in these areas. The present study aimed to evaluate the influence of time of forest restoration in areas planted with native tree species and their structural characteristics on the richness and abundance of leaf litter frogs. The data set of this study was obtained between April 2011 and February 2012, on 5×5 m plots arranged in 12 fragments located in three areas of native vegetation and a chronosequence (five months, and four and 11 years old) of areas restored with native species, totaling three fragments by age. Four sampling stations with six sampling units were installed in each fragment, totaling 288 plots of sampling effort. In addition to counting the frogs in each plot the following abiotic variables were measured: *temperature* and *relative humidity of the air* trapped in the litter, *litter depth* and *cover canopy*. Five anuran species belonging to five families were recorded. The highest species richness and abundance were obtained in forested fragments with 11 years old, followed by the native forest area and the fragment with five months old. No individual was captured at the four years old area. The Spearman correlation analysis indicated that anuran richness was significantly correlated with the depth of leaf litter and canopy cover. *Canopy cover* and *litter depth* were positively correlated, and *relative humidity* and *temperature of the air* were negatively correlated. The Kruskal-Wallis test indicated a significant difference among different types of fragments evaluated. The Wilcoxon test revealed that five old months and four years old fragments did not differ, but they were significantly different from 11 years old and native forest fragments. It should be noted, however, the need for medium and long term studies to improve our understanding about processes involved in ecological succession and occupation of these habitats by anurans.

Keywords: Anuran fauna; Biodiversity Conservation; Chronosequence; Atlantic Forest; Restoration

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica originalmente cobria quase toda a costa brasileira, estendendo-se até o Paraguai e a Argentina (MORELLATO; HADDAD, 2000). A chegada dos europeus no Brasil deu origem a vários ciclos econômicos que foram alimentados por explorações de madeira e minérios, os quais acabaram por culminar em abertura de clareiras também para o subsequente cultivo de cana-de-açúcar, gado e café (DEAN, 1995). Todas essas atividades seguidas da constante urbanização desordenada das regiões litorâneas em direção ao interior, nos últimos cinco séculos, fez com que a floresta de Mata Atlântica fosse reduzida para menos de 15% de sua área original. Destes, 80% possuem menos de 50 ha (RIBEIRO et al., 2009). Atualmente, a Mata Atlântica está disposta em pequenos fragmentos, a maioria deles não preservada na forma de unidades de conservação (MYERS et al., 2000). Das 1361 espécies de mamíferos, anfíbios, répteis e aves catalogados para esse bioma, 42% são endêmicas (MITTERMEIER et al., 2000). Em função de toda a devastação citada acima, a Mata Atlântica é o bioma que possui o maior número de espécies ameaçadas, o que a torna um dos ecossistemas mais ameaçados do planeta (MMA, 2005). Dessa maneira, a grande ameaça, o elevado grau de endemismo e a alta biodiversidade fazem desse bioma um dos três mais importantes “hotspots” de biodiversidade do mundo (MYERS et al., 2000).

O Domínio Tropical Atlântico ainda se encontra sob intensa pressão antrópica, que tem afetado diretamente as relações ecológicas entre as espécies (LAURANCE; BIERREERGAARD, 1997). Dentre todos os grupos de vertebrados, os anfíbios são os mais sensíveis à perda de habitat, sendo considerados excelentes bioindicadores da qualidade ambiental (CONANT; COLLINS, 1998; BEEBEE; STUART, 2004; GRIFFITHS, 2005). Devido a certas características biológicas especiais, como a ectotermia, a pele altamente permeável, a reprodução geralmente dependente de corpos d’água, os ovos desprovidos de casca e o ciclo de vida complexo, esses animais são afetados diretamente por mudanças de habitat e microclimáticas em seu ambiente (VALLAN, 2000).

A Mata Atlântica é caracterizada por uma elevada diversidade de espécies de anuros. Das 280 espécies de anfíbios já descritas para esse bioma, 90 são endêmicas (DUELLMAN, 1999; MITTERMEIER et al., 2000). Grande parte da anurofauna habita a serapilheira, que fornece abrigo, umidade, alimento e, para algumas espécies, sítios de ovipostura (SCOTT, 1976). Os anfíbios estão entre os principais constituintes da fauna de serapilheira, onde

desempenham papéis tanto de consumidores como de presas para muitos vertebrados e invertebrados, desempenhando um importante papel dentro da cadeia trófica (BURTON; LIKENS, 1975; STEWART; WOOLBRIGHT, 1996). Diversos trabalhos revelaram a importância da serapilheira para a abundância de anfíbios (HEATWOLE, 1962; LIEBERMAN, 1986; POUGH et al., 1987; FAUTH et al., 1989; DEGRAAF; RUDIS, 1990; GIARETTA et al., 1997), assim como a influência de outros fatores bióticos e abióticos, que também podem interferir neste e em outros parâmetros (e.g. riqueza de espécies, densidade) (RUSSEL et al., 2002; LEE et al., 2006; URBINA-CARDONA et al., 2006).

A estrutura do ambiente é capaz de interferir na dinâmica das populações da fauna nativa, pois pode alterar os riscos de extinção e as possibilidades de deslocamento das populações entre paisagens (ROLSTAD, 1991; ANDRÉN, 1994). Dessa forma, a distribuição e a abundância, assim como a composição das taxocenoses, são influenciadas pelos fatores ambientais (HEINEN, 1992; SCHWEIGER et al., 2000; WILLIAMS et al., 2002; PARRIS, 2004; RIOS-LÓPES; AIDE, 2007) e por processos bióticos, como competição, predação e dispersão (McCARTHY, 1997). Pela aplicação da Teoria do Equilíbrio Dinâmico de Ilhas (MACARTHUR; WILSON, 1967) em fragmentos de habitats continentais (DIAMOND, 1975), alguns estudos utilizaram metapopulações para explicar a influência da estrutura da paisagem sobre a dinâmica das populações fragmentadas (HANSKI et al., 1994). Dessa forma, a área do habitat pode explicar mais de 80% da variância da riqueza (TANGNEY et al., 1990). Esta pode variar de acordo com a espécie e é determinada pelo tamanho do território de um único indivíduo ou de um grupo e pelo número mínimo de indivíduos de uma população geneticamente viável. Assim, quanto menor a área do fragmento em relação à área mínima necessária para a sobrevivência da população, menor será o índice de riqueza (ROLSTAD, 1991).

As áreas ocupadas por vegetação nativa têm sido historicamente degradadas pela extração de madeira, incêndios, pecuária e diversos impactos decorrentes da agricultura do entorno e da intensa fragmentação (DURIGAN et al., 2007). Estas atividades contribuem para os índices alarmantes de perda de biodiversidade e o empobrecimento dos recursos genéticos (MYERS et al., 2000). Outro fator importante que pode contribuir para a extinção de espécies é a redução da heterogeneidade interna do habitat, que ocorre concomitantemente à perda de área (LOISELLE; HOPPE, 1983).

As paisagens que abrigam remanescentes de Mata Atlântica demandam ações urgentes com o objetivo de garantir a existência de florestas biologicamente viáveis e a permanência da biodiversidade nativa (TABARELLI et al., 2010). A melhor alternativa para a manutenção da

biodiversidade é a conservação *in situ*, que possibilita a evolução contínua dentro dos ambientes naturais (KAGEYAMA, 1987). Para a efetivação da conservação *in situ*, deve-se investir na criação de unidades de conservação. No entanto, devido ao processo de fragmentação a que os ecossistemas estão sujeitos atualmente, faz-se necessário o desenvolvimento de técnicas eficientes para a manutenção da diversidade genética.

Outra forma de garantir a conservação da biodiversidade nativa é a restauração ecológica dos ecossistemas degradados (TABARELLI et al., 2010). Esta técnica pode ser um instrumento para a formação de corredores interligando os fragmentos remanescentes, permitindo dessa forma a continuidade do fluxo gênico necessário para a manutenção da identidade das espécies e aumentando a viabilidade de suas populações (MACEDO, 1993; REIS et al., 2003). Apesar de ser uma prática muito antiga, a recuperação de ecossistemas degradados era caracterizada até recentemente como uma atividade sem vínculos estreitos com conceitos teóricos, a partir do plantio de mudas com objetivos específicos (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

A restauração ecológica pode ser definida como o processo de assistência à recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (SER, 2004). O principal objetivo dessa prática consiste em restabelecer os processos ecológicos necessários ao estabelecimento de florestas biologicamente viáveis e independentes de intervenções humanas constantes (TABARELLI et al., 2010). Contudo, a restauração ecológica é uma prática que ainda necessita de muitos avanços para que seus objetivos sejam atingidos plenamente. Isto se aplica principalmente às regiões cujos remanescentes de florestas tropicais e subtropicais biodiversificadas estão inseridos em paisagens fragmentadas e degradadas (BRANCALION et al., 2010).

Estima-se que atualmente 80% dos remanescentes florestais de Mata Atlântica estejam localizados em propriedades particulares, o que torna evidente a necessidade da conservação dessas áreas por entidades engajadas. Para tanto, faz-se necessário o envolvimento do setor privado, representado por grandes empresas ou pequenos produtores rurais, no sentido de recuperar e preservar a cobertura vegetal nativa do bioma. Ações desse tipo são fundamentais para garantir a base para o manejo sustentável das áreas, promovendo a proteção e a recuperação dos recursos naturais fundamentais para o desenvolvimento da biodiversidade local (MESQUITA et al., 2006; PLIENINGER; GAERTNER, 2011). De acordo com o artigo 8 da Convenção sobre a Diversidade Biológica, os responsáveis pela ocupação das áreas

devem estabelecer, na medida do possível, um sistema de áreas protegidas ou implantar medidas especiais voltadas à conservação *in situ* (GLOWCA et al., 1996).

A avaliação e o monitoramento das florestas restauradas são essenciais para o aperfeiçoamento das técnicas de restauração, especialmente em ecossistemas tropicais e subtropicais, cuja elevada complexidade e diversidade das interações entre os organismos torna a restauração desafiadora (SOUZA; FERNANDES, 2000). Pesquisas nesta área estão voltadas para a definição de indicadores de curto prazo, que poderão definir o desenvolvimento do ecossistema restaurado, auxiliando na avaliação do sucesso da restauração em longo prazo (ENGEL; PERROTA, 2003). Neste sentido, organismos como musgos (BRUNS et al., 1999; WAPPELHORST et al., 2000), plantas superiores (MARKERT, 1993; PICHTEL et al., 2000) e animais (BURTON et al., 2000), podem ser utilizados como bioindicadores da qualidade ambiental (MARKERT, 1991).

Dentre os animais, os anfíbios se destacam por serem extremamente sensíveis a alterações de micro-habitat e microclima dos fragmentos florestais, podendo responder a estas situações de forma mensurável, já que possuem habilidades de dispersão relativamente limitadas (SINSCH, 1990; DRISCOLL, 1997). Em função dessa limitação, geralmente os anfíbios não estão aptos a colonizar novos habitats tão facilmente como outros organismos, além dos adultos não se deslocarem para novas áreas, em função de sua intensa filopatria (fidelidade de habitat) (SINSCH, 1990). Essas limitações, somadas à perda de habitat, mudanças climáticas globais e o aparecimento de novas doenças infecciosas, são possíveis causas do alarmante declínio nas populações de anfíbios em todo o mundo nas últimas décadas (WAKE, 1991; COLLINS; STORFER, 2003; YOUNG, 2004). Contudo, o principal responsável pelo declínio populacional de anfíbios de ambientes florestais tem sido a expansão agrícola e o aumento da fragmentação (IUCN, 2006). A conversão de florestas em outros usos como, por exemplo, pastagem, ocasiona modificações no ambiente, criando condições desfavoráveis para a sobrevivência de algumas espécies de anuros (BERNARDE; MACEDO, 2008).

A anurofauna do estado de São Paulo tem sido cada vez mais estudada, havendo estudos ecológicos nos mais diversos biomas, como na Mata Atlântica (BERTOLUCI, 1998; BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002a,b; DIXO; VERDADE, 2006; BERTOLUCI et al., 2007), na Floresta de Restinga (BERTOLUCI et al., 2007; NARVAES et al., 2009; Vilela et al., 2011), na Floresta Estacional Semidecídua (ZINA et al., 2007, BERTOLUCI et al., 2007, BRASSALOTI et al. 2010) e no Cerrado (BRASILEIRO et al., 2005, RIBEIRO JR.; BERTOLUCI, 2009). No domínio da Mata Atlântica, estudos que envolvem anurofauna de

serapilheira continuam escassos (GIARETTA et al., 1997, 1999; GIARETTA, 1999; ROCHA et al., 2000, 2001, 2007; VAN SLUYS et al., 2007; PINHEIRO, 2009; SIQUEIRA et al., 2009). Contudo, são raros os trabalhos conduzidos em florestas de restauração, principalmente no Brasil, utilizando os anfíbios como bioindicadores do sucesso de restauração (HEINEN, 1992; LETNIC; FOX, 1997), encontrando-se apenas estudos com aves (e.g. RYAN, 2000), mamíferos arborícolas e répteis (ROSS, 2007).

O conhecimento da abundância e da riqueza dos anfíbios de serapilheira de áreas em diferentes idades de restauração é fundamental para a avaliação e o monitoramento das florestas restauradas, evidenciando seu grau de estabilidade em função do tempo de restauração. Dessa forma, destacar a importância do manejo e da proteção dessas áreas, além do aperfeiçoamento das técnicas de restauro, é de extrema relevância e pode permitir uma avaliação do sucesso da restauração em longo prazo.

A hipótese deste estudo é que a riqueza e a abundância de espécies de anfíbios de serapilheira em áreas de restauração florestal estão diretamente associadas ao tempo de regeneração das florestas plantadas com espécies nativas, bem como à estrutura da vegetação representada pela profundidade e umidade de serapilheira e cobertura do dossel.

2 OBJETIVO

Este trabalho teve como principal objetivo avaliar a influência do tempo de restauração florestal em áreas plantadas com espécies arbóreas nativas e suas características estruturais sobre a riqueza e a abundância da anurofauna de serapilheira.

2.1 Objetivos específicos

Os objetivos específicos do estudo foram:

- Determinar a riqueza e a abundância de anfíbios anuros de serapilheira em uma cronosequência de fragmentos restaurados e em áreas de vegetação nativa, localizadas no município de Capão Bonito e Buri, estado de São Paulo;
- Avaliar se as variáveis ambientais e estruturais *temperatura da serapilheira*, *umidade da serapilheira*, *profundidade da serapilheira* e *cobertura do dossel*, explicam a

variação na riqueza e na abundância de espécies de anuros de serapilheira nas áreas de estudo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição das áreas

3.1.1 Localização e considerações gerais

Este estudo foi desenvolvido em 12 fragmentos florestais localizados no Município de Capão Bonito (SP), na região do Vale do Ribeira, em duas propriedades vizinhas (Fazenda Boa Esperança e Fazenda Santa Inês - $48^{\circ}20'55''\text{W}$, $23^{\circ}55'16''\text{S}$) pertencentes à empresa Fibria Celulose S/A. As fazendas compreendem uma área equivalente a 25.658,01 ha, sendo 17.095,48 ha cultivados com *Eucalyptus* spp. e 7.826,40 ha de vegetação nativa (Figura 1).

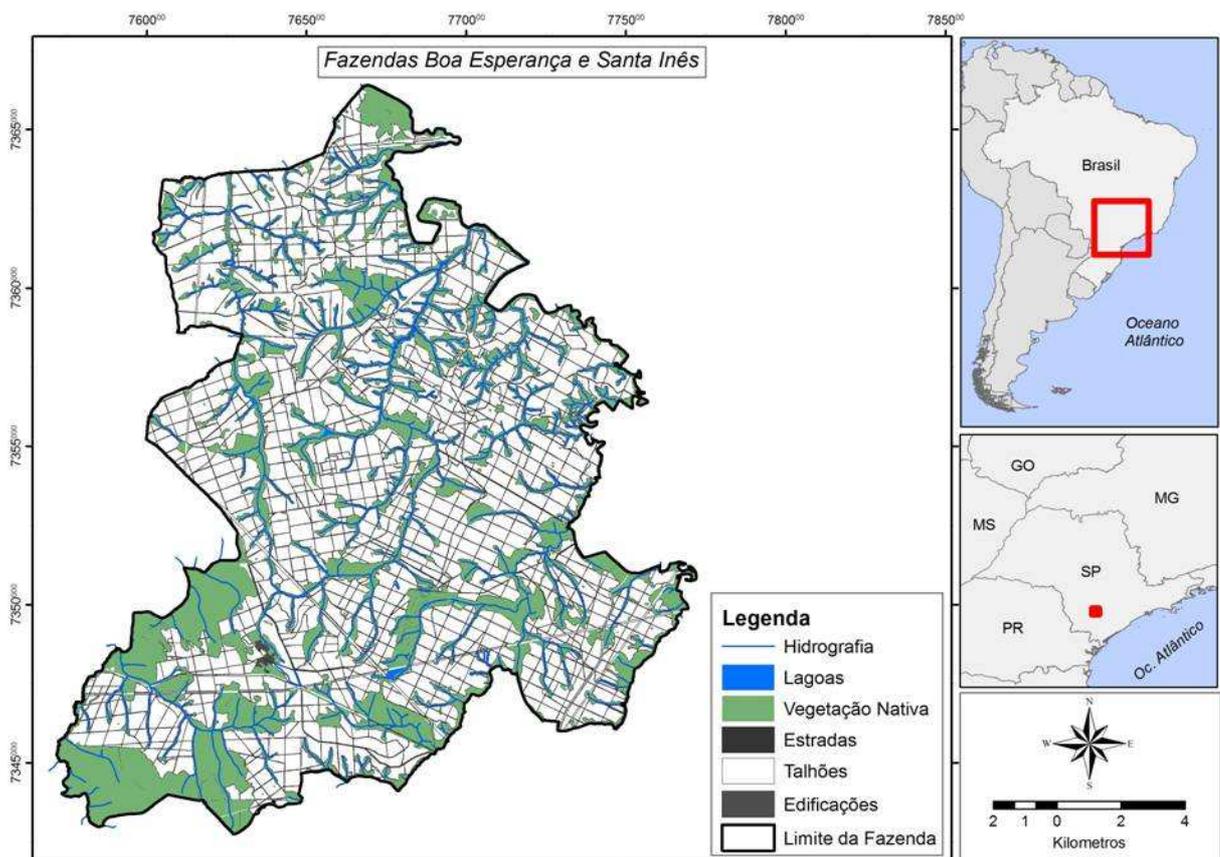


Figura 1 - Localização da área de estudo no estado de São Paulo no Municípios de Capão Bonito e Buri e do limite da área pertencente às Fazendas Boa Esperança e Santa Inês

A região do estudo está incluída no domínio da Mata Atlântica, onde predominava originalmente a Floresta Estacional Semidecidual Montana e Sub-Montana. Esta vegetação encontra-se atualmente reduzida a fragmentos em estágios médio a avançado de sucessão

(TEIXEIRA et al., 2009). Nas proximidades da Serra de Paranapiacaba, contudo, aparecem formações de Floresta Ombrófila Densa, como é o caso do Parque Estadual Intervales.

O clima da região é do tipo mesotérmico úmido com temperatura média anual de 20°C, precipitação anual entre 1.221,6 e 1.807,7 mm (CEPAGRI, 2012) e déficit hídrico em abril e agosto (ESALQ, 2012). Quanto ao relevo, a área de estudo está inserida em uma região de terras altas (PONÇANO et al., 1981), o que determina terreno ondulado com inclinações maiores que 15% e altitudes entre 800 e 1.000 m acima do nível do mar (ROSS; MOROZ, 1997).

3.1.2 Áreas de estudo

Para o presente estudo foram selecionados 12 fragmentos (Figura 2) distribuídos em três áreas de vegetação nativa e em uma cronossequência (cinco meses e quatro e 11 anos de idade) de áreas restauradas com espécies arbóreas nativas (três fragmentos por área). A área dos fragmentos variou entre 1,5 e 3 ha. Na Tabela 1, estão resumidas as informações sobre as áreas, bem como os dados sobre as fazendas, o nome dos projetos, talhão e idade de cada área.

Tabela 1 – Descrição das áreas de estudo

Fragmento	Fazenda	Projeto	Talhão	Idade
F1	Boa Esperança	São Roque	T26	5 meses
F2	Boa Esperança	Inglês	T20	4 anos
F3	Boa Esperança	Valinhos	T23	11 anos
F4	Boa Esperança	Mangueirinha	T26	4 anos
F5	Boa Esperança	Mangueirinha	T26	Vegetação nativa
F6	Santa Inês	Grupo	T36	11 anos
F7	Santa Inês	Grupo	T36	Vegetação nativa
F8	Boa Esperança	Tijuco	T36	11 anos
F9	Boa Esperança	Inglês	T20	Vegetação nativa
F10	Santa Inês	Grupo	T11	4 anos
F11	Santa Inês	Silo	T19	5 meses
F12	Santa Inês	Grupo	T4	5 meses

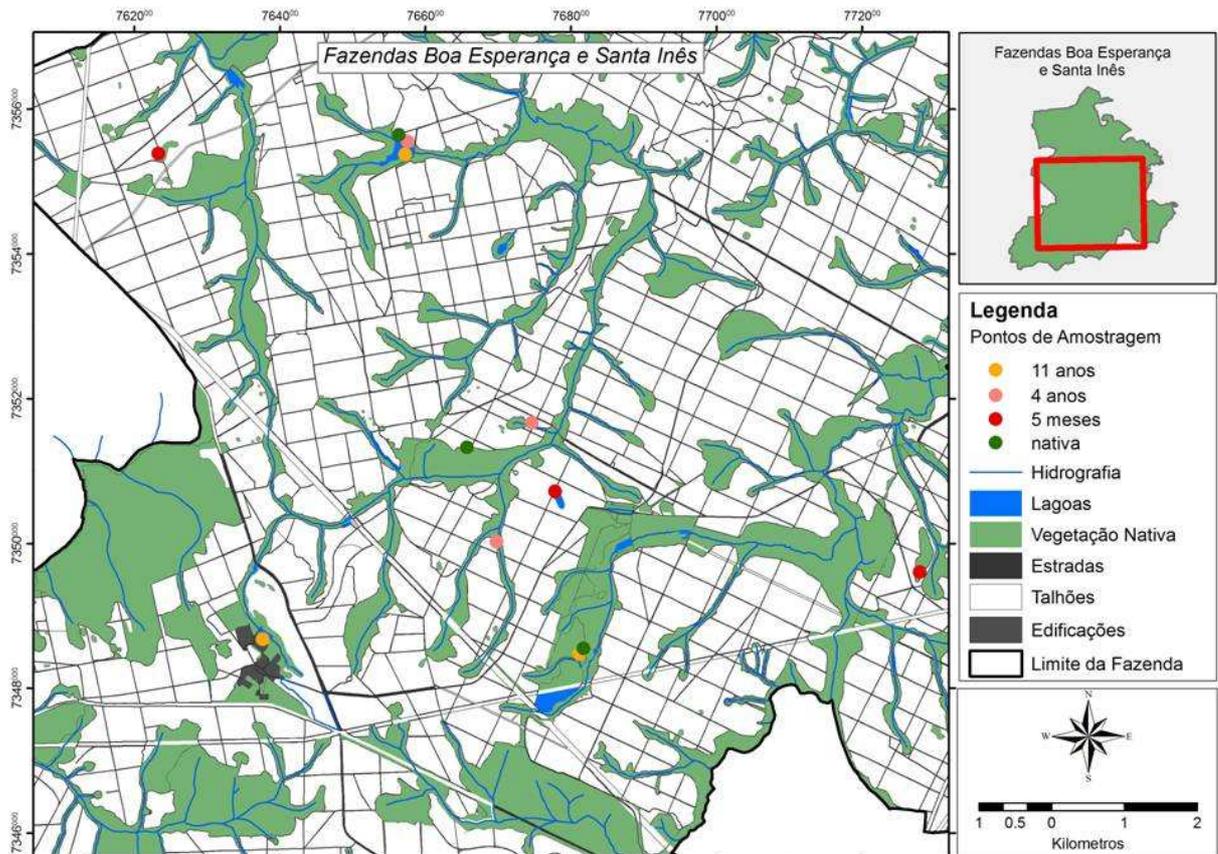


Figura 2 - Localização dos 12 fragmentos, selecionados em áreas de vegetação nativa e em uma cronosequência (cinco meses, quatro e 11 anos de idade) de áreas restauradas com espécies arbóreas nativas

Segue-se uma descrição resumida dos fragmentos estudados nas Fazendas Boa Esperança e Santa Inês (Figura 3):

- Fragmentos com cinco meses de restauração (Figura 3A) – Restauração recente, ainda em manejo, com uso constante de herbicida (Scout[®]) e inseticidas. Fragmentos com mudas de 30 a 50 cm de altura, predomínio de gramíneas exóticas invasoras, principalmente *Brachiaria* spp. Não ocorre formação de serapilheira. Formação de charcos durante a estação úmida. Fragmentos rodeados por plantios de eucalipto e localizados próximo a florestas de vegetação nativa.
- Fragmentos com quatro anos de restauração (Figura 3B) – Florestas com formação de estrutura do dossel e ausência de estratos inferiores (espécies arbustivas e herbáceas). Presença de gramíneas exóticas invasoras, principalmente *Panicum maximum*, também conhecido como “capim-colonião”. Ocorre formação de serapilheira pouco profunda.

Fragmentos rodeados por plantios de eucalipto e localizados próximo a florestas de vegetação nativa e corpos d'água (açude e lago).

- Fragmentos com 11 anos de restauração (Figura 3C) – Florestas com formação de estruturas do dossel contínuo e ausência de estratos inferiores (espécies arbustivas e herbáceas). Presença de gramíneas exóticas invasoras em pontos isolados, principalmente *Panicum maximum*, localizadas nas margens de corpos d'água. Ocorre formação de serapilheira profunda. Fragmentos localizados próximo a florestas de vegetação nativa e corpos d'água (açude e lago).
- Fragmentos de vegetação nativa (Figura 3D) – Áreas de conservação incorporadas à Área de Preservação Permanente (APP) das fazendas. Formação vegetal característica de Floresta Estacional Semidecidual. Presença de gramíneas exóticas invasoras nas áreas de borda e lianas nas áreas de borda e interior. Fragmentos localizados próximos a corpos d'água (açude e lago) e a plantios de eucalipto. Ocorre formação de serapilheira profunda.

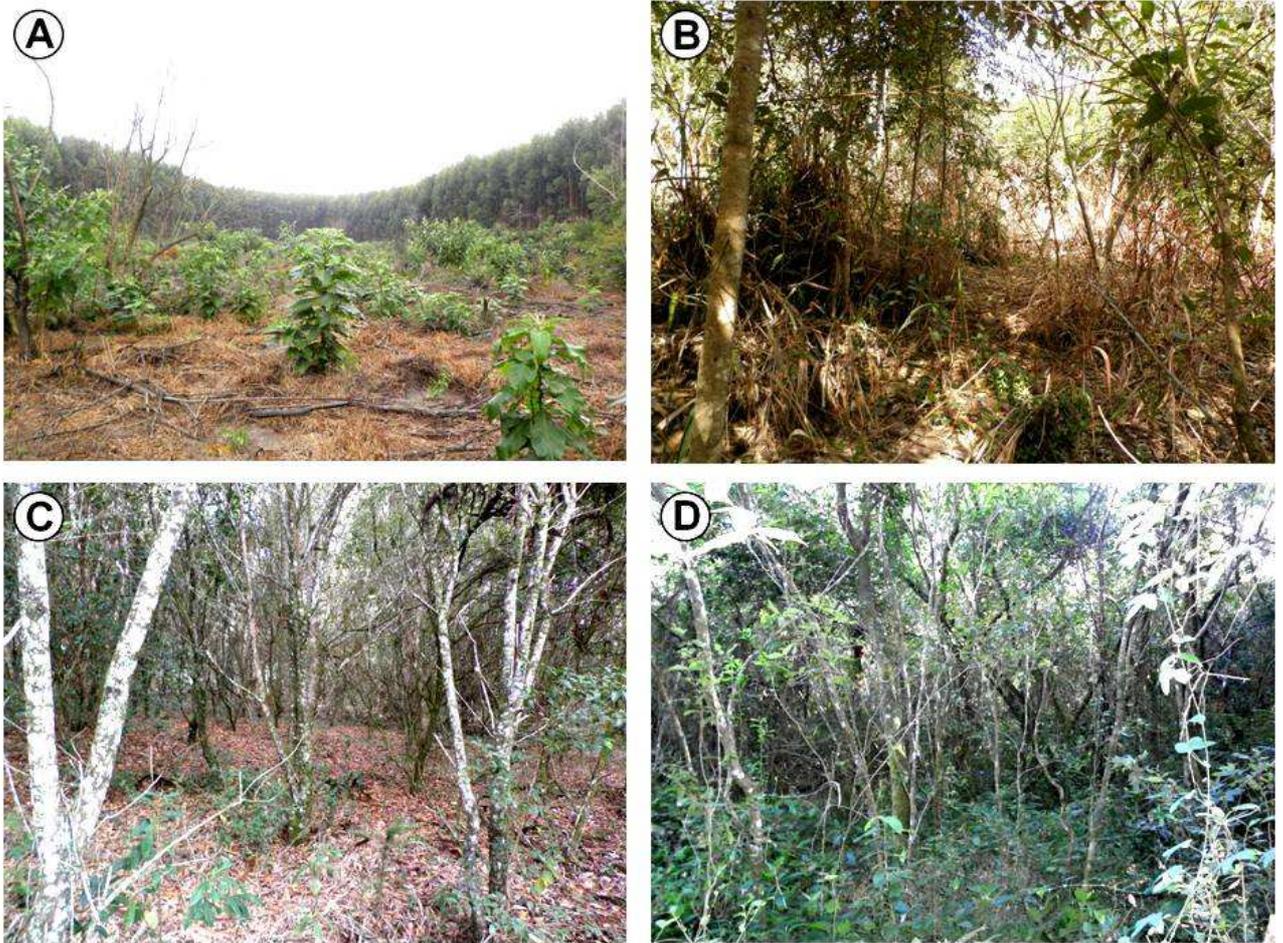


Figura 3 - Cronossequência de fragmentos amostrados conforme a idade de restauração: (A) cinco meses, (B) quatro anos, (C) 11 anos, (D) vegetação nativa

O plantio tradicional de recuperação conforme o procedimento operacional da empresa Fibria Celulose S/A, incluiu: aplicação de herbicida em manchas de *Brachiaria* spp., coveamento e coroamento com enxada, aplicação de adubo e herbicida ao redor da coroa das mudas. O plantio foi composto de 25–30 espécies arbóreas, com espaçamento de 3×2m. O manejo das áreas costuma ser feito a cada três meses, até dois anos de idade ou até que as plantas atinjam de 1,0 a 1,5 m de altura.

3.2 Metodologia

3.2.1 Delineamento experimental

As campanhas de amostragem foram organizadas conforme descrito na Tabela 2. No total foram seis campanhas distribuídas entre abril de 2011 e fevereiro de 2012, sendo três campanhas realizadas na estação seca (início, meio e final) e três na estação chuvosa (início, meio e final). A coleta em duas estações distintas evita efeitos decorrentes de sazonalidade (PINHEIRO, 2009).

Tabela 2- Cronograma de amostragem

Número da campanha de amostragem	Mês/ ano	Estação
I	04/2011	Seca (início)
II	06/2011	Seca (meio)
III	08/2011	Seca (final)
IV	10/2011	Úmida (início)
V	12/2011	Úmida (meio)
VI	02/2012	Úmida (final)

Em cada campanha foram instaladas 12 unidades amostrais dispostas conforme apresentado na Figura 4, segundo o método de parcelas de 5×5 m não-cercadas (FAUTH et al., 1989; ALLMON, 1991; HEINEN, 1992; JAEGER; INGER, 1994, 2001; GASCON, 1996; VONESH, 2001). Esse método vem sendo empregado com sucesso em estudos quantitativos envolvendo anfíbios e répteis de florestas tropicais (LIEBERMANN, 1986; SAWAYA, 1999; PINHEIRO, 2009).

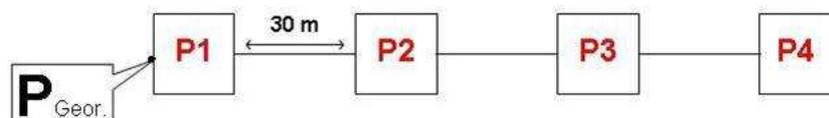


Figura 4 - Esquema representativo da unidade amostral constituída de quatro parcelas, onde Pgeor. = ponto central georreferenciado e P1, P2, P3 e P4, as quatro parcelas componentes do ponto de amostragem

As parcelas foram demarcadas com o auxílio de uma trena milimetrada e seu perímetro, delimitado com fitas plásticas e estacas de madeira nos quatro vértices (Figura 5).



Figura 5 - Parcelas de 5×5 m não-cercadas instaladas em dois fragmentos

3.2.2 Amostragem da anurofauna

A equipe de amostragem foi composta por dois membros fixos e um ajudante (funcionário da empresa), o que contribuiu para uma menor variabilidade na capacidade de detecção dos animais, minimizando assim possíveis vieses dos observadores, associados à coleta de dados em campo (MCCOMB et al., 2010).

As campanhas de amostragem foram realizadas com uma permanência de quatro dias e esforço diário entre 8 e 10 horas em campo, totalizando 24 dias ou 230 horas de amostragem. Em cada fragmento foram amostradas três unidades amostrais por estação, constituídas de quatro parcelas, resultando em 72 unidades amostrais e 288 parcelas ao longo do estudo (Tabela 3). A área total amostrada em cada fragmento foi de 600 m², totalizando 7.200 m² em todo o estudo.

Toda a amostragem foi realizada no período diurno, entre 07:00 e 18:00 horas. Por se tratar de uma área privada, a amostragem teve que seguir determinadas normas de segurança da empresa, de forma que não foram conduzidas amostragens noturnas.

Durante a procura dos animais, toda a serapilheira da parcela foi retirada e armazenada em sacos plásticos para posterior devolução. Essa técnica perturba menos o ambiente do que as armadilhas de interceptação e queda tradicionalmente utilizadas na amostragem da fauna de serapilheira (e.g. GIARETTA, 1999; PINHEIRO, 2009).

Tabela 3 – Descrição das campanhas de amostragem de anurofauna

Estação	Época	Nº Unidades Amostrais	Parcelas/Unidade amostral	Nº total de parcelas
Seca	Início	12	4	48
	Meio	12	4	48
	Final	12	4	48
<i>Sub-Total</i>		<i>36</i>	<i>4</i>	<i>144</i>
Chuvosa	Início	12	4	48
	Meio	12	4	48
	Final	12	4	48
<i>Sub-Total</i>		<i>36</i>	<i>4</i>	<i>144</i>
Total		72	4	288

Todos os animais encontrados foram pesados com dinamômetro (precisão de 0,1 g) e medidos com paquímetro (comprimento rostro-cloacal, CRC) com precisão de 0,1 mm. Além disso, os animais foram fotografados, classificados como jovens ou adultos e, quando possível, sexados previamente à sua liberação na parcela. Alguns indivíduos capturados foram mortos por asfixia em atmosfera de CO₂ (segundo resolução Nº 714 de 20 de junho de 2002 da CFMV), fixados em formalina 10% e conservados em álcool 70%. Todo o material coletado foi incorporado à coleção herpetológica do Laboratório de Zoologia de Vertebrados da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - ESALQ-USP (acrônimo VESALQ), de acordo com a licença de coleta e captura concedida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio (Processo nº28019-1) (Apêndice I).

3.2.3 Variáveis ambientais

As seguintes variáveis ambientais, cuja escolha foi baseada em outros trabalhos realizados com anuros de serapilheira (ALLMON, 1991; GIARETTA et al., 1997; SAWAYA, 1999; VONESH, 2001; GERMANO et al., 2003; SOUZA et al., 2008; PINHEIRO, 2009), foram medidas em cada parcela: (i) temperatura do ar aprisionado na serapilheira e (ii) umidade relativa do ar aprisionado na serapilheira (medidas com o auxílio de um termo-higrômetro), (iii) profundidade de serapilheira na parcela (medida com régua milimetrada) e (iv) cobertura do dossel (medida com densiômetro convexo). Para as variáveis (i) a (iii), foi considerada a média das medidas obtidas em cinco pontos, sendo quatro pontos no interior da parcela e distantes 1 m dos vértices e um ponto central.

3.3 Análise dos dados

Para avaliar se as amostragens conduzidas foram adequadas para representar a composição de espécies de anuros no local de estudo, conforme descrito na Tabela 3, foi feita a curva de acumulação de espécies de anuros em função do número de campanhas de amostragem.

A partir da hipótese inicial do projeto, foi elaborado um fluxograma geral (Figura 6) que representou a influência do conjunto de variáveis ambientais citados acima sobre a riqueza de espécies de anfíbios anuros nas áreas em restauração florestal. Tais variáveis correspondem às alterações microclimáticas e estruturais relacionadas ao tempo de restauração.

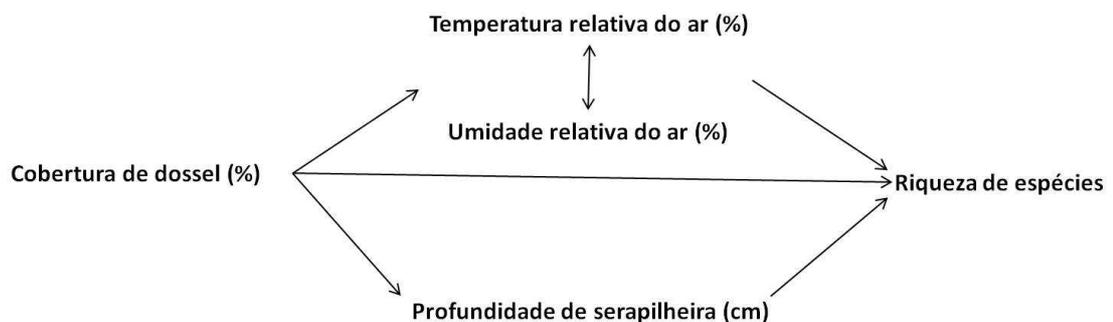


Figura 6 - Fluxograma que representa a hipótese geral testada no trabalho para explicar o efeito das variáveis ambientais nas áreas de regeneração florestal sobre a riqueza de espécies de anfíbios anuros

Após a construção do fluxograma geral foi feita uma análise de Correlação de Spearman entre as variáveis ambientais e a riqueza de espécies de anuros, assim como a correlação entre os fatores.

O efeito da cronossequência de regeneração dos fragmentos florestais sobre a distribuição e a abundância da comunidade de anfíbios foi avaliado por meio de análise de ordenação direta, com a elaboração de histogramas no programa *Graph Pad Prism*.

Para comparar a riqueza de espécies de anuros entre as diferentes cronossequências de regeneração dos fragmentos foi realizado o teste de Kruskal-Wallis, conforme descrito em ZAR (1974). As diferenças em riqueza de espécies de anuros entre todos os pares de categorias de cronossequência de regeneração (cinco meses e quatro e 11 anos) e vegetação nativa foram comparadas pelo teste de Wilcoxon (SIEGEL, 1956). As análises foram feitas nos programas estatísticos Systat 12 e SAS 9.2, com nível de significância de 0,05.

4 RESULTADOS

4.1 Estrutura da anurofauna de serapilheira

Nas 288 parcelas amostradas nos fragmentos, foram capturados 44 espécimes pertencentes a cinco espécies, distribuídas em cinco famílias: Brachycephalidae, Bufonidae, Hylidae, Leiuperidae e Leptodactylidae (Figura 7).

A espécie mais abundante foi *Haddadus binotatus* (Spix, 1824) (61,3% das capturas), seguida por *Physalaemus cuvieri* (Fitzinger, 1826) (20,4%) e *Leptodactylus marmoratus* (Steindachner, 1867) (11,3%) e as mais raras foram *Rhinella* sp. (4,5%) e *Bokermannohyla circumdata* (Cope, 1871) (2,27%) (Tabela 4). A maior abundância, assim como a maior riqueza dos anuros foi registrada nos fragmentos de 11 anos de restauração (77,27% e quatro espécies respectivamente), seguido pelos fragmentos de floresta de vegetação nativa (20,45 e 3 espécies respectivamente). Apenas um sapo foi capturado nos fragmentos com cinco meses de idade (2,27%) e nenhum nos fragmentos de quatro anos.

Tabela 4 - Espécies de anfíbios anuros de serapilheira encontradas nas parcelas amostradas nos diferentes fragmentos representados por áreas de vegetação nativa e uma cronossequência (5 meses e 4 e 11 anos de idade) de áreas restauradas com espécies arbóreas nativas

Família/Espécie	Fragmentos				Total de registros
	5 meses	4 anos	11 anos	Nativa	
Anfíbios					
BUFONIDAE					
<i>Rhinella</i> sp.	-	-	2	-	2
HYLIDAE					
<i>Bokermannohyla circumdata</i> (Cope, 1871)	-	-	-	1	1
LEIUPERIDAE					
<i>Physalaemus cuvieri</i> (Fitzinger, 1826)	1	-	8	-	9
LEPTODACTYLIDAE					
<i>Leptodactylus marmoratus</i> (Steindachner, 1867)	-	-	2	3	5
BRACHYCEPHALIDAE					
<i>Haddadus binotatus</i> (Spix, 1824)	-	-	23	5	27
Totais	1	0	34	9	44
Número de espécies	1	0	4	3	

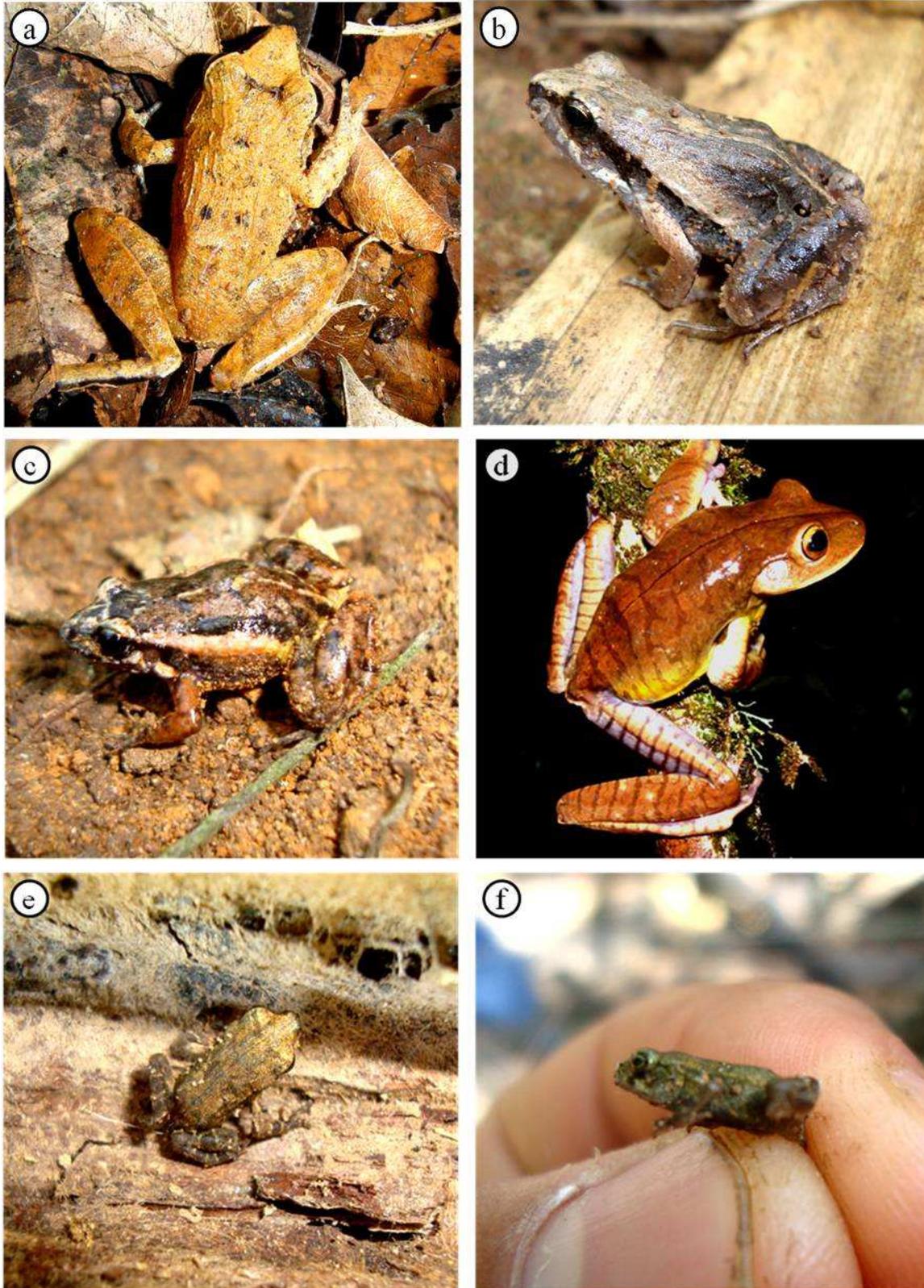


Figura 7 – Espécies de anuros amostradas nas áreas de estudo, município de Capão Bonito, estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Legenda: (a) *Haddadus binotatus*, (b) *Physalaemus cuvieri*, (c) *Leptodactylus marmoratus*, (d) *Bokermannohyla circumdata* (Foto: Mario Sacramento), (e) *Rhinella* sp., (f) *Rhinella* sp. (vista lateral)

A curva de acumulação de espécies, representada pela Figura 8, mostrou estabilização ao longo das campanhas de campo, demonstrando que o esforço amostral empregado foi suficiente para o registro da riqueza de espécies de anuros da localidade estudada. Na primeira campanha foram registradas três espécies e, a partir da quarta campanha, não houve mais acréscimo de espécies.

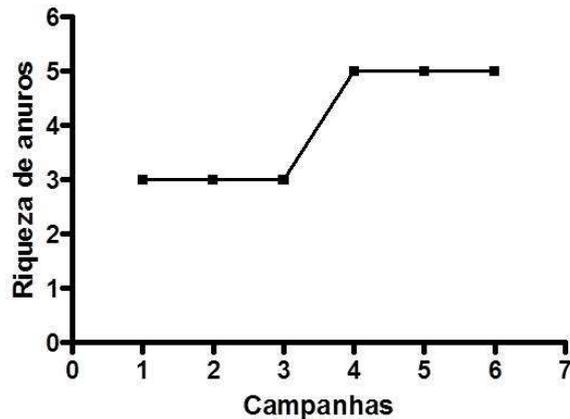


Figura 8 – Curva de acumulação de espécies de anuros em função das campanhas de amostragem realizadas entre os meses de abril de 2011 e fevereiro de 2012 nos fragmentos estudados, município de Capão Bonito, estado de São Paulo, sudeste do Brasil

Considerando as 288 parcelas, foi amostrada uma área total de 7.200 m², correspondente a 600 m² para cada fragmento. A densidade da anurofauna de serapilheira, incluindo todas as espécies e fragmentos amostrados foi de 0,61 indivíduos/100 m². Na Tabela 5 são apresentados os dados de densidade das espécies para cada tipo de fragmento estudado

Tabela 5 – Densidade relativa das espécies de anuros encontradas nos fragmentos

Espécie	Densidade (indivíduos/100m ²)			Vegetação Nativa
	5 meses	4 anos	11 anos	
<i>Rhinella</i> sp.	-	-	0,3	-
<i>Bokermannohyla circumdata</i>	-	-	-	0,2
<i>Physalaemus cuvieri</i>	0,2	-	1,3	-
<i>Leptodactylus marmoratus</i>	-	-	0,3	0,5
<i>Haddadus binotatus</i>	-	-	3,8	0,8
Total	0,2	-	5,6	1,5

As maiores densidades foram registradas nos fragmentos de 11 anos de restauração e na vegetação nativa (5,6 e 1,5 indivíduos/100m², respectivamente). A espécie de maior densidade foi *Haddadus binotatus* (nos fragmentos de 11 anos e de floresta nativa), seguida de *Physalaemus cuvieri* (em florestas de vegetação nativa).

4.2 A anurofauna de serapilheira e as variáveis ambientais

A riqueza de espécies de anuros foi significativamente correlacionada somente com profundidade de serapilheira e cobertura do dossel (Tabela 6). Foi observada correlação positiva entre as variáveis cobertura do dossel e profundidade de serapilheira e correlação negativa entre umidade relativa do ar e temperatura relativa do ar.

Tabela 6 – Resultados da correlação de Spearman (n = 72) entre as variáveis. Valores em negrito representam p<0,05. Riq- riqueza de espécies de anuros; Temp- temperatura relativa do ar; UR- umidade relativa do ar; Ser- profundidade da serapilheira; Doss- proporção de cobertura do dossel

Variáveis	Riq	Temp	UR	Ser
Temp	0,049			
UR	-0,005	-0,631		
Ser	0,497	-0,217	0,099	
Doss	0,327	-0,149	0,130	0,725

Os coeficientes de correlação obtidos a partir da análise de correlação de Spearman foram inseridos no fluxograma geral (Figura 9).

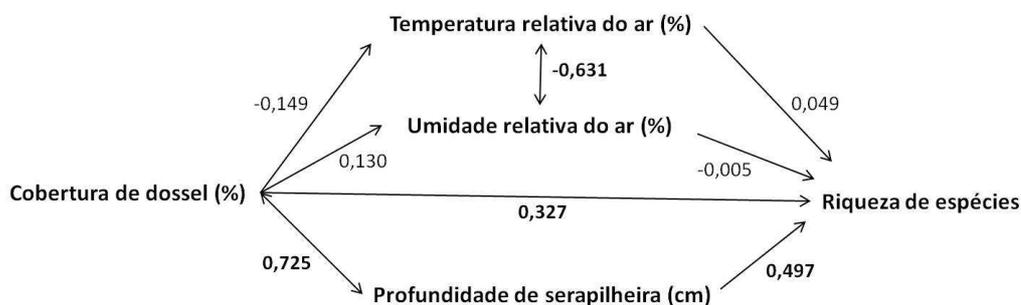


Figura 9 – Fluxograma da hipótese geral com os resultados da análise de correlação de Spearman.

4.3 Influência das diferentes cronossucessões de regeneração dos fragmentos florestais sobre a anurofauna de serapilheira

4.3.1 Distribuição das espécies

As espécies encontradas foram ordenadas de acordo com o estágio de regeneração dos fragmentos florestais, seguindo a seguinte classificação: (1) espécies generalistas, que ocorreram tanto em áreas abertas como em áreas florestadas e (2) espécies especialistas, que ocorreram apenas em áreas florestadas (Figura 10).

A espécie *Physalaemus cuvieri* foi a mais generalista por ocupar tanto as áreas de regeneração recente (cinco meses) como as áreas florestadas de 11 anos de regeneração. As demais espécies (*Rhinella* sp., *Haddadus binotatus*, *Leptodactylus marmoratus* e *Bokermannohyla circumdata*) foram classificadas como especialistas. A espécie *Rhinella* sp. foi encontrada apenas nas áreas de 11 anos de regeneração. *Haddadus binotatus* e *Leptodactylus marmoratus* foram encontrados tanto nos fragmentos de 11 anos como nos de floresta nativa. Finalmente, a espécie *Bokermannohyla circumdata* ocorreu somente em fragmentos de floresta nativa.

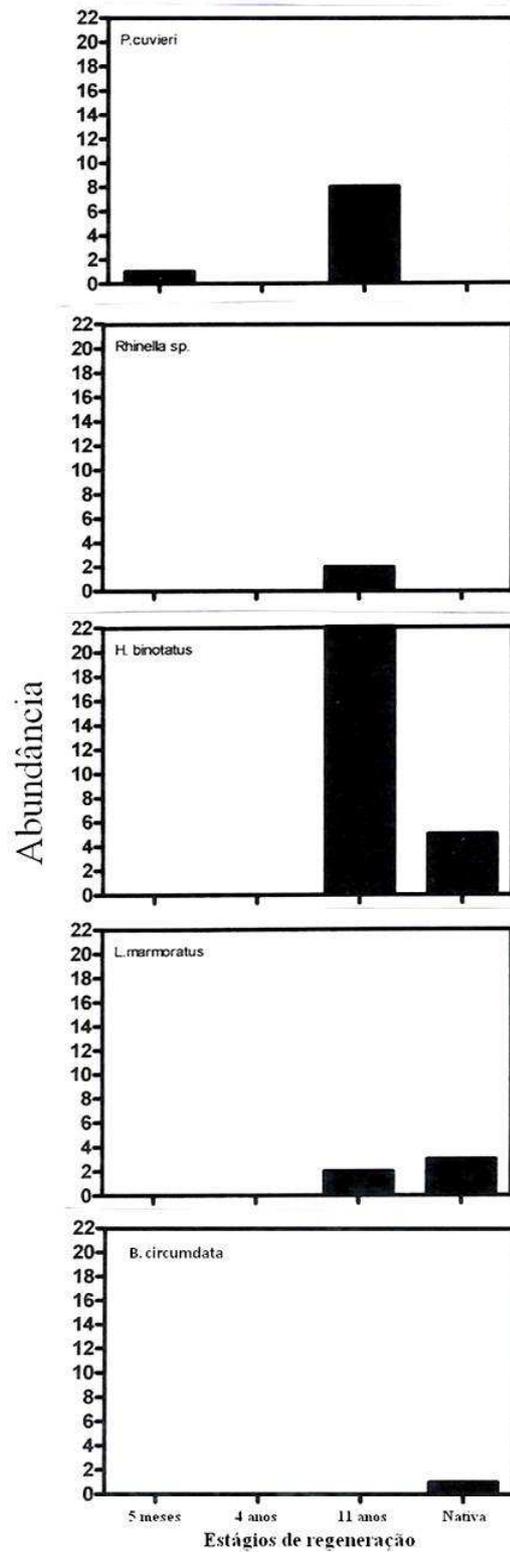


Figura 10 – Distribuição de abundância das espécies de anuros em função dos estágios de regeneração nos fragmentos localizados nas Fazendas Santa Inês e Boa Esperança, Capão Bonito e Buri – SP

4.3.2 Cronossequência de regeneração dos fragmentos e a riqueza de anuros

A *riqueza de espécies de anuros* foi significativamente diferente entre os tipos de fragmentos (cronossequência de restauração e floresta nativa) (Kruskal-Wallis, $p < 0,01$) (Figura 11).

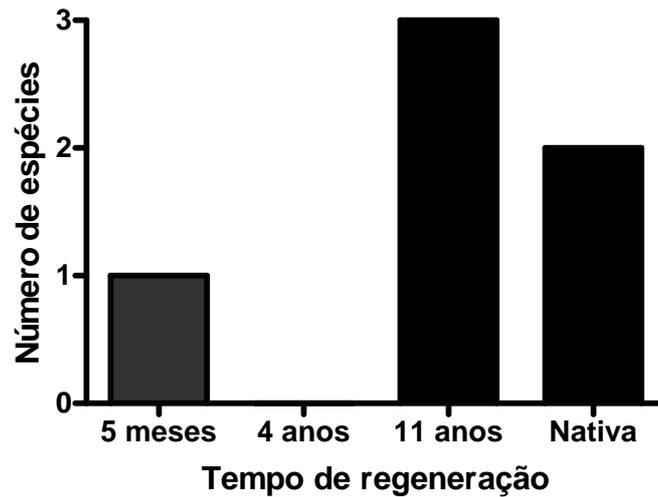


Figura 11 – Número de espécies de anuros registradas nos diferentes fragmentos estudados

De acordo com os dados obtidos, houve maior riqueza de espécies de anuros de serapilheira nos fragmentos de 11 anos de restauração e de floresta nativa. Por outro lado, no fragmento de quatro anos não foi capturado nenhum indivíduo (Figura 11).

Na Tabela 7 é apresentada a matriz de probabilidade de aceite da hipótese nula para as comparações entre riqueza de espécies de anuros e os fragmentos florestais com diferentes categorias de cronossequência de regeneração, seguindo o teste de Wilcoxon ($p < 0,01$).

Tabela 7 – Matriz de probabilidade de aceite da hipótese nula para as comparações entre riqueza de espécies de anuros e os fragmentos florestais de acordo com o teste de Wilcoxon ($p < 0,01$)

Fragmento	5 meses	4 anos	11 anos
4 anos	0,17	–	–
11 anos	0,001	0,0004	–
Floresta nativa	0,008	0,002	0,24

O teste de Wilcoxon revelou que os fragmentos de cinco meses e quatro anos não diferiram entre si ($p > 0,05$). O mesmo ocorreu entre os fragmentos de 11 anos e de floresta nativa. No entanto, foi constatada diferença significativa dos fragmentos de cinco meses e quatro anos em relação aos de 11 anos e de floresta nativa ($p < 0,01$) (Tabela 7).

5 DISCUSSÃO

5.1 Estrutura da anurofauna de serapilheira

A riqueza e a abundância das espécies de anuros de serapilheira em florestas em restauração obtida neste estudo ainda está muito distante dos resultados observados por outros autores utilizando o mesmo método de amostragem em áreas naturais de Mata Atlântica (GIARETTA et al., 1999; SAWAYA, 1999; ROCHA et al., 2000; 2001; 2007; 2011; PINHEIROS, 2009; SIQUEIRA et al., 2009). Por outro lado, o esforço amostral empregado nesta pesquisa foi superior ao realizado nos trabalhos supracitados. Os esforços amostrais variaram de 30 (ROCHA et al., 2000) a 200 parcelas amostradas (PINHEIRO, 2009).

O baixo número de capturas da presente pesquisa pode estar relacionado à qualidade dos fragmentos florestais estudados, ao método de amostragem utilizado e também ao período em que foram conduzidas as amostragens. Por ser seletivo, o método de parcelas não garante a captura de espécies que possam utilizar a serapilheira eventualmente (GIARETTA, 1999). Já as amostragens noturnas são mais eficientes em função de a maioria das espécies apresentarem atividade predominantemente noturna (ROCHA et al., 2001; WATANABE et al., 2005, PINHEIRO, 2009).

Bruscagin (2010), em um estudo realizado com anfíbios em paisagens fragmentadas no município de Capão Bonito e Ribeirão Grande, capturou 1113 indivíduos de 18 espécies diferentes. Ressalta-se, no entanto, que a autora fez uso de armadilhas de interceptação e queda. Da mesma forma, Oliveira (2004) capturou 550 indivíduos de 15 espécies em diferentes fragmentos de floresta nativa circundados por plantios de eucalipto em Pilar do Sul.

Poucos são os estudos que abordam os efeitos da sucessão florestal sobre espécies de animais e outros organismos. Esses, em sua maioria, enfatizam grupos de vertebrados, como mamíferos, aves e lagartos (BROWN; SOUTHWOOD, 1987; FONSECA, 1989; BROWN, 1991, NICHOLS; NICHOLS, 2003). A escassez de trabalhos com anfíbios de serapilheira em áreas de florestas em restauração impedem comparações com os resultados obtidos neste estudo.

No Brasil, Souza et al., (2008) estudaram diferentes estágios sucessionais em uma floresta do Acre e mostraram que ambientes com níveis intermediários de perturbação são importantes para a conservação da anurofauna, pois promovem e mantêm níveis elevados de biodiversidade. Vilela (2012) em seu estudo em áreas em processo de restauração após

mineração de bauxita em Poços de Caldas (MG) evidenciou a importância da prática de restauração para reconstrução de habitats e restabelecimento de espécies da anurofauna nativa. Alguns trabalhos também têm sido conduzidos em áreas alagadas dos Estados Unidos, avaliando de forma positiva os efeitos da restauração sobre as comunidades de anfíbios (LEHTNEM; GALATOWITSCH, 2001; PETRANKA et al., 2003a; 2003b; BRODMAN et al., 2006). Muito embora as agências regulatórias norte-americanas neste país exijam o monitoramento de áreas alagadas de três a cinco anos após a restauração, muitos pesquisadores concordam que é necessário um período mais longo para obter respostas adequadas das populações (PETRANKA et al., 2003b). Similarmente, outros estudos conduzidos em áreas de floresta no norte dos Estados Unidos relataram que o tempo necessário para a recuperação das estruturas físicas do habitat, incluído a reformação natural da serapilheira após corte da floresta, pode ser bastante longo (50–80 anos) (ABER et al 1978; LIKENS et al 1978; COVINGTON 1981; FEDERER 1984; HUGHES; FAHEY, 1994).

As cinco espécies amostradas neste trabalho habitam áreas abertas ou florestadas, possuem ampla distribuição geográfica e são consideradas espécies comuns (IUCN, 2011). Espécies generalistas, como *Physalaemus cuvieri*, que habitam formações vegetais abertas (BRASILEIRO et al., 2005), foram encontradas tanto nos fragmentos de cinco meses de restauração como em áreas florestadas com 11 anos de idade. Esta espécie constrói ninhos de espuma flutuantes fixos à vegetação aquática (BERTOLUCI, 1992). Alguns pesquisadores tem defendido que atividades antrópicas que alteram a paisagem natural podem promover a expansão de sua distribuição geográfica por meio da invasão de ambientes alterados ou não (HADDAD; PRADO, 2005; CONTE; ROSSA-FEREZ, 2006; MORAES et al., 2007).

Indivíduos jovens do gênero *Rhinella* foram observados nas áreas florestadas de 11 anos de restauração, indicando um possível processo de recrutamento na população dentro dessas áreas. Girinos de espécies desse gênero também foram encontrados nas margens de açudes durante a estação chuvosa. Os dois indivíduos amostrados pertencem provavelmente à espécie *Rhinella icterica*, uma vez que indivíduos adultos dessa espécie foram registrados nas proximidades dos fragmentos. A presença desses indivíduos jovens neste local deve estar associada ao corpo d'água (açude) existente perto do fragmento. Esta espécie ocupa tanto o interior da mata como áreas abertas (BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002; CARVALHO-E-SILVA et al., 2008), sua reprodução ocorre em ambientes lênticos e os ovos são depositados diretamente na água na forma de cordões gelatinosos (BERTOLUCI, 1991; DIXO; VERDADE, 2006).

Segundo Dixo e Verdade (2006), espécies de áreas abertas e reprodução com larvas aquáticas são mais abundantes em áreas menos preservadas e mais resistentes a alterações no micro-habitat, beneficiando-se, de certo modo, dos processos decorrentes da fragmentação florestal por retirada de madeira.

As espécies *Haddadus binotatus* e *Leptodactylus marmoratus*, conhecidas como excelentes bioindicadoras de boa qualidade do hábitat (BERTOLUCI et al., 2007), foram encontradas apenas em áreas com 11 anos de restauração e em floresta nativa. Ambas as espécies podem ser encontradas em atividade também durante o dia e vivem associadas à serapilheira por apresentarem reprodução terrestre (HAYER et al, 1990). Os ovos de *L. marmoratus* são depositados em ninhos de espuma terrestres, acomodados em tocas escavadas pelos machos, onde ocorre o desenvolvimento dos girinos (HADDAD & PRADO, 2005). Já os ovos de *H. binotatus* são depositados em meio à serapilheira e apresentam desenvolvimento direto (IZECKSOHN; CARVALHO-E-SILVA, 2001). Espécies oportunistas, como *L. marmoratus*, são capazes de viver em pequenos fragmentos florestais e toleram distúrbios do hábitat (HENLE et al., 2004).

A maior abundância de *H. binotatus* em áreas florestadas de 11 anos de restauração pode estar associada à elevada formação de serapilheira e aos plantios de eucaliptos presentes no entorno dos fragmentos. Yamamoto e Bertoluci (2012), em seu estudo com anfíbios anuros em áreas de florestas plantadas com eucalipto no Vale do Paraíba, relataram um elevado número de capturas de *H. binotatus* nos plantios de eucalipto. Este fato pode estar relacionado à formação do sub-bosque pelas árvores do plantio, as quais podem estar gerando sombreamento para as espécies de anuros exclusivas de áreas florestadas, que possivelmente usam esses trechos de mata como corredores entre fragmentos. Dessa forma, mesmo sem sub-bosques, tais plantios oferecem provavelmente mais recursos para algumas espécies quando comparados a plantios de espécies nativas. Esse resultado sugere que a formação de serapilheira, mesmo que composta apenas por deposição de materiais homogêneos dos plantios florestais, é provavelmente importante para espécies que ocupam esse tipo de habitat..

Espécies de ambientes florestais que possuem reprodução terrestre geralmente apresentam menor habilidade de dispersão e, com isso, são mais sensíveis a mudanças nas condições ambientais (CUSHMAN, 2006). Resultados encontrados por Condez (2009), para os municípios de Tapiraí e Piedade (estado de São Paulo), mostraram que a maior riqueza e abundância de espécies no chão da mata está associada à serapilheira por fornecer condições

adequadas para a deposição dos ovos, no caso de espécies com reprodução terrestre, além de servir como abrigo contra predadores (VAN SLUYS et al., 2007).

O único exemplar de hilídeo (*Bokermannohyla circumdata*) registrado no fragmento de floresta nativa, não é tido como habitante comum de serapilheira (ALLMON, 1991), sendo seu registro decorrente, muito provavelmente, de captura acidental. Esta é uma espécie geralmente abundante, sendo encontrada durante todo o ano e com distribuição ampla na Mata Atlântica (HADDAD et al., 2008). Os indivíduos habitam áreas florestais e de borda de mata e comumente são avistados em repouso sobre a vegetação (FORLANI et al., 2010). Sua reprodução ocorre em ambientes brejosos e remansos de riachos, onde constroem ninhos na lama (CARVALHO-E-SILVA et al., 2008). Segundo Condez (2009), espécies de hábitos florestais e com larvas aquáticas, ocorrem nos fragmentos com menor grau de perturbação e com vegetação de estrutura mais complexa, por parecerem mais sensíveis a condições de preservação.

5.2 A anurofauna de serapilheira e as variáveis ambientais

As variações na estrutura da vegetação e no contexto da paisagem são decisivas para a manutenção das espécies, de acordo com suas características biológicas (CONDEZ, 2009). Para Rio-Lópes e Aide (2007) o microclima é um fator importante para o desenvolvimento do conjunto de espécies de anfíbios. Por passarem a maior parte de sua vida em pequenas áreas de vegetação dentro de uma paisagem, os anfíbios são mais dependentes das condições ambientais e mais propensos à extinção local após distúrbios, quando comparados a aves e mamíferos (BLAUSTEIN et al., 1994).

As variáveis *temperatura relativa do ar* e *umidade relativa do ar* foram correlacionadas negativamente, ou seja, com o aumento da temperatura ocorre a diminuição da umidade relativa do ar, concordando com Schlaepfer e Gavin (2001) e Lehtinen et al. (2003). Tais variáveis, também chamadas de covariáveis, são consideradas de grande importância para os anuros de serapilheira (BEUCHAT et al., 1984; TAIGEN et al., 1984; DUELLMAN; TRUEB, 1994).

As variáveis *profundidade de serapilheira* e *cobertura do dossel* foram correlacionadas positivamente com a riqueza de espécies de anfíbios, fato que pode ser explicado pela dependência dos anuros desses fatores ambientais. A variação de *cobertura do dossel* está relacionada ao tempo de restauração florestal, uma vez que seu aumento contribui para o incremento da estrutura vegetacional, favorecendo os estágios sucessionais

subsequentes (RODRIGUES & GANDOLFI, 2000). Segundo Barros (2006), a cobertura do dossel controla a variação da umidade relativa do ar e da profundidade da serapilheira. Isso ocorre porque um dossel com pequena cobertura favorece a maior entrada de luz e de vento, que por sua vez altera os valores de umidade relativa do ar, influenciando diretamente na riqueza de espécies de anuros. O ambiente mais úmido, de forma geral, é mais adequado para as espécies de anuros, pois há menor risco de perda de água, além de facilitar o desenvolvimento normal dos ovos, especialmente para espécies com reprodução terrestre. Ramos (2012) mostrou que a variável cobertura do dossel foi o principal fator que explicou a variação em riqueza de espécies de anfíbios em uma floresta preservada e rodeada por paisagem agrícola no sudeste do estado de São Paulo (Parque Estadual Carlos Botelho). Isto pode ser um indício de que, nos estágios iniciais de restauração florestal, a profundidade de serapilheira seja a principal variável da estrutura da vegetação a exercer efeito direto sobre a riqueza de espécies. Já nas áreas em estágio de clímax ou de maturidade, a variável cobertura do dossel explicaria a riqueza de espécies de anfíbios anuros de serapilheira.

A profundidade de serapilheira está relacionada à formação de um microclima propício aos anfíbios, por fornecer abrigo, umidade e sítios de ovipostura, principalmente para algumas espécies com desenvolvimento direto (SCOTT, 1976). Além disso, a serapilheira contribui para abrigar a biomassa de artrópodes, que constituem os principais componentes da dieta dos anfíbios (LIEBERMAN, 1986; WATLING; DONNELLY, 2002; HEINEN, 2006).

Diversos estudos mostraram que a riqueza de anfíbios correlaciona-se positivamente com a cobertura do solo por serapilheira (LIEBERMAN, 1986; FAUTH et al., 1989; ALLMON, 1991; HEINEN, 2006; VAN SLUYS et al., 2007; XAVIER; NAPOLI, 2011), enquanto outros não apontaram tais correlações (INGER, 1980; PINHEIRO, 2009; VILELA, 2012). Isto pode ser explicado pelo fato de que a densidade de espécies da anurofauna não está diretamente relacionada com as características do habitat, mas com interações conjuntas de outros fatores (e.g. presença de predadores, disponibilidade de presas e parasitismo), caracterizando uma complexa rede de interações (WATLING, 2005). É importante destacar ainda, que cada espécie de anuro pode apresentar uma resposta específica a determinadas características ambientais (VAN SLUYS et al., 2007).

Em um estudo conduzido em área de floresta do sudeste do Brasil, Giaretta et al. (1999) relataram que a abundância de anfíbios correlacionou-se positivamente com a profundidade de serapilheira. Por outro lado, Bruscin (2010) não encontrou relação

significativa entre a variável profundidade da serapilheira e a riqueza de espécies de anuros em áreas fragmentadas de Ribeirão Grande e Capão Bonito (SP).

5.3 Influência das diferentes cronossequências de regeneração dos fragmentos florestais sobre a anurofauna de serapilheira

Nenhum animal foi registrado nos fragmentos de quatro anos de restauração, provavelmente devido a seu mau estado de conservação. Segundo informações obtidas junto à propriedade, não foi realizado o manejo correto dessas áreas nos primeiros anos de restauração, o que explica a ausência de estratos inferiores (espécies arbustivas e herbáceas), dossel mais aberto e grande quantidade de gramíneas exóticas invasoras. Segundo Heinen (2006), dosséis mais abertos podem conduzir a extremos de temperatura e a baixas condições de umidade, condições desfavoráveis para a maioria das espécies de anuros (DUELLMAN; TRUEB, 1994).

Nos fragmentos restaurados mais recentemente, as atividades de manejo, como o coroamento de mudas e a aplicação de adubos, herbicidas e inseticidas, podem ter influenciado negativamente a colonização dos anfíbios. Isso ocorre, pois, como já mencionado anteriormente, os anfíbios são dependentes das condições ambientais e, portanto, sensíveis às mudanças na estrutura do habitat (BLAUSTEIN et al., 1994).

Os fragmentos de vegetação nativa apresentaram menor abundância e riqueza de espécies, possivelmente em função de seu precário estado de conservação. A maior riqueza em florestas de 11 anos de restauração pode ser explicada em grande parte pela existência de corpos d'água (açude), quantidade de serapilheira e pelo fato desses ambientes constituírem estágios intermediários de perturbação (SOUZA et al., 2008). Segundo Brown (1991), níveis intermediários de perturbação promovem e mantêm elevada biodiversidade local. Ambientes mais heterogêneos podem acomodar mais espécies por fornecerem maior quantidade de micro-habitats e microclimas, aumentando dessa forma a diversidade de recursos. Em ambientes com menores níveis de perturbação, algumas espécies são excluídas, reduzindo a diversidade (TOWNSEND et al., 2006). Dessa forma, ambientes mais perturbados são colonizados por espécies pioneiras, mais adaptadas à situação (ROSENZWEIG, 1995; LERTZMAN; FALL, 1998). Um estudo realizado em fragmentos na Amazônia mostrou forte influência da fragmentação sobre a serapilheira, aumentando a taxa de queda das folhas nos fragmentos perturbados, já que estão sujeitos a um maior efeito de borda (BIERREGAARD et al., 1989).

Resultados obtidos por Rio-Lópes e Aida (2007), que estudaram a dinâmica da herpetofauna durante estágios sucessionais em florestas no norte de Porto Rico, revelaram que o enriquecimento da herpetofauna ocorre de forma lenta, devido ao intervalo de tempo (*time lag*) entre a colonização inicial o estabelecimento de espécies viáveis e a chegada e disponibilização de presas. Segundo Allmon (1991), a densidade de anuros de serapilheira varia muito entre florestas tropicais do mundo todo, em função da disponibilidade de nutrientes, da idade das florestas e, portanto, do estágio sucessional.

5.4 Considerações sobre o manejo das áreas

A restauração ecológica tem que ser vista como uma ferramenta de planejamento e implementação de ações de conservação da biodiversidade (TABARELLI et al., 2010). No entanto, a limitação de conhecimentos específicos e aplicados de restauração ecológica de florestas tropicais, somada à escassez de profissionais com experiência nessa área, resultou, nas últimas décadas, em iniciativas mal sucedidas (SOUZA; BATISTA, 2004; RODRIGUES et al., 2009).

Assim como observado por Bechara (2006) em unidades demonstrativas de restauração de Floresta Estacional Semidecidual nas propriedades da Fazenda Santa Inês, o plantio tradicional de recuperação aplicado nas áreas estudadas contribuiu para a formação de plantações “limpas”, onde somente as árvores plantadas são privilegiadas, prejudicando a regeneração natural. O mesmo autor observou que as atividades de capina e coroamento em plantios tradicionais, são feitos em excesso. Essas atividades mantêm as áreas limpas, não permitindo a expressão da regeneração e inibindo a sucessão.

Nesse contexto, a restauração por meio de técnicas nucleadoras surge como uma das principais alternativas para o sucesso da regeneração. Dentre essas técnicas tem-se o plantio de árvores em núcleos, jamais em uma área total. Assim, grandes áreas abertas contribuem para a aceleração da regeneração natural por outros métodos, como poleiros artificiais, atraindo aves dispersoras de sementes, transposição de solo, trazendo propágulos de fragmentos próximos e promovendo o fluxo gênico, e leiras de galharia, oferecendo abrigo para uma fauna diversificada e contribuindo para a germinação de sementes de espécies adaptadas a áreas úmidas e sombreadas. O conjunto dessas ações favorece os fluxos naturais, formando um mosaico florestal passível de contribuir com a conservação da biodiversidade (REIS et al., 2003; TRES, 2006; BECHARA et al., 2007).

Quanto aos talhões de eucalipto localizados próximo à borda dos fragmentos, técnicas que evitassem a exposição de toda a borda e do núcleo às agressões do meio externo poderiam ser adotadas. O corte do eucalipto altera os padrões de temperatura e do vento, além de aumentar a incidência de luz, favorecendo o crescimento de gramíneas exóticas invasoras (FLORENCE, 1996). Nessas áreas poderiam ser adotadas rotações de corte seletivo mais longo em pontos alternados (corte em mosaico), assim como a manutenção de sub-bosques nativos nos eucaliptais em parte dos talhões ou em faixas, fornecendo assim abrigo e recursos alimentares para a fauna em geral (PIVELLO; KORMAN, 2005).

Os dados obtidos nesta pesquisa são relevantes para a conservação, uma vez que mostram ausência da anurofauna em ambientes em processo de restauração, além de chamar a atenção para as características ecológicas específicas de cada espécie e sua interação com as condições ambientais.

O número de animais encontrados nas áreas restauradas provavelmente poderia ser diferente se estratégias alternativas de manejo tivessem sido utilizadas. Para que tais mudanças sejam concretizadas, é necessário que o setor de planejamento das empresas trabalhe em consonância com o setor de meio ambiente. As empresas do ramo florestal devem ter como meta garantir a continuidade dos processos ecológicos e hidrológicos nas unidades de restauração ecológica, contribuindo dessa forma para a manutenção e a permanência da biodiversidade nessas áreas.

6 CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos neste trabalho foi possível determinar a riqueza e a abundância de anfíbios anuros de serapilheira em florestas restauradas, assim como os efeitos da restauração sobre essas populações de anfíbios.

A riqueza e a abundância da anurofauna de serapilheira foram associadas às alterações microclimáticas ocasionadas pela mudança sucessional da estrutura da vegetação, de forma que nos fragmentos de 11 anos de restauração observou-se a maior riqueza e abundância da anurofauna.

A profundidade de serapilheira e a cobertura do dossel foram as variáveis ambientais que se correlacionaram positivamente com a riqueza de espécies de anuros nos fragmentos estudados.

Ressalta-se, no entanto, a necessidade de estudos de média e longa duração a fim de se investigar mais profundamente a influência do tempo de restauração, e conseqüentemente das variáveis ambientais, sobre a presença de espécies de anuros em áreas de florestas restauradas.

REFERÊNCIAS

- ABER, J.D.; BOTHRN, D.B.; MELILLO, L.M. Predicting the effects of different harvesting regimes on forest floor dynamics in northern hardwoods. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 8, p. 306-315, 1978.
- ALLMON, W.D. A plot study of forest floor litter frogs, Central Amazon, Brazil. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 7, p. 503-522, 1991.
- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, Buenos Aires, v. 71, p. 355-366, 1994.
- BARROS, F.A. de. **Efeito de borda em fragmentos de Floresta Montana, Nova Friburgo-RJ**. 2006. 100p. Dissertação (Mestrado Ciências Ambientais) - Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2006.
- BECHARA, F.C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. 2006. 245p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais. Área de Conservação de Ecossistemas Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2006.
- BEUCHAT, C.A.; POUGH, F.H.; STEWART, M.M. Response to simultaneous dehydration and thermal stress in three species of Puerto Rican frogs. **Journal of Comparative Physiology**, Berlin, v. 154, p. 579-585, 1984.
- BEEBEE, T.J.C.; GRIFFITHS, R.A. The amphibian decline crisis. A watershed for conservation biology? **Biological Conservation**, Essex, v. 25, p. 271-285, 2005.
- BERNARDE, P.S.; MACEDO, L.C. Impacto do desmatamento e formação de pastagens sobre a anurofauna de serapilheira em Rondônia, **Iheringia**, Série Zoologia, Porto Alegre, v. 98, n. 4, p. 454-459, 2008.
- BERTOLUCI, J.A. **Partição de Recursos Associada à Atividade Reprodutiva em uma Comunidade de Anuros (Amphibia) de Mata Atlântica**. 1992. 167p. Dissertação (Mestrado na área de Zoologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Biologia, São Paulo, 1992.
- BERTOLUCI, J. Annual patterns of breeding activity in Atlantic Rainforest anurans. **Journal of Herpetology**, Athens, v. 32, p. 607-611, 1998.
- 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. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 42, p. 287-297, 2002a.
- BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M.T. Seasonal patterns of breeding activity of Atlantic Rainforest anurans at Boracéia, Southeastern Brazil. **Amphibia-Reptilia**, Leiden, v. 23, p. 161-167, 2002b.

BERTOLUCI, J.; BRASSALOTI, R.A.; RIBEIRO JUNIOR, J.W.; VILELA, M.F.N.; SAWAKUSHI, H.O. Species composition and similarities among anuran assemblages of forest sites in southeastern Brazil. **Scientia Agricola, Piracicaba**, v. 64, p. 364-374, 2007.

BERTOLUCI, J.; CANELAS, M.A.S.; EISEMBERG, C C.; PALMUTI, C.F.S.; MONTINGELLI, G.G. Herpetofauna of Estação Ambiental de Peti, na Atlantic Rainforest fragmento of Minas Gerais state, southeastern. **Biota Neotropica, Campinas**, v. 9, p. 147-155, 2009.

BECHARA, F.C.; CAMPOS FILHO, E.M.; BARRETTO, K.D.; GABRIEL, V.A.; ANTUNES, A. Z.; REIS, A. Unidades Demonstrativas de Restauração Ecológica através de Técnicas Nucleadoras de Biodiversidade, **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, p. 9-11, 2007.

BIERREGAARD JUNIOR, R.O.; LOVEJOY, T.E. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 19, n. 9, p.215-241, 1989.

BLAUSTEIN, A.R.; WAKE, D.B.; SOUSA, W.P. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinction. **Conservation Biology**, Boston, v. 8, p. 60-71, 1994.

BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P.Y.; NAVE, A.G.; GANDARA, F.B.; BARBOSA, L.M.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010.

BRASILEIRO, C.A.; SAWAYA, R.J.; KIEFER, M.C.; MARTINS, M. Amphibians of an open cerrado fragment in southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 5, p. 1-17, 2005.

BRODMAN, R.; PARRISH, M.; KRAUS, H.; SPENCER, C. Amphibians biodiversity recovery in a large-scale ecosystem restoration. **Herpetological Conservation and Biology**, Nevada, v. 1, n. 2, p. 101-108, 2006.

BROWN, V.K. The effects of changes in habitat structure during succession in terrestrial communities, p. 141-168. In: BELL, S.S.; MCCOY, E. D.; MUSHINSKY, H. R. (Ed.). **Habitat Structure: the physical arrangement of objects in space**. London: Chapman, 1991, 438p.

BROWN, V.K.; SOUTHWOOD, T.R.E. Secondary succession: patterns and strategies In: GRAY, A.J.; CRAWLEY, M.J.; EDWARDS, P.J. (Ed.). **Colonization, Succession and Stability**. Oxford, Blackwell Scientific, 1987, p. 315-337.

BRUNS, I.; FRIESE, K.; MARKERT, B.; KRAUSS, G.J. Heavy metal inducible compounds from *Fontinalis antipyretica* reacting with Ellman's reagent are not phytochelatins. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 241, p. 215-216, 1999.

BRUSCAGIN, R.T. **Diversidade de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em uma paisagem fragmentada de Ribeirão Grande, São Paulo**. 2010. 122p. Dissertação (Mestrado em Ciências. Área de Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2010.

BURTON, T.M.; LIKENS, G.E. Salamander populations and biomass in the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire. **Copeia**, Lawrence, v. 3, p. 541-546, 1975.

BURTON, S.M.; RUNDLE, S.D.; JONES, M.B. The relationship between trace metals contamination and stream meiofauna. **Environmental Pollution**, London, v. 111, p. 159-167, 2000.

CANELAS, M.A.S.; BERTOLUCI, J. Anurans of the Serra do Caraça, southeastern Brazil: species composition and phenological patterns of calling activity. **Iheringia**, Série Zoologia, Porto Alegre, v. 97, p. 21-26, 2007.

CARVALHO-E-SILVA, A.M.T.; SILVA, G.R.; CARVALHO-E-SILVA, S.P. Anurans at Rio das Pedras Reserv, Mangaratib, RJ, Brazil. **Biota Neotrópica**, Campinas, v. 8, n. 1, 2008. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br>.

CEPAGRI – **Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura**. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br>. 2012. Acesso em: 10 mai. 2012.

COLLINS, J.P.; STORFER, A. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. **Diversity and Distributions**, cidade, v. 9, n. 2, p. 89-98, 2003

CONANT, R.; COLLINS, J.T. **A Field Guide to Reptiles and Amphibians of Eastern and Central North America**. 3rd ed. Boston: Houghton Mifflin, 1998. 640p.

CONDEZ, T.H.; SAWAYA, R.J.; DIXO, M. Herpetofauna dos remanescentes de Mata Atlântica da região de Tapiraí e Piedade, SP, sudeste do Brasil. **Biota Neotrópica**, Campinas, v. 9, n. 1, 2009. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br>.

CONTE; C.E.; ROSSA-FEREZ, D.C. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 23, n. 1, p. 162-175, 2006.

COVINGTON, W.W. Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. **Ecology**, Ithaca, v. 62, n. 1, p. 41-48, 1981.

CUSHMAN, S.A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. **Biological Conservation**, Barking, v. 128, n. 2, p. 231-240, 2006.

DEAN, W. **With Broadax and Firebrand: The Destruction of the Brazilian Atlantic Forest**. Berkeley.: California University Press, 1995. 504p.

DEGRAAF, R.M.; RUDIS, D.D. Herpetofaunal species composition and relative abundance among three New England forest types. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 32, p. 155-165, 1990.

DIAMOND, J.M. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for design of natural reserves. **Biological Conservation**, Barking, v. 7, p. 129-145, 1975.

DIXO, M.; VERDADE, V.K. Herpetofauna de serrapilheira da Reserva Florestal de Morro Grande, Cotia (SP). **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, p. 1-20, 2006.

DRISCOLL, D.A. Mobility and metapopulation structure of *Geocrinia alba* and *Geocrinia vitellina*, two endangered frog species from Southwestern Australia. **Australian Journal of Zoology**, Victoria, v. 22, p. 185-195, 1997.

DUELLMAN, W.E. Global distribution of amphibians: patterns, conservation and future changes. In:_____. (Ed.). **Patterns of Distribution of Amphibians, a Global Perspective**. London: The John Hopkins University Press, 1999. p. 1-30.

DUELLMAN, W.E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1994. 670p.

ENGEL, V.L.; PERROTA, J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. **Restauração ecológica de ecossistemas mundiais**. Botucatu: FEPAF, 2003. cap. 1, p. 1-26.

ESALQ - **Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz** - Núcleo de Monitoramento Agroclimático. Disponível em: <http://www.leb.esalq.usp.br/nurma.html>. 2012. Acesso em: 10 mai. 2012.

FAUTH, J.E.; CROTHER. B.I.; SLOWINSKI. J.B. Elevational patterns of species richness, evenness, and abundance of the Costa Rica leaf-litter herpetofauna. **Biotropica**, Washington, v. 21, p. 178-185, p. 1-30.

FEDERER, C.A. Organic matter and nitrogen content of the forest floor in even-aged northern hardwoods. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 14 p. 763-767, 1984.

FLORENCE, R.G. **Ecology and silviculture of eucalypt forests**. Collingwood: CSIRO Publications, 1996. 413p.

FONSECA, G.A.B. Small mammal species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. **Revista Brasileira de Zoologia**, cidade, v. 6, n. 3, p. 381-422, 1989.

FORLANI, M.C.; BERNARDO, P.H.; HADDAD, C.B F.; ZAHER, H. Herpetofauna do Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 10, p. 266-309, 2010.

GASCON, C. Amphibian litter fauna and river barriers in flooded and non-flooded Amazonian rainforests. **Biotropica**, Washington, v. 28, p. 136-140, 1996.

GIARETTA, A.A. **Diversidade e densidade de anuros de serrapilheira num gradient altitudinal na Mata Atlântica costeira**. 1999. 183p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

- GIARETTA, A.A.; FACURE, K.G.; SAWAYA, R.J.; MEYER, J.H.M.; CHEMIN, N. Diversity and abundance of litter frogs in an montane forest of southeastern Brazil: seasonal and altitudinal changes. **Biotropica**, Washington, 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. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 14, p. 341-346, 1997.
- GLOWKA, L.; BURHENNE-GUILMIN, F.; SYNGE, H. **Guía del Convénio sobre la Diversidad Biológica**. IUCN. 1996. 17 p.
- HADDAD, C.F.B.; PRADO, C.P.A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **BioScience**, Washington, 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. 243p.
- HANSKI, I.; KOOSSAARI, M.; NIEMINEN, M. Metapopulation structure and migration in the butterfly *Melitaea cinxia*. **Ecology**, Ithaca, v. 75, p. 747-762, 1994.
- HAYER, W.R.; RAND, A. .; CRUZ, C.A.G.; PEIXOTO, O.L.; NELSON, C.E. Frogs of Boracéia. **Arquivos de Zoologia**, São Paulo, v. 31, p. 231-410, 1990.
- HEATWOLE, H. Environmental factors influencing local distribution and activity of the salamander, *Plethodon c.inpreu*.v. **Ecology**, Ithaca, v. 43, p. 460-472, 1962.
- HEINEN, J.T. Comparisons of the leaf litter herpetofauna in abandoned action plantations and primary rain forest in Costa Rica: some implications for fauna restoration. **Biotropica**, Washington, v. 24, p. 431-439, 1992.
- HEINEN, J.T. Comparisons of the Leaf Litter Herpetofauna in Abandoned Cacao Plantations and Primary Rain Forest in Costa Rica: Some Implications for Faunal Restoration, **Biotropica**, Washington, v. 24, n. 3, p. 431-439, 2006.
- HENLE, K.; DAVIES, K.F.; KLEYER, M.; MARGULES, C; SETTELE, J. Predicators of species sensitivity to fragmentation. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 13, p. 207-251, 2004.
- HEYER, W.R.; RAND, A.S.; CRUZ, A.G.; PEIXOTO, O.L.; NELSON, C.E. Frogs of Boracéia. **Arquivos de Zoologia**, São Paulo, v. 31, p. 231-410, 1990.
- HUGHES. J.W.; FAHEY, T.J. Litterfall dynamics and ecosystem recovery during forest development. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 63, p. 181-198, 1994.
- INGER, R.F. Relative abundances of frogs and lizards in forests of Southeast Asia. **Biotropica**, Washington, v. 12, p. 14-22, 1980.

IUCN - Conservation International, and NatureServe. **Global Amphibian Assessment**. Disponível em: www.globalamphibians.org. 2006. Acesso em: 16 de mar. 2010.

IUCN - **IUCN Red List of Threatened Species**. (Version 2). Disponível em: www.iucnredlist.org. 2011. Acesso em: 10 mai. 2012.

IZECKSOHN, E.; CARVALHO-E SILVA, S.P. **Anfíbios do município do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Editora UFRJ, 2001. 147p.

JAEGER, R.G.; INGER, R. Standard techniques for inventory and monitoring: Quadrat Sampling In: HEYER, W.R.; DONELLY, M.A.; MCDIARMID, R.W.; HAYEK, L. C.; FOSTER, M.S. (Ed.). **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians**. Washington: Smithsonian Institution Press, 2001. p. 97-102.

KAGEYAMA, P.Y. Conservação “in situ” de recursos genéticos de plantas. **IPEF**, Piracicaba, v. 35, p. 7-37, 1987.

LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R. . (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. The University of Chicago Press, 1997. 616p.

LIEBERMAN, S.S. Ecology of the leaf litter herpetofauna of a neotropical rainforest: La Selva, Costa Rica. **Acta Zoológica Mexicana**, Mexico, v. 15, p. 1-72, 1986.

LEE, Y.; KUO, Y.; LIN, Y.; CHU, W.; WANG, H.; WU, S. Composition, Diversity, and Spatial Relationships of Anurans Following Wetland Restoration in a Managed Tropical Forest, Zoological Society of Japan, **Zoological Science**, Washington, v. 23, n. 10, p. 883-891, 2006.

LEHTINEM, R.M.; GALATOWITSCH, S.M. Colonization of Restored Wetlands by Amphibians in Minnesota. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 145, n. 2, p. 388-396, 2001.

LEHTINEN, R.M.; RAMANAMANJATO, J.B.; RAVELOARISON, J.G. Edge effects and extinction proneness in a herpetofauna from Madagascar. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 12, p. 1357–1370, 2003.

LERTZMAN, K.; FALL, J. From forest stands to landscapes: spatial scales and the roles of disturbances, p. 339-367. In: PETERSON, D. L.; PARKER, V. T. (Ed.). **Ecological scale: theory and applications**. New York: Columbia University Press, 1998. 615p.

LETNIC, M.; FOX, B.J. The impact of industrial fluoride fallout on faunal succession following sandmining of dry sclerophyll forest at Tomago, **Biological Conservation**, Barking, v. 82, p. 137- 146, 1997.

LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H.; PIERCE, R.S.; REINERS, W.A. Recovery of a deforested ecosystem. **Science**, Washington, D.C., v. 199, n. 3, p. 492-496, 1978.

LOISELLE, B.A.; HOPPES, W.G. Nest predation in insular and mainland lowland rainforest in Panamá. **The Condor**, Los Angeles, v. 85, p. 93-95, 1983.

MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton: Princeton University Press Edition, 1967. 203p.

MACCARTHY, M.A. Competition and dispersal from multiples nests. **Ecology**, Ithaca, v. 78, p. 873-883, 1997.

MACEDO, A.C. **Restauração, Matas Ciliares e de Proteção Ambiental**. Fundação Florestal, 1993. 27p.

MARKERT, B. Inorganic chemical investigations in the Forest Biosphere Reserve near Kalinin, USSR. In: _____. Mosse and peat profiles as bioindicators for different chemical elements. **Vegetatio**, The Hague, v. 95, p. 127-135, 1991.

MARKERT, B. **Plants as Biomonitor**s: indicators for heavy metals in the terrestrial environment, 1993. 645p.

MCCOMB, B.; ZUCKERBERG, B.; VESELY, D.; JORDAN, C. Field Techniques for Population Sampling and Estimation. In: _____. **Monitoring Animal Populations and Their Habitats: A Practitioner's Guide**. Boca Raton: CRC Press, 2010. cap. 8, p. 137-138.

MESQUITA C.A.B.; SIQUEIRA, L.P.; GUIMARÃES, A.L.; COLE, A.S.; LEITE, A. **O Papel do setor florestal na conservação da biodiversidade na Mata Atlântica**. Biodiversity and Conservation, 2006. 418p.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Lista das espécies da fauna ameaçadas de extinção**. Disponível em: www.mma.gov.br. 2005. Acesso em: 10 mar. 2010.

MITTERMEIER, R.A.; MYERS, N.; GIL, P.C.; MITTERMEIER, C.G. **Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions**. Mexico City: CEMEX, 2000.

MORAES, R.A. de; SAWAYA, R.J.; BARRELA, W. Composition and diversity of Anuran Amphibians in two Atlantic Forest environments in Southeastern Brazil, Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, Brazil. **Biota Neotrópica**, Campinas, v. 7, n. 2, p. 28-36, 2007.

MORELATTO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, Washington, v. 32, p. 786-792, 2000.

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

NARVAES, P.; BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M.T. Composição, uso de habitat e estações reprodutivas das espécies de anuros da floresta de restinga da Estação Ecológica Juréia-Itatins, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, p. 1-7, 2009.

NICHOLS, O.G.; NICHOLS, F.M. Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the Jarrah Forest of Southwestern Australia. **Restoration Ecology**, Malden, v. 11, n. 3, p. 261-272, 2003.

OLIVEIRA, S.H. **Diversidade de anuros de serapilheira em fragmentos de Floresta Atlântica e plantios de *Eucalyptus saligna* no Município de Pilar do Sul, SP.** 2004. 60p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agrossistemas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

PALMER, M.A.; AMBROSE, R.F.; POFF, N.L. Ecological Theory and Community Restoration. **Restoration Ecology**, Malden, v. 5, p. 291-300, 1997.

PARRIS, K.M. Environmental and spatial variables influence the composition of frog assemblages in sub-tropical eastern Australia. **Ecography**, Copenhagen, v. 27, p. 392-400, 2004.

PETRANKA, J.W.; MURRAY, S.S.; KENNEDY, C.A. Responses of amphibians to restoration of a southern Appalachian wetland: perturbations confound post-restoration assessment. **Wetlands ecology and management**, Dordrecht, v. 23, n. 2, p. 278-279, 2003a.

PETRANKA, J.W.; KENNEDY, C.A.; MURRAY, S.S. Response of amphibians to restoration of a southern Appalachian wetland: a long-term analysis of community dynamics. **Wetlands ecology and management**, Dordrecht, v. 23, n. 4, p. 1030-1042, 2003b.

PICHTEL, J.; KUROIWA, K.; SAWYERR, H. T. Distribution of Pb, Cd and Ba in soils and plants of two contaminated sites. **Environmental Pollution**, London, v. 110, p. 171-178, 2000.

PINHEIRO, S.C.P. **Anurofauna de serapilheira de diferentes formações vegetais ao longo de um gradiente altitudinal no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, município de Cananéia, SP.** 2009. 110p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2009.

PIVELLO, V.R.; KORMAN, V. Conservação e Manejo da Biodiversidade. In:_____. **O desafio da conservação dos recursos naturais na região.** São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2005. cap. 23, p. 298-312.

PLIENINGER, T.; GAERTNER, M. Harnessing degraded lands for biodiversity conservation, **Journal for Nature Conservation**, cidade, v. 19, p. 18–23, 2011.

PONÇANO, W.L.; CARNEIRO, C.D R.; BISTRICHI, C.A.; ALMEIDA, F.F.M.; PRANDINI, F.L. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo.** São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas, 1981. 94 p. (Publicação n.1183).

POUGH, F.H.; SMITH, E.M.; RHODES, D H.; COLLAZO, A. The abundance of salamanders in forest stands with different histories of disturbance. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 20, p. 1-9, 1987.

RAMOS, L.A. **Influência do efeito de borda sobre a anurofauna do parque estadual Carlos Botelho (SP).** 2012. 45p. Dissertação (Mestrado em Ciências. Área de Conservação de Ecossistemas Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz," Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2012.

- REIS, A.; KAGEYAMA, P.Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVERA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. cap. 5, p. 91-110.
- REIS, A.; BECHARA, F.C.; ESPINDOLA, M.B.; VIEIRA, N.K.; SOUZA, L.L. Restauração de áreas degradadas: A nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 1, p. 28-36, 2003.
- 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. **Biological Conservation**, Barking v. 142, p. 1141-1153, 2009.
- RIBEIRO JUNIOR, J.W.; BERTOLUCI, J. Anuros do cerrado da Estação Ecológica e da Floresta Estadual de Assis, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, p. 207-216, 2009.
- RIOS-LÓPEZ, N.; AIDE, T.M. Herpetofaunal dynamics during secondary succession, **Herpetologica**, Lafayette, v. 63, n. 1, p. 35-50, 2007.
- ROCHA, C.F.D.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M.A.S.; BERGALLO, H.G.; VRCIBRADIC, D. Activity of leaf-litter frogs: when should frogs be sampled? **Journal of Herpetology**, Athens, v. 34, p. 285-287, 2000.
- ROCHA, C.F.D.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M.A.S.; BERGALLO, H.G.; VRCIBRADIC, D. Estimates of forest floor litter frog communities: a comparison of two methods. **Austral Ecology**, Carlton, v. 26, p. 14-21, 2001.
- ROCHA, C.F.D.; VRCIBRADIC, D.; KIEFER, M.C.; ALMEIDA-GOMES, M.; BORGES-JUNIOR, V.N.T.; CARNEIRO, P.C.F.; MARRA, R.V.; SANTOS, P.A.; SIQUEIRA, C.C.; GOYANNES-ARAÚJO, P.; FERNANDES, C.G.A.; RUBIÃO, E.C.N.; VAN SLUYS, M.A. survey of the leaf-litter frog community from an Atlantic forest area (Reserva Ecológica de Guapiaçu) in Rio de Janeiro State, Brazil, with an estimate of frog densities. **Tropical Zoology**, Firenze, v. 20, p. 99-108, 2007.
- ROCHA, C.F.D.; VRCIBRADIC, D.; KIEFER, M.C.; SIQUEIRA, C.C.; ALMEIDA-GOMES, M.; BORGES-JUNIOR, V.N.T.; HATANO, F.H.; FONTES, A.F.; PONTES, J. A. L.; KLAION, T.; GIL, L.O.; VAN SLUYS, M. Parameters from the community of leaf-litter frogs from Estação Ecológica Estadual Paraíso, Guapimirim, Rio de Janeiro State, southeastern Brazil, **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 83, n. 4, p. 1259-1267, 2011.
- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. **Mata Ciliares: conservação e recuperação** (Ed.). São Paulo:Edusp/Fapesp, , 2000, cap. 3, p. 233-247.
- RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: ESALQ, LERF; Instituto BioAtlântica, 2009. 256p.

ROLSTAD, J. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. **Biological Journal of the Linnean Society**, London, v. 41, p. 149-163, 1991.

ROSENZWEIG, M.L. **Species diversity in space and time**. Cambridge, Cambridge University Press, 1995. 436p.

ROSS, J.L. S.; MOROZ, I. **Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo, escala 1:500.000**. São Paulo: FFLCH-USP;IPT; Fapesp, 1997. 64 p.

ROSS, B.C.; DAVID, B.L.; LINDENMAYER, C.M.; MASON, C.; DAMIAN, M.; CHRISTOPHER, M. Reptile and arboreal marsupial response to replanted vegetation in agricultural landscapes. **Ecological Applications**, Tempe, v. 17, p. 609-619, 2007.

RUSSELL, K.R.; GUYNN JUNIOR, D.C.; HANLIN, H.G. Importance of small isolated wetlands for herpetofaunal diversity in managed, young growth forests in the coastal plain of South Carolina. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 163, p. 43–59, 2002.

RYAN, P.A. The use of revegetated areas by vertebrate fauna in Australia: A review. In: HOBBS, R.J.; YATES, C.J. (Ed.). **Temperate eucalypt woodlands in Australia: Biology, conservation, management and restoration**. Surrey Beatty, 2000. p. 318-335.

SAWAYA, R.J. **Diversidade, densidade e distribuição altitudinal da anurofauna da serapilheira da ilha de São Sebastião, SP**. 1999. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 1999.

SCHLAEPFER, M.A.; GAVIN, T.A. Edge effects on lizards and frogs in tropical forest fragments. **Conservation Biology**, Boston, v. 15, p. 1079–1090, 2001.

SCHWEIGER, E.W.; DIFFENDORFER, J.E.; HOLT, R.D.; PIEROTTI, R.; GAINES, M.S. The interaction of habitat fragmentation, plant, and small mammal succession in an old field. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 70, p. 383–400, 2000.

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

SER – Society for Ecological Restoration. Science & Policy Working Group. **The SER international primer on ecological restoration**. Disponível em: www.ser.org. 2004. Acesso em: 10 mar. 2010.

SIEGEL, S. **Nonparametric statistics for the behavioral sciences**. New York, MacGraw-Hill, 1956. 340p.

SINSCH, U. Migration and orientation in anuran amphibians. **Ethology ecology & Evolution**, Firenze, v. 2, p. 67-79, 1990.

SIQUEIRA, C.C.; VRCIBRADIC, D.; ALMEIDA-GOMES, M.; BORGES JUNIOR, V.N. T.; ALMEIDA-SANTOS, P.; ALMEIDA-SANTOS, M.; ARIANI, C. V.; GUEDES, D.M.; GOYANNE-ARAÚJO, P.; DORIGO, T. A.; VAN-SLUYS, M.; ROCHA, C. F. D. Density and richness of the leaf litter frogs of an Atlantic Rainforest area in Serra dos Órgãos, Rio de Janeiro State, Brazil. **Zoologia**, Curitiba, v. 26, p. 97-102, 2009.

SOUZA, E.R.; FERNANDES, M.R. Sub-bacias hidrográficas: Unidades básicas para o planejamento e gestão sustentáveis das atividades rurais. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 21, p. 15-20, 2000.

SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure, **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 191, p. 185-200, 2004.

SOUZA V.M.; SOUZA, B.M.; MORATO, E. Efeitos da sucessão florestal sobre anurofauna (Amphibia: Anura) da Reserva Catuaba e seu entorno, Acre, Amazônia sul ocidental. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 25, n. 1, p. 49-57, 2008.

STEWART, M.M.; WOOLBRIGHT, L.L. Amphibians. In: REAGAN, D.P.; WAID, R.B. (Ed.). **The food web of a tropical rain forest**. Chicago: University of Chicago Press, 1996. cap. 8, 601p.

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

TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V.; RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; PERES, C.A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes, **Biological Conservation**, Barking, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010.

TAIGEN, T.L.; POUGH, F.H.; STEWART, M.M. Water balance of terrestrial anuran (*Eleutherodactylus coqui*) eggs: importance of parental care. **Ecology**, Ithaca, v. 65, p. 248-255, 1984.

TANGNEY, R.S.; WILSON, J.B.; MARK, A.F. Bryophyte island biogeography: a study in Lake Manipuri. **Oikos**, Buenos Aires, v. 59, p. 21-26, 1990.

TEIXEIRA, A.M.G.; SOARES-FILHO, B S.; FREITAS, S.R.; METZGER, J. P. Modeling Landscape dynamics in na Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, Victoria, n. 257, p. 1219-1239, 2009.

TOWNSEND, C.R; BEGON, M.; HARPER, J L. **Fundamentos em Ecologia**. 2 ed. São Paulo: Artmed, 2006. 592p.

TRES, DR. **Restauração ecológica de uma mata ciliar em uma fazenda produtora de *Pinus taeda* L. no norte do Estado de Santa Catarina**. 2006. 85p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

- URBINA-CARDONA, N.J.; OLIVEIRA-PÉREZ, M.; REYNOSO, V.H. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture-edge-interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. **Biological Conservation**, Essex, v.132, p. 61–75, 2006.
- VALLAN, D. Influence of Forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. **Biological Conservation**, Barking, v. 96, p. 31-43, 2000.
- VAN SLUYS, M.; 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 Ecology**, Carlton, v. 32, p. 254-260, 2007.
- VILELA, V.M.F.N. **Anfíbios anuros em áreas em processo de restauração florestal após mineração de bauxita, Poços de Caldas – MG**. 2012. 47p. Dissertação (Mestrado em Ciências. Área de Conservação de Ecossistemas Florestais) - Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz', Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2012.
- VILELA, V.M.F.N; BRASSALOTI, R.A; BERTOLUCI, J. Anurofauna da floresta de restinga do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, Sudeste do Brasil: composição de espécie e uso de sítios reprodutivos. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 1, p. 83-93, 2011.
- VONESH, J.R. Patterns of richness and abundance in tropical African leaf-litter herpetofauna. **Biotropica**, Washington, v. 33, p. 502-510, 2001.
- WAKE, D.B. Declining amphibian populations. **Science**, Washington, D. C., v. 253, p. 860-861, 1991.
- WAPPELHORST, O.; KUHN, I.; OEHLMANN, J.; MARKERT, B. Deposition and disease: a moss monitoring project as an approach to ascertaining potential connections. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 249, p. 243-256, 2000.
- WATANABE, S.; NAKANISHI, N.; IZAWA, M. Seasonal abundance in the floor-dwelling frog fauna on Iriomote island of the Ryukyu Archipelago, Japan. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 21, p. 85-91, 2005.
- WATLING, J.I.; DONNELLY, M.A. Seasonal patterns of reproduction and abundance of leaf litter frogs in a Central American forest. **Journal of Zoology London**, London, v. 258, p. 269-276, 2002.
- WATLING, J.I. Edaphically-biased distributions of amphibians and reptiles in a lowland tropical rainforest. **Studies on Neotropical Fauna Environment**, Lisse, v. 40, n. 1, p. 15-21, 2005.
- WILLIAMS, S.E.; MARSH, H.; WINTER, J. Spatial scale, species diversity, and habitat structure: small mammals in Australian Tropical Rain Forest. **Ecology**, Ithaca, v. 83, p. 1317–1329, 2002.

YAMAMOTO M.; BERTOLUCI, J. **Anfíbios Anuros em Áreas de Floresta Plantada no Vale do Paraíba, estado de São Paulo:** Uma contribuição para a conservação da biodiversidade. Mogi das Cruzes: Editora do autor, 2012. 115p. No prelo.

YOUNG, B.E.; STUART, S.N.; CHANSON, J.S.; COX, N.A.; BOUCHER, T.M. **Joyas que Están Desapareciendo:** El estado de los Anfíbios en el Nuevo Mundo. Arlington, Virginia: Nature Serve. 2004. 53p.

XAVIER, A.L.; NAPOLI, M.F. Contribution of environmental variables to anuran community structure in the Caatinga Domain of Brazil, **Phyllomedusa**, Piracicaba, v. 10, n. 1, p. 45-64, 2011.

ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis**. New Jersey: Prentice Hall International, 1974. 82p.

ZINA, J.; ENSER, J.; PINHEIRO, S. C. P.; HADDAD, C. F.; TOLEDO, L F. Taxocenose de anuros de uma mata semidecídua do interior do estado de São Paulo e comparações com outras taxocenoses do estado, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 7, p. 49-57, 2007.

APÊNDICE

Apêndice I – Anfíbios coletados nas Fazendas Santa Inês e Boa Esperança, localizadas no município de Capão Bonito (SP) e depositados na coleção herpetológica do Laboratório de Zoologia de Vertebrados da ESALQ-USP, de acordo com a licença de coleta e captura concedida ICMBio/IBAMA (Processo nº28019-1).

Rhinella sp. (VESALQ 573); *Bokermannohyla circumdata* (VESALQ 574); *Physalaemus cuvieri* (VESALQ 575, 576); *Leptodactylus marmoratus* (VESALQ 577, 578); *Haddadus binotatus* (VESALQ 580, 581, 582, 583, 584, 585, 586, 587, 589, 590, 591, 592, 593).