

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Biologia Geral
Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e
Manejo de Vida Silvestre - ECMVS

**RESPOSTA DA COMUNIDADE DE ANUROS DE SERRAPILHEIRA AO
GRADIENTE DE SUCESSÃO ECOLÓGICA EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA
ATLÂNTICA INTERIOR DA REGIÃO SUDESTE DO BRASIL**

Alberto Aníbal Carosini Vera

2013

ALBERTO ANÍBAL CAROSINI VERA

RESPOSTA DA COMUNIDADE DE ANUROS DE SERRAPILHEIRA AO GRADIENTE
DE SUCESSÃO ECOLÓGICA EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA ATLÂNTICA
INTERIOR DA REGIÃO SUDESTE DO BRASIL

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Minas Gerais, como parte das exigências do programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre para a obtenção do título de “Mestre”.

Orientador: Prof. Dr. Paulo C. A. Garcia

BELO HORIZONTE
MINAS GERAIS – BRASIL
2013

DATA DA DEFESA: 25/02/2013

BANCA EXAMINADORA

TITULARES

Prof. Dr. Paulo Christiano de Anchietta Garcia
(Orientador)
UFMG/Belo Horizonte

Prof. Dr. Conrado Aleksander Barbosa Galdino
PUC-Minas/Belo Horizonte

Dr. Felipe Fortes Leite

SUPLENTES

Prof. Dr. Marco Aurélio Ribeiro de Mello
UFMG/Belo Horizonte

Sumário	Página
Agradecimentos	5
Relação de Figuras	6
Relação de Tabelas	8
Resumo	9
Abstract	11
Introdução	12
Objetivos, Hipóteses e Predições	16
Metodologia	
<i>Área de estudo</i>	17
<i>Coleta de dados</i>	19
<i>Análise de dados</i>	22
Resultados	
<i>Espécies Registradas</i>	24
<i>Lista comentada de espécies</i>	26
<i>Riqueza</i>	30
<i>Composição de espécies</i>	33
<i>Abundância Relativa das espécies e diversidade</i>	35
<i>Variáveis ambientais e comunidade de anuros de serrapilheira</i>	36
Discussão	
<i>Espécies registradas</i>	43
<i>Riqueza</i>	44
<i>Composição de espécies</i>	45
<i>Abundância Relativa das espécies e diversidade</i>	46
<i>Variáveis ambientais e comunidade de anuros de serrapilheira</i>	47
Referências bibliográficas	49

Agradecimentos

Meus mais sinceros e eternos agradecimentos a todas as pessoas e instituições que me apoiaram e permitiram a finalização desta etapa na minha vida:

Ao Prof. Paulo Garcia por ter aceitado ser meu orientador, por ter me dado a oportunidade de trabalhar no seu laboratório.

Ao Prof. Conrado Galdino e ao Prof. Felipe Leite, por terem aceitado ser membros da banca, e pelas correções na dissertação. Ao Prof. Marco Mello pela sua disponibilidade.

Ao Prof. Frederico Neves, pelas importantes correções e sugestões feitas no relatório da dissertação, e estar sempre disponível para aclarar as dúvidas. Ao Prof. José Pires, e ao Est. Matheus Mazza, pela ajuda com as metodologias e a coleta de dados de vegetação.

Aos colegas e amigos do Laboratório de Herpetologia da UFMG, pelo acompanhamento e os bons momentos de convívio, especialmente ao Samuel pelo grande auxílio na redação e à Patrícia, parceira, amiga, irmã, por toda a ajuda ao longo de todos esses meses de trabalho e por ter sido muito importante para o desenvolvimento desse projeto.

Aos colegas e amigos da Pós, companheiros de luta ao longo destes dois anos, por toda a ajuda, e amizade, e pelos momentos que serão sempre estimados.

Aos funcionários da Preserve Muriqui, e aos pesquisadores da RPPN Feliciano Miguel Abdala, por estar sempre ajudando e ter facilitado bastante meu trabalho na área.

Ao Programa de Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, à Fapemig pelo apoio no desenvolvimento do projeto e ao CNPq pela bolsa de estudo.

A toda mi familia por todo su apoyo y cariño desde la distancia y desde siempre, especialmente a mis padres y a mi abuela, ¡muchísimas gracias por todo!

Agradeço a Deus, por ter colocado na minha vida todas estas pessoas e oportunidades.

Muchas gracias...

Aguije...

Muito obrigado...

Relação de Figuras

Figura 1. Localização da Área de Estudo. Reserva Particular do Patrimônio Natural Feliciano Miguel Abdala. Pagina 17

Figura 2. Distribuição dos pontos de coleta na área da RPPN Feliciano Miguel Abdala. (Área em Regeneração= Onça 1, 2 e 3, Floresta Secundária Inicial= Jequitibá 1, 2,3, Floresta Secundária Tardia= Jaó 1,2 e 3, Floresta Primária= V1-1, 2 e 3). Pagina 19

Figura 3. Armadilha de interceptação e queda, figura mostrando a disposição do balde e da cerca de interceptação. Pagina 21

Figura 4. Espécies registradas na RPPN Feliciano Miguel Abdala. A. *Proceratophrys boiei*; B. *Rhinella pombali*; C. *Physalaemus crombiei*; D. *Rhinella granulosa*; E. *Haddadus binotatus*; F. *Ischnocnema verrucosa* (Foto: Orrico, 2010); G. *Leptodactylus spixi*. 25

Figura 5. Espécies observadas (Mao Tau), curva de rarefação baseada em 36 amostras. Áreas em Regeneração (Riqueza=5, SD ± 0.48), Floresta Secundária Inicial (Riqueza=5, SD ± 0.67), Floresta Secundária Tardia (Riqueza=5, SD ± 0.9), Floresta Primária (Riqueza=6, SD ± 1.21). RPPN Feliciano Miguel Abdala, Município de Caratinga, Minas Gerais, período de amostragem de outubro de 2011 até outubro 2012. Pagina 31

Figura 6. Curva de Riqueza estimada (Estimador Chao 1) para os distintos estágios de sucessão na RPPN Feliciano Miguel Abdala, Município de Caratinga, Minas Gerais. Área em Regeneração (Riqueza estimada=5, SD ± 0.17), Floresta Secundária Inicial (Riqueza estimada=5, SD ± 0.45), Floresta Secundária Tardia (Riqueza Estimada=5, SD ± 0.25), Floresta Primária (Riqueza estimada=8, SD ± 3.74). Pagina 32

Figura 7. Gráfico do NMDS com os polígonos delimitando os distintos estágios sucessionais na RPPN Feliciano Miguel Abdala. Pagina 34

Figura 8. Whittaker plot das Abundâncias Relativas dos distintos estágios de sucessão da RPPN Feliciano Miguel Abdala, mostrando os modelos ajustados às curvas. (AR=Área em Regeneração, FSI=Floresta Secundária Inicia, FST=Floresta Secundária Tardia, AP=Área Primária). Pagina 37

Figura 9. Gráfico do NMDS da Composição de espécies, mostrando o ajuste dos Vetores das Variáveis ambientais na máxima correlação (Correlação baseada em 5000 permutações). (Parcelas na Área em Regeneração: R1, R2 e R3; Parcelas na Floresta Secundária Inicial: SI1, SI2, SI3; Parcelas na Floresta Secundária Tardia: ST1, ST2 e ST3; Parcelas na Floresta Primária: P1, P2 e P3). Pagina 40

Figura 9. Gráfico do NMDS da Composição de espécies, mostrando o ajuste da variável Profundidade de Serrapilheira (cm) ($r^2= 0.5274$, $p=0.03019$). (Parcelas na Área em Regeneração: R1, R2 e R3; Parcelas na Floresta Secundária Inicial: SI1, SI2, SI3; Parcelas na Floresta Secundária Tardia: ST1, ST2 e ST3; Parcelas na Floresta Primária: P1, P2 e P3).

Pagina 42

Relação de Tabelas

Tabela 1. Lista de espécies e abundância de indivíduos coletados na RPPN Feliciano Miguel Abdala, Município de Caratinga, Minas Gerais, de outubro do 2011 até outubro 2012. (AR=Área em Regeneração, FSI=Floresta Secundária Inicia, FST=Floresta Secundária Tardia, AP=Área Primária, P1, P2, e P3 são as diferentes parcelas). Pagina 24

Tabela 2. Abundância Total e Abundância Relativa (entre parêntese) das Espécies por Estágio Sucessional. RPPN Feliciano Miguel Abdala, Município de Caratinga, Minas Gerais, período de coleta de outubro de 2011 até outubro 2012 (AR=Área em Regeneração, FSI=Floresta Secundária Inicia, FST=Floresta Secundária Tardia, AP=Área Primária). Pagina 36

Tabela 3. Valores do Critério de Informação de Akaike (AIC) dos Modelos de Abundância Relativa de Espécies, distribuição de Poisson. (AR=Área em Regeneração, FSI=Floresta Secundária Inicia, FST=Floresta Secundária Tardia, AP=Área Primária). Pagina 36

Tabela 4. Abundância total de Indivíduos, Riqueza registrada e Índice de Diversidade (Shannon-Wiener) de cada estágio sucessional na RPPN Feliciano Miguel Abdala, Município de Caratinga, Minas Gerais. (AR=Área em Regeneração, FSI=Floresta Secundária Inicia, FST=Floresta Secundária Tardia, AP=Área Primária). Pagina 38

Tabela 5. Valores das Correlações e Significância da Correlação das Variáveis Ambientais. (Valores calculados baseados em 5000 permutações). Pagina 41

Resumo

Muitas atividades antrópicas resultam em desmatamento e mudanças nas características estruturais das florestas, este processo é ainda maior nos *Hotspots*, como a Mata Atlântica Brasileira. Embora os efeitos do desmatamento sejam bem conhecidos, ainda pouco se sabe nas regiões tropicais sobre a dinâmica da sucessão ecológica e a biodiversidade. Os anfíbios estão entre os vertebrados com maior proporção de espécies ameaçadas de extinção. Em florestas tropicais, os anfíbios podem ter respostas complexas às alterações do meio ambiente causadas pelas atividades humanas, a autoecologia dos anfíbios na natureza é pobremente conhecida. Objetivou-se neste trabalho descrever e comparar a Riqueza, Composição e Abundância Relativa de Espécies das comunidades de anuros de serrapilheira em áreas de floresta em diferentes estágios de sucessão ecológica, e buscar e descrever relações entre a estrutura da comunidade de anuros de serrapilheira e as características estruturais da floresta. Ao longo das 12 amostragens foram coletados 337 indivíduos, de 7 espécies de anuros de serrapilheira, pertencentes a 5 famílias. A riqueza foi de 5 espécies nas áreas Regeneração, Floresta Secundária Inicial, Floresta Secundária Tardia e de 6 espécies na Floresta Primária. Das 7 espécies registradas, 4 ocorreram em todos os estágios sucessionais, com duas espécies, *Ischnocnema verrucosa* e *Leptodactylus spixi*, com somente um indivíduo coletado. A riqueza estimada (Estimador Chao 1) para a Área em Regeneração (Riqueza estimada=5, SD ± 0.17), a Floresta Secundária Inicial (Riqueza estimada=5, SD ± 0.45) e a Floresta Secundária Tardia (Riqueza Estimada=5, SD ± 0.25) foi de 5 espécies, igual ao número de espécies observadas; o número de espécies estimadas para a Floresta Primária foi de 8 espécies (SD ± 3.74). O NMDS e o Anosim mostraram que existe similaridade significativa na composição de parcelas no mesmo estágio de sucessão ($R=0.2731$, $p=0.037$). As Abundâncias Relativas das espécies presentes na Área em Regeneração e na Floresta Secundária Tardia se ajustaram ao Modelo da Série Geométrica de Motomura; a Abundância Relativa da Floresta Secundária Inicial correspondeu ao Modelos Brokenstick ou Modelo Nulo, e a Abundância Relativa das espécies da Floresta Primária se ajustou ao Modelo Log Normal. Em todos os estágios observou-se dominância das espécies *Proceratophrys boiei* e *Rhinella pombali*. A análise de contraste e o GLM mostraram dois grupos de parcelas com a Abundância significativamente diferente (Deviance= 78.998, $p=2.512 \times 10^{-5}$). A Profundidade de serrapilheira está correlacionada com a composição de espécies ($r^2=0.5274$, $p=0.03019$). Encontrou-se uma tendência a um aumento da riqueza e abundância em estágios mais avançados de sucessão, a composição de espécies

esteve correlacionada somente com a Profundidade de Serrapilheira, importante como habitat, área de reprodução, refúgio e alimentação destes anfíbios.

Palavras Chave: Sucessão, comunidade, anuros, serrapilheira, Mata Atlântica.

Abstract

Many human activities result in deforestation and changes in structural characteristics of forests, this process is even greater in *Hotspots* such as the Brazilian Atlantic Forest. Although the effects of deforestation are well known, yet little is understood in tropical regions about the dynamics of ecological succession and biodiversity. Amphibians are the vertebrates with the highest proportion of endangered species. In tropical forests, amphibians have complex responses to environmental changes caused by human activities, the autoecology of amphibians in the wild is poorly known. This study aimed to describe and compare the richness, composition and relative abundance of species of leaf litter anuran communities in forest areas at different stages of ecological succession, and seek and describe relationships among community structure of leaf litter anurans and the structural characteristics of the forest. Along the 12 samples were collected 337 individuals, 7 species of anurans of leaf litter, belonging to 5 families. The richness was of 5 species in Regeneration area, Early Secondary Forest, Late Secondary Forest and 6 species in Primary Forest. Of the 7 species registered, 4 occurred in all successional stages, with two species, *Ischnocnema verrucosa* and *Leptodactylus spixi*, with only an individual collected. The estimated richness (Chao1 Estimator) in the Regeneration Area (Estimated Wealth = 5, SD \pm 0.17), the Initial Secondary Forest (estimated Wealth = 5, SD \pm 0.45) and the Late Secondary Forest (Estimated Wealth = 5, SD \pm 0.25) was equal to the number of species observed; the number of species estimated for the Primary Forest was 8 species (SD \pm 3.74). The NMDS and Anosim showed grouping of plots (R = 0.2731, p = 0.037) in accordance to the species composition. The relative abundances of species present in the Regeneration Area sets to the geometric series model Motomura; the relative abundance in Initial Secondary Forest matched the Brokenstick or Null Model, and the relative abundance of species of Primary Forest set to Log-Normal Model. At every stage there was dominance of species *Proceratophrys boiei* and *Rhinella pombali*. The Contrast Analysis en the GLM showed a significantly difference between two groups of plots (Deviance = 78,998, p = 2,512 e-5). Litter depth is correlated with the species composition (r² = 0.5274, p = 0.03019). A tendency to an increase of richness and abundance in more advanced stages of succession, species composition was correlated only with the leaf litter depth, important as habitat, breeding area, refuge and feeding for these amphibians.

Key words: Succession, community, anurans, leaf litter, Atlantic Forest.

Introdução

As comunidades podem ser vistas como assembleias de espécies replicáveis e estruturadas que evoluíram como unidades (Roughgarden, 1976); ou como o resultado das respostas próprias de cada espécie a um conjunto de limitações de caráter fisiológico, impostas pelo meio (Holmes *et al.*, 1986; Wiens e Rotenberry, 1981). Em ambos os casos tenta-se explicar a estrutura da comunidade de acordo com a distribuição geográfica e as limitações fisiológicas de uma determinada localidade (Ernst e Rödel, 2005). O entendimento dos processos responsáveis pela variação da riqueza de espécies é uma das metas fundamentais da Ecologia, particularmente o estudo da distribuição de uma espécie ou da riqueza de espécies ao longo de gradientes ambientais (Werner *et al.*, 2007; Magurran, 2005). As hipóteses da Biogeografia de Ilhas e os Efeitos de Distúrbios Intermediários, por exemplo, demonstraram que a dinâmica de colonização/extinção pode levar a uma estabilidade na riqueza de espécies ao longo de habitat que diferem em características como área, isolamento, ou nível de perturbação (Connell, 1978; MacArthur e Wilson, 1967; Werner *et al.*, 2007b). O campo da Ecologia é caracterizado pela complexidade dos processos e interações que são seu principal objetivo, trabalhos que visem conhecer a composição e distribuição da fauna localmente, considerando variáveis ambientais e efeitos decorrentes da alteração do habitat são extremamente importantes no atual contexto (Dixo e Verdade, 2006)

Muitas atividades antrópicas resultam em desmatamento e alterações nas características da vegetação (Aide *et al.*, 2000; Clark, 1996; Faria *et al.*, 2009), mudando a estrutura da floresta desde o dossel até o nível da serrapilheira (Gardner, 2007). A estrutura da vegetação é responsável pelas diferenças entre os ambientes em relação à produtividade primária, disponibilidade de recursos, micro-habitat, interações interespecíficas e diferenças microclimáticas (Connell e Slatyer, 1977; Sousa, 1984; Pickett e White, 1985). Nas regiões tropicais foi estimada uma perda de 6 milhões de km² de superfície de floresta (Wright e Muller-Landau, 2010; Pinotti *et al.*, 2012). Isto é ainda mais grave nos *Hotspots*, como a Mata Atlântica Brasileira (Myers *et al.*, 2000), da qual estima-se que persiste entre o 7% e o 16% aproximadamente (Morellato e Haddad, 2000; Ribeiro *et al.* 2009). A perda de habitat tem sido identificada como uma das maiores ameaças para a biodiversidade (Bihn *et al.*, 2008; Jenkins, 1992; Whitmore e Sayer, 1992; Pimm e Raven, 2000).

As taxas passadas e presentes de mudanças na cobertura do solo claramente indicam que as florestas maduras e contínuas tendem a desaparecer, deixando paisagens complexas consistentes numa matriz de campos de agricultura e manchas de floresta em distintos estágios de sucessão (Chazdon, 2003; FAO, 2005; Faria, 2009; Quesada, *et al.*, 2009; Wright e Muller-Landau, 2010). Espera-se uma diminuição do ritmo de perda da superfície florestal, numa escala global estima-se que as florestas secundárias substituíram um sexto das áreas desmatadas na década de 1990 (Wright e Muller-Landau, 2006). Esta situação vem em aumento com a esperada diminuição da população rural no futuro próximo (Guariguata e Ostertag, 2001). A riqueza de espécies em florestas jovens pode ser comparada com as de florestas virgens. Porém, a composição de espécies e vários parâmetros estruturais mudam substancialmente durante a sucessão ecológica (Chazdon, 2003; De Walt *et al.*, 2003; Dunn, 2004) As características destes remanescentes estão fortemente relacionadas com o tempo transcorrido desde o abandono das atividades humanas (Guariguata e Ostertag, 2001). Na Mata Atlântica estima-se que para uma recuperação da proporção de guildas de espécies de plantas florestais encontradas numa floresta madura, são precisos de cem a trezentos anos, e para atingir os mesmos níveis de endemismo que em florestas primárias de mil a quatro mil anos (Liebsch *et al.*, 2008). A quantificação do verdadeiro valor da floresta secundária para a vida silvestre é um fator crucial na predição da futura situação da biodiversidade nos trópicos (Bihn *et al.*, 2008). As florestas secundárias incluem estratos baixos e meios bem desenvolvidos, e podem servir de refúgio para espécies de estágios mais avançados de sucessão (Fonseca e Robinson, 1990; Wright e Muller-Landau, 2006). O entendimento das sucessões florestais tropicais é crítico para o desenvolvimento de estratégias de conservação, devido ao fato de que as florestas tropicais secundárias podem ser consideradas as florestas do futuro (Quesada *et al.*, 2009).

Relacionados aos processos sucessionais ocorrem mudanças estruturais, funcionais e florísticas, afetando a estrutura das assembleias de fauna (De Souza *et al.*, 2008; Garcia *et al.*, 2007; Gardner *et al.*, 2009). Embora os efeitos do desmatamento sejam bem conhecidos, ainda pouco se sabe nas regiões tropicais sobre a dinâmica da sucessão ecológica e a biodiversidade (Bihn *et al.*, 2008), os estudos das mudanças na organização da comunidade animal durante a sucessão vegetal são relativamente novos (Herrera Montes e Brokaw, 2010). Ainda existem discrepâncias sobre o efeito da perda das florestas primárias na biodiversidade, distintos grupos se relacionam de maneiras diferentes com a sucessão vegetal. Tem sido demonstrado que comunidades de pequenos mamíferos (Fonseca, 1989) e artrópodes terrestres apresentam maior

abundância, biomassa e riqueza em florestas secundárias (Lambert *et al.*, 2006; Malcolm, 1997; Zurita and Zuleta, 2009). Porém ambientes secundários são prejudiciais a outros grupos como morcegos (Gorresen e Willig, 2004), aves (Giraud *et al.*, 2008; Martensen *et al.*, 2008), lagartos de serrapilheira (Dixo e Metzger, 2009), e pequenos mamíferos terrestres (Castro e Fernandez, 2004; Metzger *et al.*, 2009; Puttker 2008). Da mesma forma, formigas associadas à serrapilheira apresentaram uma menor riqueza na Mata Atlântica Secundária, quando comparada com a floresta primária, concluindo que “uma agregação de árvores não constitui uma floresta para algumas espécies” (Bihn *et al.* 2008, Silva *et al.*, 2007). Estas discrepâncias podem ser explicadas porque muitos estudos foram desenvolvidos num nível de espécies, às vezes com respostas incongruentes, e com uma muito limitada amostra de espécies e localidades, com erros na coleta de dados e dados enviesados (Gardner *et al.* 2009; Tabarelli *et al.*, 2010).

Num nível global, os anfíbios estão entre os vertebrados com maior proporção de espécies ameaçadas de extinção (Stuart *et al.*, 2004). A distribuição e abundância dos anfíbios estão fortemente influenciadas pela modificação causada pelas atividades humanas, (Furlani *et al.*, 2009). A fragmentação, a supressão e a diminuição da qualidade do habitat estão entre as maiores causas da perda da diversidade de anfíbios (Gardner *et al.*, 2007). Os anfíbios são sensíveis a modificações do habitat, poluentes e mudanças climáticas globais devido a sua pele permeável, ovos sem casca, e a utilização tanto de habitat terrestres como aquáticos (Heyer, 1988; Vallan, 2000; Vitt *et al.*, 1990). Embora tenham sido objeto de estudos experimentais ou de monitoramento, a autoecologia dos anfíbios na natureza é pobremente conhecida (Green, 1997). Em florestas tropicais, os anfíbios podem ter respostas complexas às alterações do meio ambiente (Tocher *et al.* 2002; Ernst e Rödel, 2005). A composição das assembleias de herpetofauna nos Trópicos está relacionada a múltiplos gradientes ambientais e à história evolutiva das espécies (Pearman 1997; Hawkins, 2003). A distribuição e abundância de anuros no solo da floresta não são homogêneas e dependem das condições locais da serrapilheira, como umidade e profundidade do folhicho (Giaretta *et al.* 1997; Van Sluys, 2007). Muitos estudos de ecologia e biologia populacionais dos anfíbios foram desenvolvidos em agregações nos sítios reprodutivos, sendo substancialmente menor o conhecimento sobre a atividade dos anuros fora desses sítios (Alford e Richards, 1999). Do mesmo modo, o foco em pesquisas em meios aquáticos minimiza o entendimento da estrutura e dos processos que formam a comunidade porque algumas espécies destes ambientes também ocorrem em outros tipos de fisionomias terrestres e arbóreas (Bastazini *et al.*, 2007)

Os anuros de serrapilheira são especialmente apropriados para pesquisas concernentes a fatores que influenciam a estrutura da comunidade (Gascon, 1991). Anuro de serrapilheira é toda espécie terrestre, que habita e participa das teias alimentares relacionadas com este ambiente (Pontes e Rocha, 2011). Eles são interessantes para este tipo de pesquisas porque compreendem uma proporção significativa da fauna nas florestas (Allmon, 1991), e são ecologicamente importantes em relação à fauna de vertebrados nas florestas tropicais, porque são espécies predadoras e presas (Duellman, 1990). Além disso, existem métodos padronizados para estimar sua coleta e abundância (Rödel e Ernst, 2004). Embora os efeitos negativos da alteração do habitat nos anfíbios sejam em geral bem conhecidos, estamos longe de entender completamente a resposta das comunidades de anuros ao desmatamento (Toucher *et al.*, 2002). Existem outros mecanismos além da perda das florestas virgens que potencialmente explicam as flutuações nas populações, atraso no recrutamento, processos dependentes da densidade da população, infecções bacterianas, ciclos climáticos, migração e colonização de novos habitat (Sarkar, 1996).

Objetivos

- Comparar a estrutura da comunidade de anuros de serrapilheira em diferentes estágios de sucessão na RPPN Miguel Feliciano Abdala, avaliando se existem diferenças na Riqueza, Composição e Abundância Relativa de Espécies da comunidade de anuros de serrapilheira ao longo de um gradiente de sucessão ecológica.
- Buscar e descrever relações entre a estrutura da comunidade de anuros de serrapilheira e as características estruturais da floresta (Profundidade de serrapilheira, densidade de árvores, CAP médio, Transferência Total de Energia Solar ao Nível do Solo, e Índice de Área Foliar).

Hipóteses e Predições

- Existe uma substituição de espécies de anuros de serrapilheira ao longo de um gradiente de sucessão ecológica na Mata Atlântica. Existem mudanças na estrutura da comunidade, existindo diferença na riqueza, composição de espécies e abundância relativa da comunidade de anuros de serrapilheira nos distintos estágios sucessionais.
- As características estruturais da vegetação associadas ao estágio de sucessão estão relacionadas com a organização da comunidade de anuros de serrapilheira na Mata Atlântica Interior da Reserva Particular do Patrimônio Natural Feliciano Miguel Abdala.

Métodos

Área de estudo

A Reserva Particular do Patrimônio Natural Feliciano Miguel Abdala (Figura 1) está situada no distrito de Santo Antônio de Manhuaçu, município de Caratinga, na Região Leste de Minas Gerais (19°50'S e 41°50'W). A área da Reserva é de 957,56 hectares, inclusa na Fazenda Montes Claros, de 1335,56 hectares (Nery e Tabacow 2012).

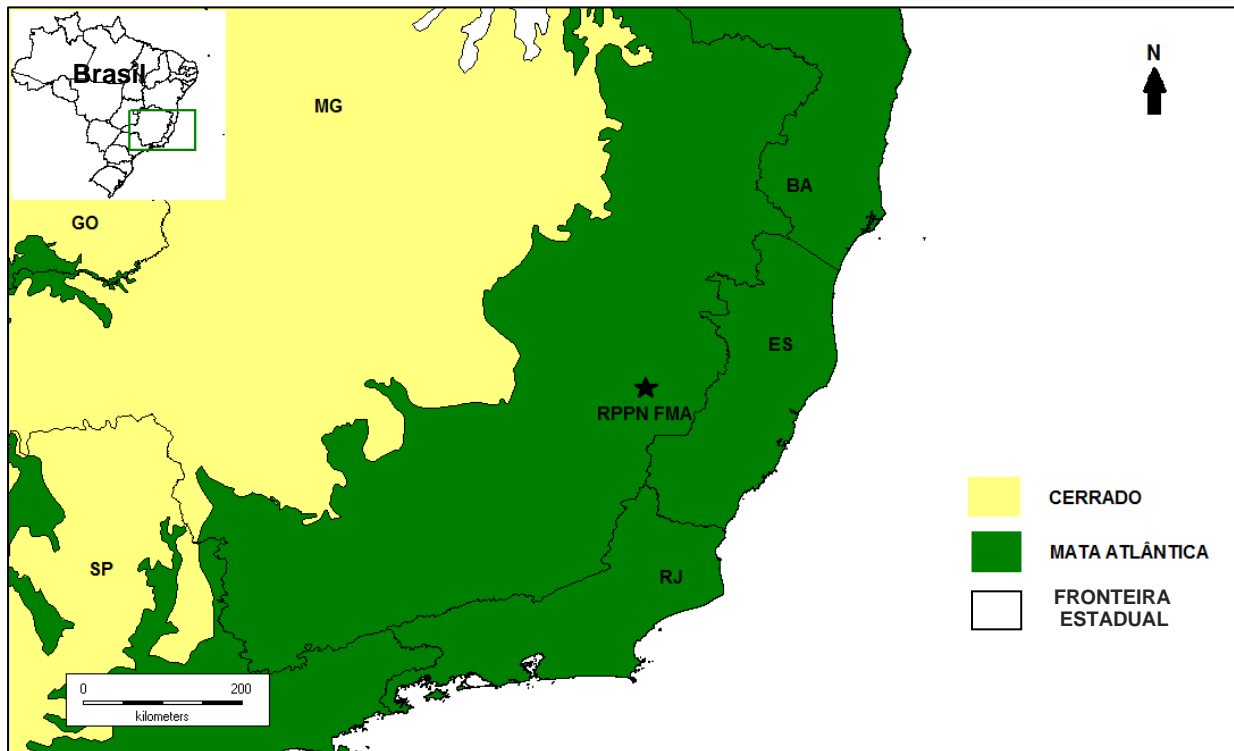


Figura 1. Localização da Área de Estudo. Reserva Particular do Patrimônio Natural Feliciano Miguel Abdala (★ RPPN FMA), Município de Caratinga, Minas Gerais, Brasil. Abreviações para os estados BA=Bahia, ES=Espírito Santo, GO=Goiás, MG=Minas Gerais, RJ=Rio de Janeiro, SP=São Paulo.

Encontra-se inserida na Bacia do Rio Doce, Sub-bacia do Rio Manhuaçu. O relevo apresenta gradientes altitudinais que variam de 318 a 682 metros entre vales e morros, contendo três áreas de drenagem principais: os córregos do Matão, Sapo e Jaó (Couto-Santos, 2007), além de brejos, barragens de córregos pequenos e caixas de empréstimo.

A mata da RRPN Feliciano Miguel Abdala se enquadra dentro da formação Floresta Pluvial Atlântica Baixo-Montana, com características de semi-decídua a decídua, composta por uma floresta de altura meia, estação seca de quatro a cinco meses e solo profundo (Fonseca e Robinson 1990, Rizzini, 1979).

Os estágios sucessionais no fragmento são caracterizados pelos seguintes tipos de vegetação (Hatton *et al.* 1983):

1- Floresta Primária; relativamente não perturbada, restrita aos vales e regiões mais baixas dos morros. Compõem-se de três estratos: a) estrato emergente, com árvores de 30-35 m de altura; b) estrato arbóreo principal, com 20 m de altura e dossel fechado; e c) estrato arbóreo inferior, de 5-10 m de altura.

2- Remanescentes de Floresta Primária mesclada com Floresta Secundária, perturbada por corte seletivo, com árvores emergentes espaçadas e separadas por grandes clareiras e/ou mata secundária jovem.

3- Mata secundária em estágio avançado, usualmente com mais de um estrato de árvores acima de 25m de altura. Divide-se em dois subgrupos: a) mata secundária em bom estado e encontrada geralmente nas partes inferiores dos morros, e b) mata naturalmente perturbada.

4- Mata secundária jovem em regeneração; mata mono-estratificada, de 10 a 15 metros de altura, com alta densidade de árvores, ervas, trepadeiras e bambus.

5- Capoeirão: Áreas de regeneração com predominância de arbustos e espécies arbóreas em regeneração.

6- Áreas abertas; constituídas por campos e/ou roças.

Coleta de dados

A partir de informações obtidas com os funcionários da Reserva e uma exploração preliminar, foram estabelecidas arbitrariamente quatro áreas de acordo com a histórico do uso da terra, a caracterização feita por Hatton *et. al* (1979), e à facilidade de acesso, correspondentes aos estágios sucessionais: Floresta primária (FP); Floresta secundária tardia (FST); Floresta secundária inicial (FSI) e Áreas em Regeneração ou Capoeirão (AR) (Figura 2).

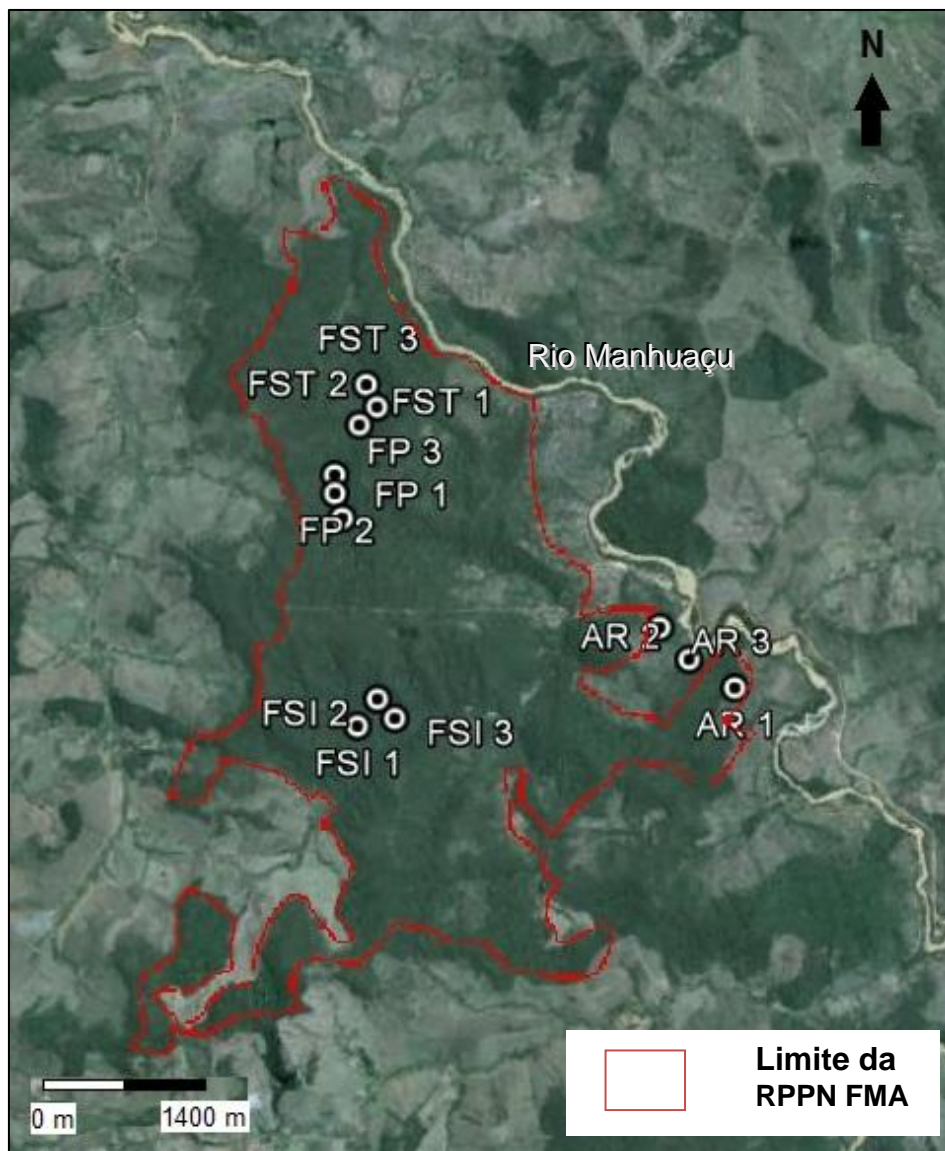


Figura 2. Distribuição dos pontos de coleta na área da Reserva Particular do Patrimônio Natural Feliciano Miguel Abdala (RPPN FMA). (Área em Regeneração=AR 1, 2 e 3; Floresta Secundária Inicial= FSI 1, 2, 3; Floresta Secundária Tardia= FST 1, 2 e 3; Floresta Primária= FP 1, 2 e 3)

Coleta de dados de anfíbios

Em cada estágio sucessional foram estabelecidas três parcelas de 50x10m, distanciadas pelo menos a 50m de corpos de água permanentes, e com um mínimo de 150m de distância entre elas a fim de evitar a influência dos corpos de água e garantir independência das parcelas. Foram realizadas campanhas mensais por um ano, desde outubro de 2011 até setembro de 2012, realizando amostragens simultâneas de 6 noites (168 horas), aplicando o denominado Delineamento de Medidas Repetidas (Gotelli e Ellison, 2004).

Em cada parcela foi instalada uma linha de armadilhas de interceptação e queda, contendo 6 baldes de 35 l conectados por 7m de cerca-guia (com 50cm de altura no mínimo), com mais 7 m no início e 8 m no final da linha, resultando numa cerca de 50 m de extensão (Figura 3). Os baldes tiveram a base furada com furos de até 3 mm de diâmetro para evitar o enchimento com chuva. As armadilhas tinham um desenho linear, e estavam dispostas de maneira paralela às curvas de nível do relevo, para facilitar a inspeção dos baldes e diminuir o efeito do percurso sobre a serrapilheira.

As armadilhas foram vistoriadas a cada dois dias durante a amostragem, o esforço amostral total foi de 168 horas/balde/mês ou 2016 horas/balde. Os indivíduos capturados foram marcados mediante o corte de falange (Donnelly *et al.* 1994) para evitar uma sobre-estimação da abundância de indivíduos capturados, e soltos perto das armadilhas; ou coletados e fixados no caso de não ser possível a identificação. Os anuros coletados foram depositados na coleção científica da UFMG.



Figura 3. Armadilha de interceptação e queda, figura mostrando a disposição linear dos baldes e da cerca de interceptação.

Vegetação

Em cada parcela, foram realizadas medições das variáveis relacionadas com a estrutura da floresta Profundidade de serrapilheira, densidade de árvores, CAP médio, Transferência Total de Energia Solar ao Nível do Solo, e Índice de Área Foliar (De Souza *et al.*, 2008; Giaretta *et al.* 1999; Halverson *et al.*, 2003; Hillers *et al.* 2008; Von May *et al.*, 2009).

Em cada parcela de 5x50 m, foi realizada a medição da profundidade da serrapilheira, circunferência à altura do peito (CAP) de árvores, e a densidade de árvores, o critério de inclusão foi de CAP > 15 cm, seguindo a De Souza (2008).

As fotografias para as análises de cobertura de dossel foram tiradas com uma Câmera Nikon Coolpix 5400 com ajuda de uma Lente hemisférica Fisheye Converter FC-E9 0.2x (Frazer *et al.* 1999). A cobertura do dossel foi calculada com o programa GAP LIGHT ANALYZER, foram utilizados como parâmetros o Índice de Área Foliar (LAI5) e a Transferência Total de Energia Solar ao Nível do Solo (Trans. Tot.) (Freitas *et al.*. 2005, Stenberg *et al.*, 1994).

Análise dos dados

Foram construídas curvas de rarefação baseadas em 36 amostras para cada estágio sucessional, com 100 aleatorizações (função de riqueza esperada Mao Tau). Foi calculada a riqueza estimada para cada estágio de sucessão, utilizando o estimador de riqueza assintótico Chao 1, um estimador que utiliza as abundâncias e é considerado um estimador de riqueza mínima robusto (Gotelli e Colwell, 2011; Magurran, 2004). Para cada estágio de sucessão foi calculado o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener, considerado um índice geral e que é sensível às mudanças na abundância dos grupos raros (Hill *et al.*, 2003). As análises foram rodadas no Programa EstimateS, os gráficos foram construídos no programa R.

Foi realizado um Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), para constatar a existência de comunidades diferentes em cada parcela, utilizando a medida de distância de Bray Curtis, uma medida de dissimilaridade adequada para este tipo de estudos porque pode utilizar dados de abundância, e por se basear em abundâncias relativas das espécies, o que permite uma melhor análise da estrutura da comunidade (Anderson *et al.*, 2006). Posteriormente foi utilizada uma Análise de Similaridade ANOSIM, utilizando a medida de distância de Bray Curtis com 5000 permutações, para testar a significância dos grupos gerados no ordenamento (Gotelli e Ellison, 2004).

No programa R, a Abundância Relativa de Espécies foi analisada mediante os *Whittaker plots*, foram ajustados Modelos de Abundância de espécies, a distribuição de erros utilizada foi a de Poisson, e a seleção do modelo com melhor ajuste foi mediante o Critério de Informação de Akaike (Magurran, 2004; Oksanen *et al.* 2012).

Mediante Modelos Lineares Generalizados, tentou-se explicar a relação entre a Riqueza e a Abundância e os estágios de sucessão, utilizando como variáveis explicativas as variáveis estruturais do habitat (Profundidade de serrapilheira, densidade de árvores, CAP médio, Transferência Total de Energia Solar ao Nível do Solo, e Índice de Área Foliar). Posteriormente foi realizada uma Análise de Contraste para identificar quais parcelas são diferentes para as variáveis resposta (Bolker *et al.*, 2009; Crawley, 2007).

No programa R utilizando o pacote Vegan (Oksanen *et al.*, 2012) cada uma das variáveis ambientais foram ajustadas no Escalamto Multidimensional Não Métrico mediante uma análise de correlação de Pearson, A significância da correlação foi calculada utilizando um teste de permutações (5000 permutações), e as variáveis significativamente relacionadas com a composição de espécies foram incluídas no gráfico do ordenamento (NMDS).

As análises foram realizadas utilizando os programas EstimateS Versão 8.2.0 (Colwell, 2006) e RStudio Versão 0.96.331 (R Development Core Team, 2012). As medidas de dossel foram calculadas com o programa Gap Light Analyzer (Frazer *et al.*, 1999).

Resultados

1. Espécies registradas

Ao longo das 12 amostragens foram coletados 337 indivíduos, de 7 espécies de anuros de serrapilheira, pertencentes a 5 famílias (Tabela 2, Figura 4), atingindo uma riqueza de 5 espécies nas áreas Regeneração, Floresta Secundária Inicial, Floresta Secundária Tardia e 6 espécies na Floresta Primária. Das 7 espécies registradas, 4 ocorreram em todos os estágios sucessionais, com duas espécies, *Ischnocnema verrucosa* e *Leptodactylus spixi*, com somente um indivíduo coletado.

Tabela 1. Lista de espécies e abundância de indivíduos coletados na RPPN Feliciano Miguel Abdala, Município de Caratinga, Minas Gerais, de outubro do 2011 até outubro 2012. (AR=Área em Regeneração, FSI=Floresta Secundária Inicial, FST=Floresta Secundária Tardia, FP=Floresta Primária, P1, P2, e P3 são as diferentes parcelas).

	AR			FSI			FST			FP		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
ODONTOPHRYNIDAE												
<i>Proceratophrys boiei</i>	27	1	1	12	7	4	17	12	28	13	21	58
BUFONIDAE												
<i>Rhinella pombali</i>	6	4	2	10	6	3	17	17	16	3	3	8
<i>Rhinella granulosa</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0
BRACHYCEPHALIDAE												
<i>Ischnocnema verrucosa</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
CRAUGASTORIDAE												
<i>Haddadus binotatus</i>	1	1	0	0	3	0	0	0	1	1	0	0
LEPTODACTYLIDAE												
<i>Leptodactylus spixi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Physalaemus crombiei</i>	2	0	0	4	0	1	1	3	0	4	12	0

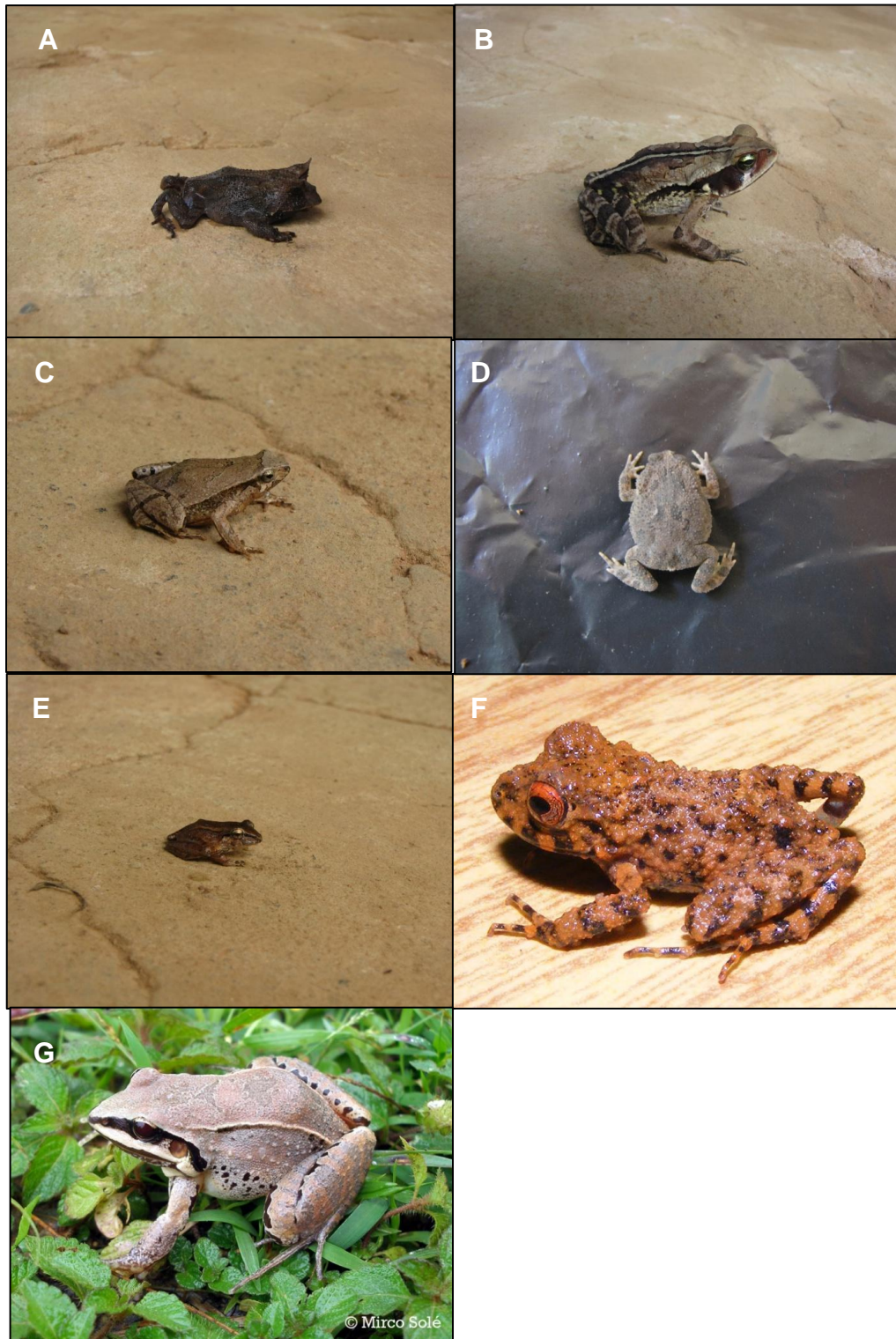


Figura 4. Espécies registradas na RPPN Feliciano Miguel Abdala. A. *Proceratophrys boiei*; B. *Rhinella pombali*; C. *Physalaemus crombiei*; D. *Rhinella granulosa*; E. *Haddadus binotatus*; F. *Ischnocnema verrucosa* (Foto: Orrico, 2010); G. *Leptodactylus spixi*.

2. Lista comentada de espécies

Proceratophrys boiei (Wied, 1825):

Ecologia

É uma espécie de serrapilheira endêmica da Mata Atlântica, ocorre em floresta primária, secundária e áreas degradadas. Reproduz-se em brejos, trechos de remanso de riachos, e poças (Conte e Machado, 2005; Izecksohn e Carvalho-e-Silva, 2001).

Distribuição

Ocorre desde o Espírito Santo até o Estado de Santa Catarina, associado sempre a Mata Atlântica (Carnaval, 2002; Prado e Pombal, 2008; Frost, 2013).

Estado de Conservação (IUCN)

Menor Preocupação (Least Concern) (Borges-Najosa, 2010).

Rhinella pombali (Baldiserra, Caramaschi e Haddad, 2004):

Ecologia

Espécie da Mata Atlântica ocorre também em áreas transicionais com o Cerrado, ocorre principalmente na Mata Semidecídua de Interior, recentemente registrada na Floresta Ombrófila Densa (Lourenço *et al.*, 2010; Silveira *et al.* 2009; Thomé *et al.*, 2010).

Distribuição

Espécie conhecida nos Estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro (Baldissera *et al.*, 2004; Silveira *et al.*, 2009).

Estado de Conservação (IUCN)

Menor Preocupação (Least Concern) (Baldisseri, 2010).

Rhinella granulosa (Spix, 1824):

Ecologia

É uma espécie terrestre, ocorre nos Biomas Mata Atlântica e na Caatinga, em vários tipos de ambientes, desde ambientes abertos e secos até floresta primária (Cassemiro *et al.*, 2012).

Distribuição

A distribuição geográfica de *Rhinella granulosa* compreende os Estados de Minas Gerais, Bahia, Espírito Santo, Alagoas, Ceará, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, e Sergipe (Narvaes e Rodrigues, 2009).

Estado de Conservação (IUCN)

Menor Preocupação (Least Concern) (Silvano *et al.*, 2010).

Physalaemus crombiei Heyer e Wolf, 1989:

Ecologia

Como outras espécies do grupo *P. signifer*, reproduz-se em poças de água na floresta e brejos na Mata Atlântica de Brasil, ocorre em florestas primárias e secundárias, não encontrada em áreas abertas (Heyer e Wolf 1989, Prado e Pombal Jr., 2005).

Distribuição

Esta espécie ocorre nos Estados de Espírito Santo, e no Município de Nova Viçosa, no Estado de Bahia. (Pupin *et al.*, 2010; Van Sluys, 1998)

Estado de Conservação (IUCN)

Menor Preocupação (Least Concern) (Peixoto e Pimenta, 2004).

Haddadus binotatus (Spix, 1824):

Ecologia

É uma espécie associada à Mata Atlântica, de desenvolvimento direto, deposita os ovos no solo da Floresta (Haddad e Prado, 2005; Hartmann *et al.* 2010, Moura *et al.*, 2012).

Distribuição

Ocorre desde o Estado de Bahia até Rio Grande do Sul (Haddad *et al.* 2008; Hedges *et al.* 2008).

Estado de Conservação (IUCN)

Menor Preocupação (Least Concern) (Van Sluys e Rocha, 2010).

Ischnocnema verrucosa Reinhardt and Lütken, 1862:

Ecologia

É uma espécie terrestre, de desenvolvimento direto (Canedo e Haddad 2012). É uma espécie associada à Mata Atlântica (Canedo *et al.* 2010)

Distribuição

Ocorre nos Estados do Espírito Santo e Bahia, em Minas Gerais existem registros no Município de Juiz de Fora e no Parque Estadual Serra do Brigadeiro (Canedo *et al.* 2010; Caramaschi e Canedo, 2006; Moura *et al.* 2012b; Orrico 2010).

Estado de Conservação (IUCN)

Dados Deficientes (Data Deficient) (Nascimento *et al.* 2004).

Leptodactylus spixi Heyer, 1983:

Ecologia

Leptodactylus spixi é uma espécie de serrapilheira de Mata Atlântica, ocorre em floresta tanto primária quanto secundária, incluindo plantações. (Izecksohn e Carvalho-e-Silva, 2001).

Distribuição

Ocorre na costa leste do Brasil, associado à Mata Atlântica, desde o Estado de Ceará até o Estado de Rio de Janeiro (Caramaschi *et al.* 2008; Heyer 1983)

Estado de Conservação (IUCN)

Menor Preocupação (Least Concern) (Heyer *et al.*; 2010).

3. Riqueza

A curva de rarefação (estimador Mao Tau) mostrou uma aproximação à assíntota, com uma riqueza de 5 espécies nas Áreas em Regeneração (Riqueza=5, SD ± 0.48), Floresta Secundária Inicial (Riqueza=5, SD ± 0.67) e Floresta Secundária Tardia (Riqueza=5, SD ± 0.9), com sobreposição das curvas. Na Floresta Primária a riqueza observada foi de 6 espécies (SD ± 1.21) (Figura 4), e a estabilização da curva foi menor que a das outras áreas.

A riqueza estimada com o Estimador Chao 1 (Figura 5) para a Área em Regeneração (Riqueza estimada=5, SD ± 0.17), a Floresta Secundária Inicial (Riqueza estimada=5, SD ± 0.45) e a Floresta Secundária Tardia (Riqueza Estimada=5, SD ± 0.25) foi de 5 espécies, igual ao número de espécies observadas; o número de espécies estimadas para a Floresta Primária foi de 8 espécies (SD ± 3.74).

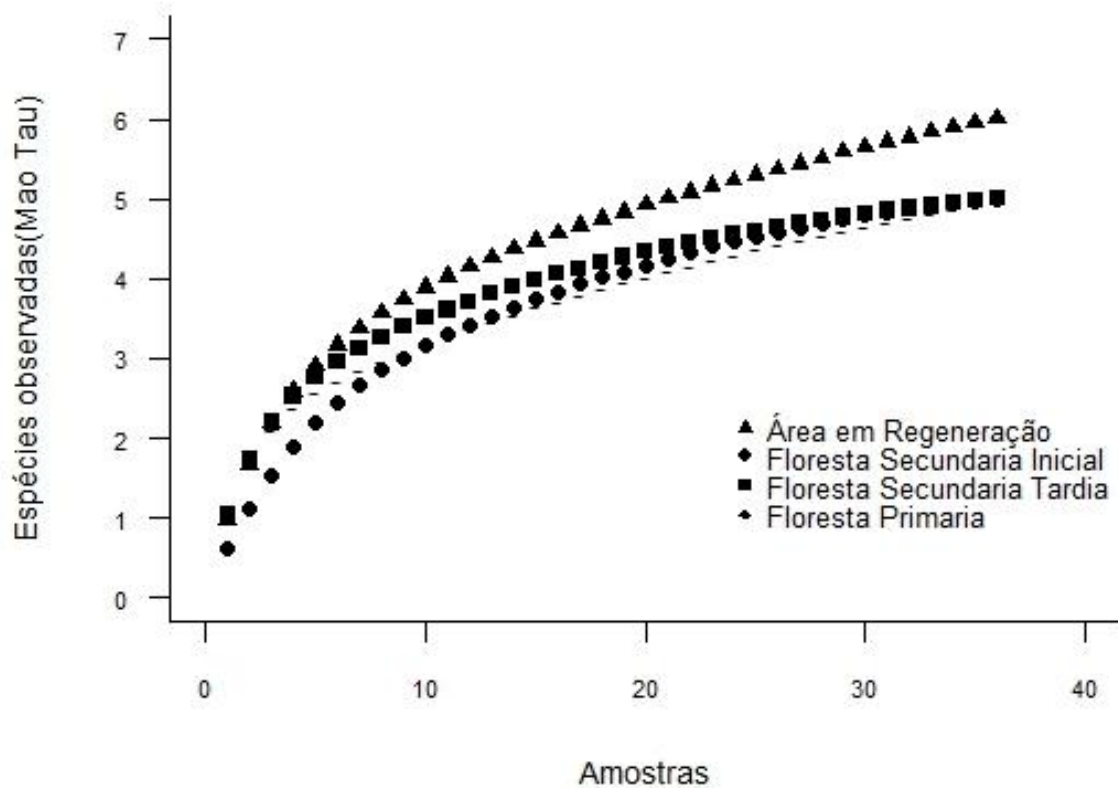


Figura 5. Espécies observadas (estimador Mao Tau), curva de rarefação baseada em 36 amostras. Áreas em Regeneração (Riqueza=5, SD ± 0.48), Floresta Secundária Inicial (Riqueza=5, SD ± 0.67), Floresta Secundária Tardia (Riqueza=5, SD ± 0.9), Floresta Primária (Riqueza=6, SD ± 1.21). RPPN Feliciano Miguel Abdala, Município de Caratinga, Minas Gerais, Brasil. Período de amostragem de outubro de 2011 até outubro 2012.

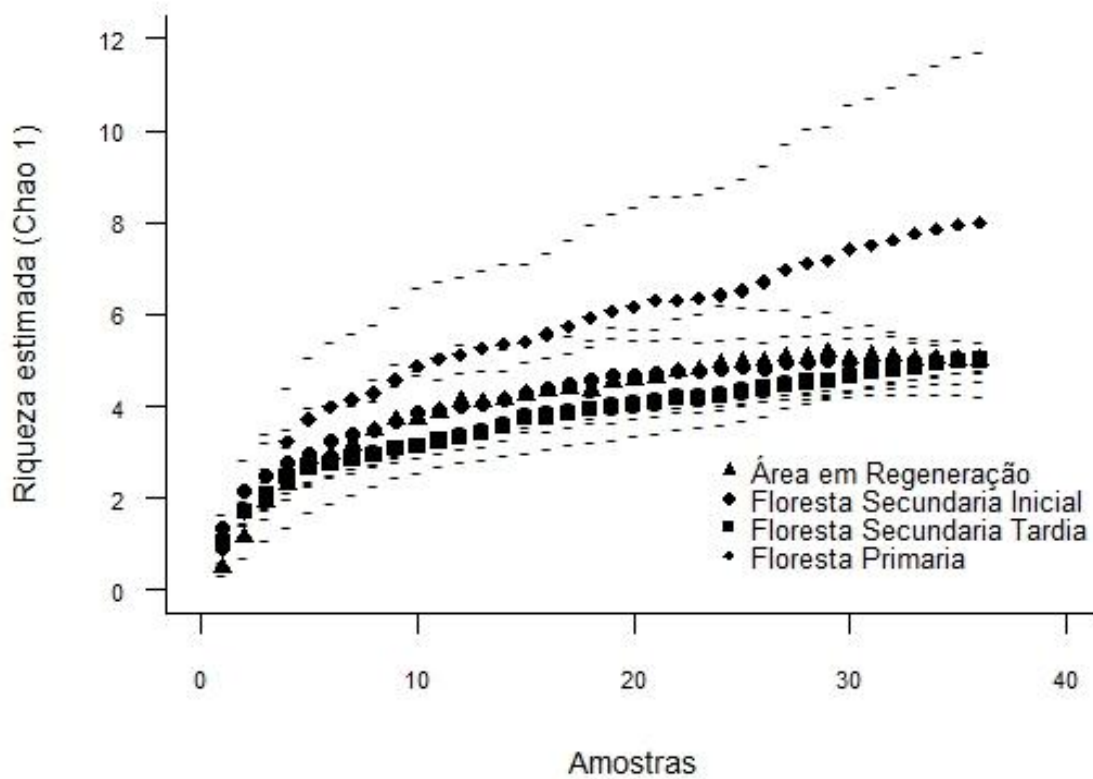


Figura 6. Curva de Riqueza estimada (Estimador Chao 1) para os distintos estágios de sucessão na RPPN Feliciano Miguel Abdala, Município de Caratinga, Minas Gerais, Brasil. Área em Regeneração (Riqueza estimada=5, SD ± 0.17), Floresta Secundária Inicial (Riqueza estimada=5, SD ± 0.45), Floresta Secundária Tardia (Riqueza Estimada=5, SD ± 0.25), Floresta Primária (Riqueza estimada=8, SD ± 3.74).

4. Composição de espécies

O gráfico do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) mostrou um leve ordenamento das parcelas (Figura 6), existe um padrão de ordenação ao longo do Eixo 1, coincidindo com o gradiente sucessional, indo de Floresta Primária para a Área em Regeneração.

Segundo a Análise de Similaridade a composição de espécies das áreas foi significativamente diferente; porém, esta diferença não foi muito marcada (ANOSIM: $R=0.2731$, $p= 0.037$).

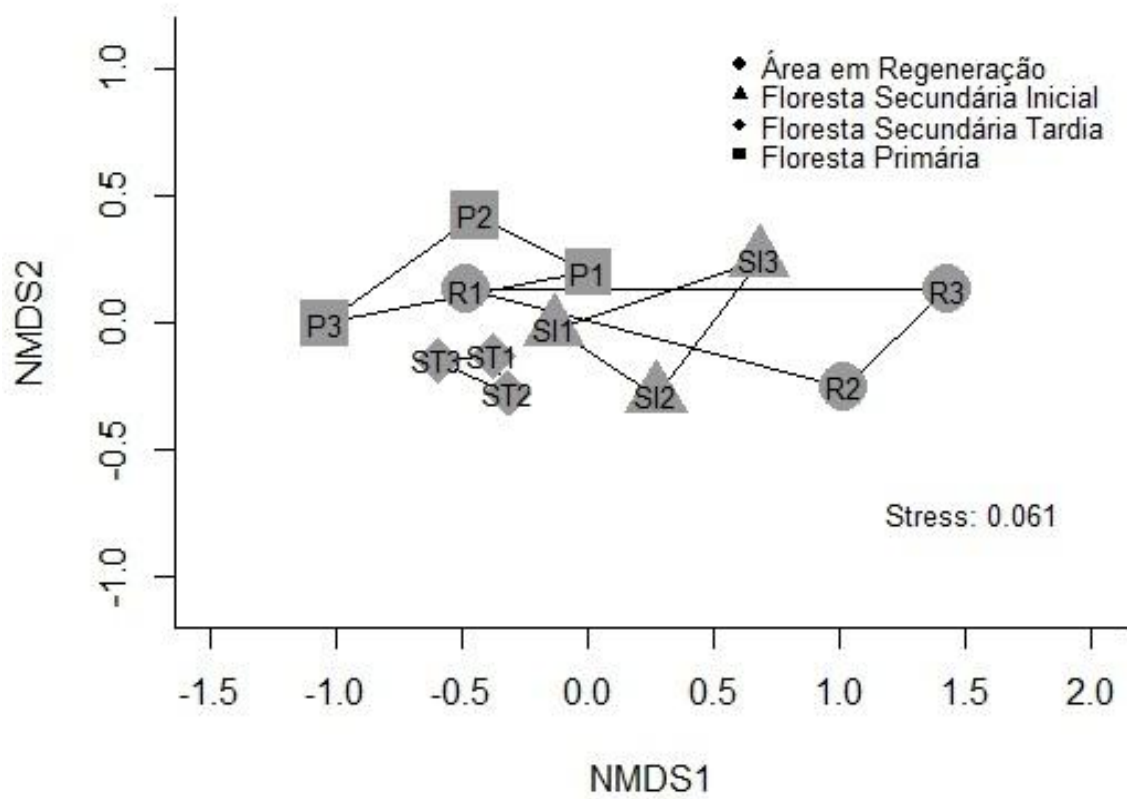


Figura 7. Gráfico do NMDS com os polígonos delimitando os distintos estágios sucessionais na RPPN Feliciano Miguel Abdala.

5. Abundância relativa das espécies e Diversidade nos Estágios de Sucessão.

Os *Whittaker plot* correspondentes a cada estágio sucessional podem ser vistos na Figura 7; as Abundâncias Relativas das espécies presentes na Área em Regeneração e na Floresta Secundária Tardia se ajustaram ao Modelo da Série Geométrica de Motomura; a Abundância Relativa da Floresta Secundária Inicial correspondeu ao Modelos Brokenstick ou Modelo Nulo, e a Abundância Relativa das espécies da Floresta Primária se ajustou ao Modelo Log Normal de abundância de espécies (Tabela 4).

Em todos os estágios observou-se dominância das espécies *Proceratophrys boiei* e *Rhinella pombali* (Tabela 3). Esta dominância foi menor nas Áreas em Regeneração e na Floresta Secundária inicial, resultado respaldado pelo maior Índice de Diversidade (H') (Tabela 5).

Tabela 2. Valores do Critério de Informação de Akaike (AIC) dos Modelos de Abundância Relativa de Espécies, distribuição de Poisson. (AR=Área em Regeneração, FSI=Floresta Secundária Inicia, FST=Floresta Secundária Tardia, FP=Floresta Primária).

Critério de Informação de Akaike				
Modelo	AR	FSI	FST	FP
Brokenstick	61,886	23.1612	26.6101	84.4532
Série Geométrica	46.337	23.7260	20.5870	34.1064
Log normal	56.023	27.1988	23.0286	32.8004
Zipf	67.562	30.7286	23.5886	33.3386

Tabela 3. Abundância Total e Abundância Relativa (entre parêntese) das Espécies por Estágio Sucessional. RPPN Feliciano Miguel Abdala, Município de Caratinga, Minas Gerais, período de coleta de outubro de 2011 até outubro 2012 (AR=Área em Regeneração, FSI=Floresta Secundária Inicia, FST=Floresta Secundária Tardia, FP=Floresta Primária).

Espécies	Estágio			
	AR	FSI	FST	FP
<i>Proceratophrys boiei</i>	29 (0.63)	23 (0.45)	57 (0.5)	92 (0.73)
<i>Rhinella pombali</i>	12 (0.26)	19 (0.37)	50 (0.43)	14 (0.11)
<i>Rhinella granulosa</i>	1 (0.02)	0	2 (0.02)	2 (0.01)
<i>Physalaemus crombiei</i>	2 (0.04)	5 (0.09)	4 (0.04)	16 (0.12)
<i>Ischnocnema verrucosa</i>	0	1 (0.02)	0	0
<i>Haddadus binotatus</i>	2 (0.04)	3 (0.06)	1 (0.01)	1 (0.01)
<i>Leptodactylus spixi</i>	0	0	0	1 (0.01)

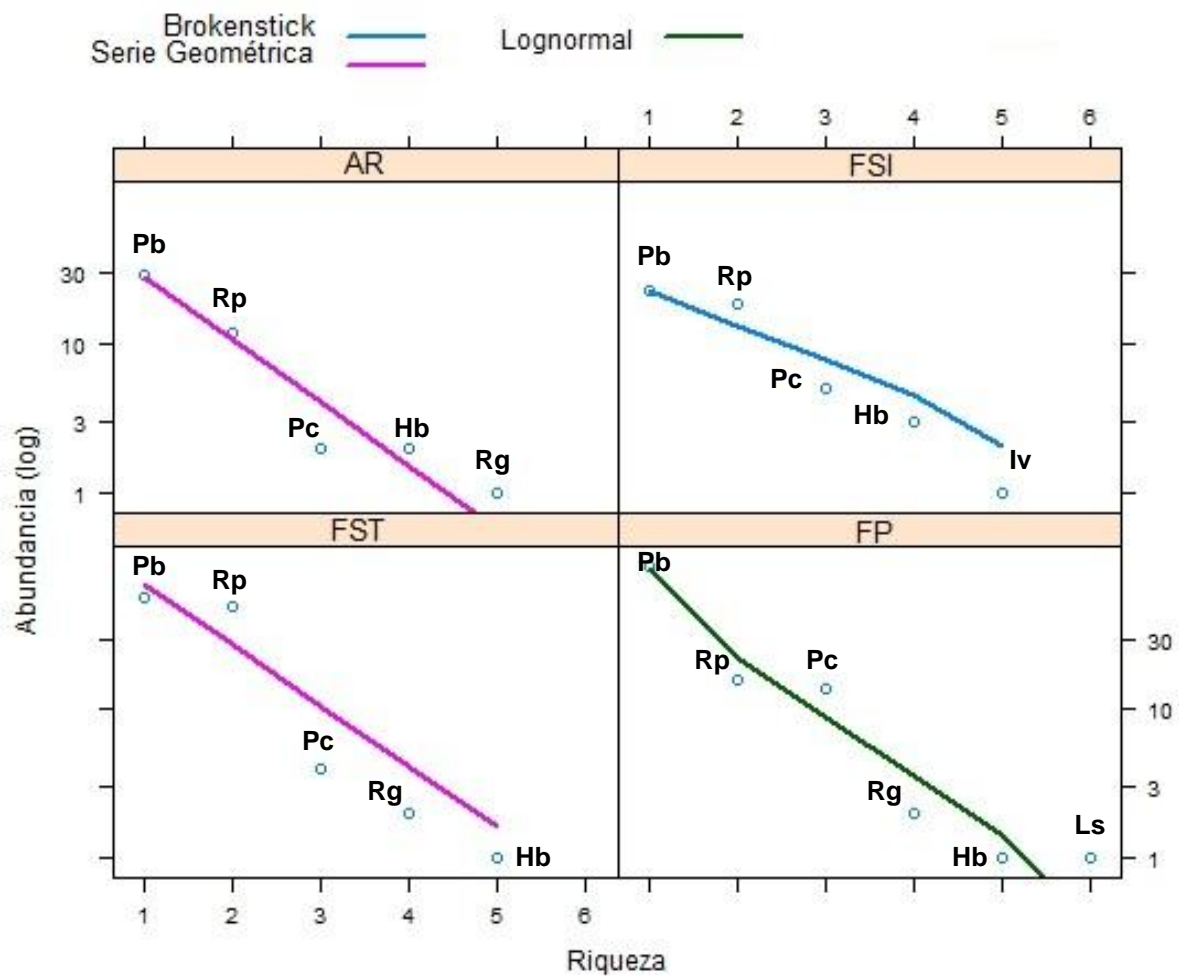


Figura 8. Whittaker plot das Abundâncias Relativas dos distintos estágios de sucessão da RPPN Feliciano Miguel Abdala, mostrando os modelos ajustados às curvas. (AR=Área em Regeneração, FSI=Floresta Secundária Inicia, FST=Floresta Secundária Tardia, FP=Floresta Primária, Pb=*Proceratophrys boiei*, Rp=*Rhinella pombali*, Rg=*Rhinella granulosa*, Pc=*Physalaemus crombiei*, Hb=*Haddadus binotatus*, Iv=*Ischnocnema verrucosa*, Ls=*Leptodactylus spixi*).

Tabela 4. Abundância total de Indivíduos, Riqueza registrada e Índice de Diversidade (Shannon-Wiener) de cada estágio sucessional na RPPN Feliciano Miguel Abdala, Município de Caratinga, Minas Gerais. (AR=Área em Regeneração, FSI=Floresta Secundária Inicia, FST=Floresta Secundária Tardia, FP=Floresta Primária).

	AR	FSI	FST	FP
Total de indivíduos	46	51	114	126
Riqueza	5	5	5	6
Diversidade (H')	1	1.2	0.94	0.88

6. Variáveis ambientais e a comunidade de anuros de serrapilheira

Nos Modelos Lineares Generalizados, nenhuma das variáveis resposta (Profundidade de serrapilheira, CAP, Densidade de árvores, Índice de Área Foliar e Transferência Total de Energia ao Nível de Solo) teve uma relação significativa com a riqueza de espécies, e a riqueza observada ao longo deste estudo demonstrou não ser significativamente diferente entre os estágios de sucessão na RPPN Feliciano Miguel Abdala.

A abundância de espécies diferiu significativamente entre áreas (GL=1, Deviance=78.99, $p < 0.05$), mas não existiu uma diferença significativa entre ela e as variáveis ambientais. A Análise de Contraste definiu dois grupos: o primeiro formado pelas parcelas Florestas Primária 2, Primária 3, Secundária Tardia 1, Secundária Tardia 3, e a Floresta em Regeneração 1, com uma abundância média de 3,7 indivíduos por amostragem.

O outro grupo de parcelas foi constituído pelas da Floresta Primária 1, Floresta Secundária Tardia 2, Secundária Inicial 1, Secundária Inicial 2, Secundária Inicial 3, em Regeneração 2 e em Regeneração 3, com uma abundância média de 1.38 indivíduos por amostragem.

Os vetores das variáveis ambientais Profundidade de Serrapilheira, CAP, Densidade de árvores, e Índice de Área Foliar se correlacionaram positivamente com o gradiente de sucessão no NMDS, e negativamente com a Transferência de Energia Total (Figura 8). Esta correlação foi significativa unicamente para a variável Profundidade de Serrapilheira, que também é a variável preditora mais forte (Tabela 6, Figura 9).

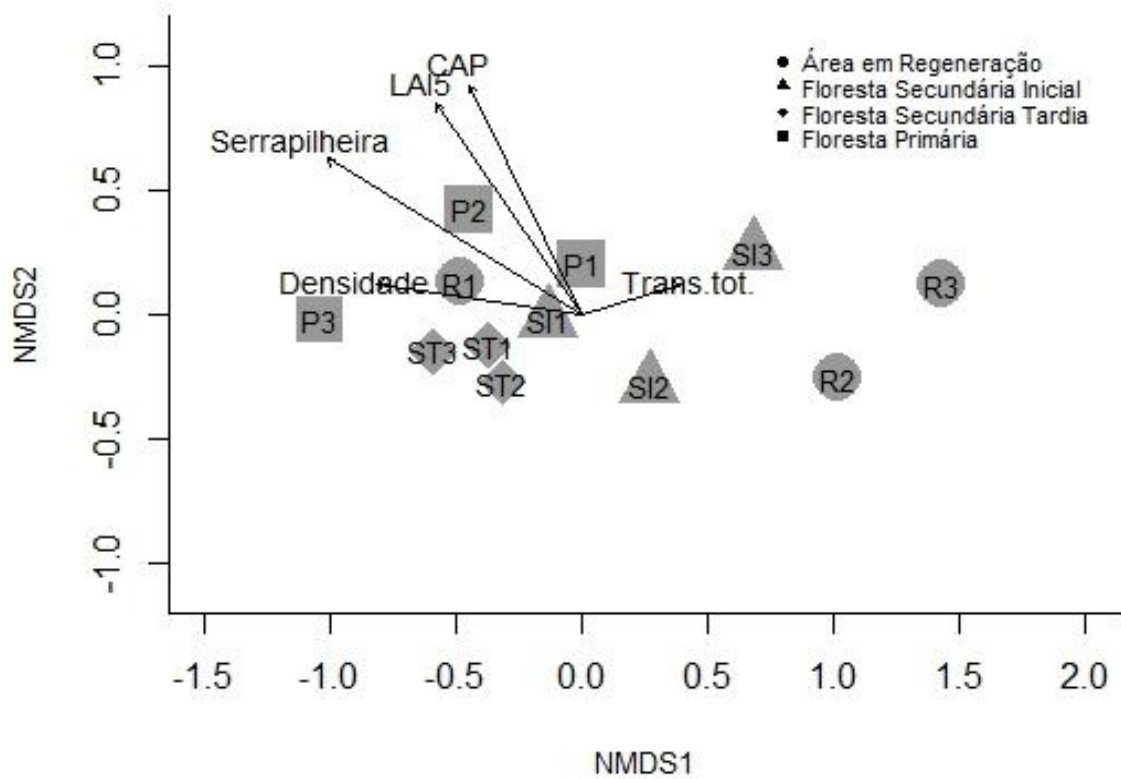


Figura 9. Gráfico do NMDS da Composição de espécies, mostrando o ajuste dos Vetores das Variáveis ambientais na máxima correlação (Correlação baseada em 5000 permutações). (Parcelas na Área em Regeneração: R1, R2 e R3; Parcelas na Floresta Secundária Inicial: SI1, SI2, SI3; Parcelas na Floresta Secundária Tardia: ST1, ST2 e ST3; Parcelas na Floresta Primária: P1, P2 e P3).

Tabela 5. Valores das Correlações e Significância da Correlação das Variáveis Ambientais. (Valores calculados baseados em 5000 permutações). Variáveis: Profundidade de serrapilheira, CAP, Densidade de árvores, Índice de Área Foliar e Transferência Total de Energia ao Nível de Solo.

Variável	r^2	p
Serrapilheira (cm)	0.5274	0.03019
CAP(cm)	0.3907	0.10858
Densidade (ind/m ²)	0.2555	0.26955
Índice de Área foliar	0.3928	0.10258
Trans.tot. (Mols m ⁻² d ⁻¹)	0.0627	0.74985

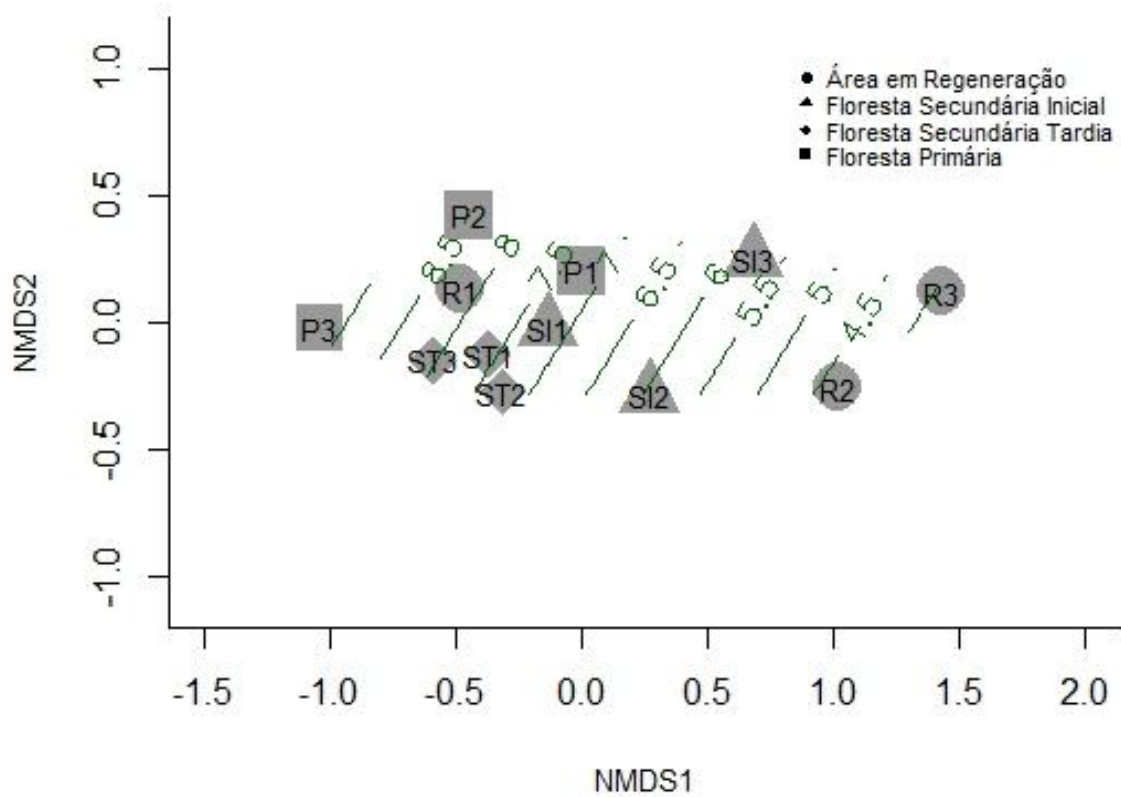


Figura 10. Gráfico do NMDS da Composição de espécies, mostrando o melhor ajuste da Profundidade de Serrapilheira (Valores em cm) no ordenamento da composição de espécies ($r^2=0.5274$, $p=0.03019$). (Parcelas na Área em Regeneração: R1, R2 e R3; Parcelas na Floresta Secundária Inicial: SI1, SI2, SI3; Parcelas na Floresta Secundária Tardia: ST1, ST2 e ST3; Parcelas na Floresta Primária: P1, P2 e P3).

Discussão

Espécies registradas

Exceto *Rhinella granulosa*, que é também encontrada em áreas abertas, as espécies registradas são características de áreas fechadas, principalmente da Mata Atlântica, tanto de Floresta Primária quanto de Floresta Secundária. Foram coletadas 7 espécies de serrapilheira das 10 espécies de interior de floresta esperadas segundo a lista de espécies de anuros da RPPN Feliciano Miguel Abdala (Nery e Tabacow, 2012). Não foram registradas as espécies *Leptodactylus mystacinus*, *Physalaemus cuvieri* e *Myersiella microps*, que são também comumente encontradas no interior de florestas, as duas primeiras relativamente generalistas, e a última, *Myersiella microps*, uma espécie especialista de áreas florestadas (Bokermann, 1962; Dixo e Verdade, 2006; Haddad, 2005; Hartmann *et al.* 2002; Heyer *et al.* 2003).

A falta de coleta de todas as espécies esperadas poderia ter sido causada por algum viés da metodologia utilizada. Embora com a combinação de metodologias se obtenha uma maior riqueza de espécies de serrapilheira (Pontes e Rocha, 2011; Ribeiro-Junior *et al.*, 2008), a armadilha de interceptação e queda é, até o momento, o método mais adequado para estudos com espécies de solo de floresta quando comparado com outros individualmente. Ao longo de gradientes ecológicos a riqueza obtida com esta metodologia é maior que a de outros métodos, como os transectos de encontros visuais ou as parcelas de busca ativa, com a vantagem de ser um método verdadeiramente quantitativo, por ele não ser dependente do coletor nem das características do ambiente, permitindo uma maior precisão nas comparações entre gradientes; os baldes de 35 litros tem uma melhor relação custo benefício do que baldes de maior capacidade, e a riqueza atingida na amostragem com baldes de diferentes capacidades não difere significativamente (Ribeiro Júnior *et al.*, 2008; Ryan *et al.*, 2002; Zanini e Martins, 2000). Também outros fatores como a distribuição não homogênea dos anuros no solo da floresta (Giaretta *et al.* 1997; Van Sluys, 2007), e a seleção de áreas evitando corpos de água poderiam ter influenciado nas espécies registradas. Com um maior número de parcelas se poderia obter uma amostra mais representativa da comunidade de anuros de serrapilheira.

Riqueza

A herpetofauna da bacia do rio Manhuaçu é ainda pouco conhecida, na RPPN Feliciano Miguel Abdala ocorrem a maior parte das espécies registradas no entorno (Nery e Tabacow, 2012). A riqueza registrada neste estudo pode ser considerada baixa, em comparação com outros estudos desenvolvidos na Mata Atlântica do Estado de Minas Gerais. São Pedro e Feio (2011) citaram 10 espécies de anuros de serrapilheira para a Serra de Ouro Branco, Rievers (2009) registrou 11 espécies para o Parque Estadual do Rio Doce, o que é equivalente com a riqueza citada na lista de espécies da RPPN FMA, Moura *et al.* (2012) citaram 24 espécies para o Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Bertolucci *et al.* (2009) 12 espécies para a Estação Ambiental de Peti. Estudos em outros estados citaram entre 10 e 19 espécies de anuros de serrapilheira para a Mata Atlântica no Estado de São Paulo (Metzger *et al.*; 2009, Dixo e Verdade, 2006; Hartmann *et al.*, 2010), e entre 7 e 16 espécies para Rio de Janeiro (Rocha *et al.*, 2001; Van Sluys *et al.* 2007; Rocha *et al.* 2007; Rocha *et al.* 2011), Dixo e Martins (2008) citaram 15 espécies num estudo no Estado de Bahia. Entre estes estudos existem diferenças no tamanho e rango de altitude das áreas, distintos métodos de coleta, e não especificam se consideraram a proximidade de corpos de água aos sítios de amostragem, todos estes fatores que influenciam na riqueza de anuros de serrapilheira (Pontes e Rocha, 2011).

A riqueza foi similar ao longo do gradiente de sucessão; somente a Floresta Primária apresentou uma riqueza total maior. Porém, os Modelos Lineares Generalizados não acharam uma diferença significativa da riqueza entre estágios sucessionais. A sobreposição das curvas de rarefação coincide com o resultado dos GLM. O estimador Chao 1 é um estimador de riqueza mínima robusto (Gotelli e Colwell, 2011), e permite verificar se foi registrada uma amostra representativa da riqueza local, a equivalência entre a riqueza esperada e a observada nos estágios Regeneração, Floresta Secundária Inicial e Secundária Tardia e a assíntota atingida pelas curvas evidencia que para o método de coleta utilizado a amostragem foi suficiente em estas áreas, o que permite falar que possivelmente, a continuidade da floresta dentro do fragmento oferece um ambiente permeável para os anuros, pelo que não existe uma diferença significativa na riqueza de espécies ao longo desse gradiente. Na Floresta Primária a riqueza estimada (8 sp.) foi maior do que a observada (6 sp.), e ainda não existiu uma estabilização na curva de rarefação, demonstrando que a amostragem ainda não foi suficiente para este estágio sucessional.

Composição de espécies

O gráfico do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) mostrou uma diferença na composição de espécies dos estágios sucessionais, segundo o ordenamento das parcelas de acordo à presença e abundância das espécies (Figura 6). Existe um tendência de ordenação ao longo do Eixo 1, coincidindo com o gradiente sucessional, indo de Floresta Primária para a Área em Regeneração. Este agrupamento é significativamente diferente segundo a Análise de Similaridade. Porém, embora a diferença na composição das espécies seja estatisticamente significativa, não é muito forte, e os padrões embora coincidissem com o esperado, não foram muito claros.

As características e dinâmica próprias do ecossistema e das espécies podem explicar estes padrões não claros e relações débeis. Em florestas tropicais algumas espécies apresentam um atraso da resposta às mudanças da estrutura da floresta (Dixo e Martins, 2008; Metzger, 2009; Tabarelli *et al.*, 2010). Espécies generalistas, com grande plasticidade e ampla distribuição geográfica são encontradas em áreas de floresta secundária, a heterogeneidade na estrutura destes sistemas permite uma colonização de espécies características de ambientes abertos (Fonseca, 1989); isso pode não acontecer dependendo da matriz que rodeia a área, e da história e da dinâmica da paisagem. A história da RPPN poderia apoiar esta teoria, que desde tempos em que era uma Fazenda manteve uma importante cobertura florestal (Strier e Boubli, 2006), podendo atuar como refúgio para espécies características de florestas primárias, que ao acontecer a regeneração das matas puderam ocupar rapidamente os nichos, evitando a ocorrência de outras espécies. Por outro lado, estudos em florestas tropicais mostraram que em florestas secundárias de 10-16 anos de antiguidade já existe uma similaridade não somente da riqueza, se não também da composição da comunidade de anuros de serrapilheira (Hilje e Aide, 2012), várias espécies de floresta primária são capazes de subsistir nas áreas mais alteradas (Tocher *et al.* 2002; Hillers *et al.* 2008).

Abundância Relativa de Espécies e Diversidade

As áreas em Regeneração e Floresta Secundária Tardia se ajustaram ao Modelo de Abundância de Espécies da Série Geométrica (Motomura, 1932): Este modelo de Abundância de espécies é encontrado geralmente em áreas com baixa riqueza, fisiologicamente limitantes e nos primeiros estágios de sucessão; este modelo supõe que todas as espécies ocupam uma mesma fração dos recursos. A Floresta Secundária Inicial ajustou-se ao modelo Brokenstick, também denominado modelo nulo (MacArthur, 1957): é o modelo de distribuição de nicho mais uniforme, existe uma partição aleatória e equivalente de recursos entre as espécies, é considerado o modelo nulo, no qual cada espécie ocupa um nicho, não superposto com o de outras espécies. A Floresta Primária se ajustou ao modelo Log Normal (Preston, 1948): aplica-se a comunidades nas quais existe muita diferença entre a abundância da espécie dominante e a das menos comuns, devido aos requerimentos de nicho e nível trófico (Calderón *et al.*, 2008; Connolly e Thibaut, 2012; Magurran, 2004).

A diversidade (H') foi maior nas áreas menos preservadas em comparação com a diversidade nas Florestas Secundária Tardia e Primária. *Proceratophrys boei* foi a espécie dominante nos quatro estágios sucessionais, *Rhinella pombali* foi a segunda espécie mais abundante, a abundância relativa destas duas espécies foi menor na Floresta Secundária Inicial, que em consonância teve o maior Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H'); o Índice de diversidade calculado indicou que a menor biodiversidade foi na Floresta Primária, e na Floresta Secundária Tardia, padrão observado também para a abundância relativa de *P. boiei* nos dois estágios de sucessão (73% e 50% respectivamente). As Florestas Secundárias tendem a apresentar uma maior riqueza e diversidade do que as Florestas clímax, devido à heterogeneidade de sua estrutura, especialmente nos estratos médios e inferiores, o que proporciona uma variedade de nichos e refúgios, além de uma maior produtividade (Fonseca, 1988; Fonseca e Robinson, 1990; Guariguata e Ostertag, 2001), o que explica o maior índice de diversidade encontrado nesses ambientes. Em florestas mais preservadas, a competição entre espécies pode causar a exclusão de algumas delas (De Souza *et al.*, 2008).

Variáveis ambientais e comunidade de anuros

Nenhuma das variáveis ambientais analisadas teve relação com a riqueza, possivelmente por serem poucas espécies (Gotelli, 2004), o que dificulta a identificação de padrões que a relacionem com as características estruturais do ambiente, e porque existem indícios de que interações mais complexas entre estas variáveis sejam melhores preditoras da comunidade de anfíbios (De Souza *et al.*, 2008)

A abundância foi significativamente diferente entre as áreas; os grupos formados pela análise de contraste mostram uma tendência de agrupamento correspondente com o gradiente de sucessão, as parcelas com maior abundância de anuros foram os grupos associados com estágios de sucessão mais avançados (Florestas Primária 2, Primária 3, Secundária Tardia 1, Secundária Tardia 3, e a Floresta em Regeneração 1), exceto pela floresta em Regeneração, que também foi incluída neste agrupamento. O outro grupo, associado com estágios mais iniciais, estava composto pelas parcelas Floresta Secundária Inicial 1, Secundária Inicial 2, Secundária Inicial 3, em Regeneração 2 e em Regeneração 3, junto com a Floresta Primária 1 e a Floresta Secundária Tardia 2, teve uma abundância média menor que a metade da abundância dos estágios de sucessão mais avançados. Estes dois agrupamentos demonstram que na RPPN Feliciano Miguel Abdala existe uma tendência a uma maior abundância de anfíbios em florestas melhor preservadas, o que difere com outros estudos com anfíbios, que acharam uma maior abundância em estágios intermediários de sucessão (De Souza *et al.*, 2008; Furlani *et al.*, 2009, Garcia *et al.*; 2009). Encontrou-se também uma maior abundância na medida que aumenta a riqueza de espécies, o que aparentemente é um padrão em anuros de serrapilheira (Pontes e Rocha, 2011).

Na análise de Correlação das variáveis ambientais com a composição de espécies, a Profundidade de Serrapilheira foi a única que apresentou uma relação significativa. Essa correlação foi positiva com gradiente de sucessão ecológica; porém, a correlação não foi muito forte. A serrapilheira está relacionada diretamente com os anuros, serve como refúgio, sítio de reprodução de algumas espécies e sítio de alimentação; a camada de folhagem que compõe a serrapilheira também atua como estabilizante do microclima no interior da floresta, mantendo condições mais úmidas e frescas (Dixo e Metzger, 2009; Gardner, 2007; Hillers et al. 2008, Van Sluys et al. 2007). A profundidade da serrapilheira é geralmente maior em florestas maduras (Pinotti et al., 2012).

Ainda os efeitos das variáveis ambientais sobre a comunidade de anuros de serrapilheira são desconhecidos e conflitantes. Entre as características estruturais da floresta que foram relacionadas com a abundância e a riqueza dos anuros estão: o CAP, a porcentagem de cobertura do solo, a profundidade da serrapilheira, a massa seca de serrapilheira, a densidade de troncos no solo, a cobertura do dossel e a heterogeneidade estrutural dos estratos da vegetação (De Souza *et al.*, 2008; Giaretta *et al.* 1999; Halverson *et al.*, 2003; Hillers *et al.* 2008; Van Sluys *et al.* 2007; Von May *et al.*, 2009). Porém, o efeito destas variáveis está ainda longe do consenso. Possivelmente os parâmetros que influenciam às assembleias de anuros estão conformados pela influência conjunta de um grande número de variáveis ambientais e climáticas, interações inter e intraespecíficas (De Souza *et al.*, 2008; Ernst e Rödel, 2006; Gardner *et al.* 2007)

Este trabalho demonstrou que ao longo do gradiente de sucessão florestal existem diferenças na estrutura da comunidade de anfíbios na Mata Atlântica Semidecídua da RPPN Feliciano Miguel Abdala, a composição de espécies difere entre os estágios de sucessão, e a riqueza de espécies e a abundância encontraram-se positivamente correlacionadas com o gradiente de sucessão ecológica. Mas a utilização das armadilhas de interceptação e queda como única metodologia e o número de replicas na amostragem foram fatores limitantes para a análise dos padrões da relação entre estrutura da comunidade de anuros de serrapilheira da RPPN Feliciano Miguel Abdala e o estágio de sucessão da floresta.

Referências bibliográficas

- Aide, T.M., Zimmerman, J.K., Pascarella, J.B., Rivera, L., Marcano-Vega, H., 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8, 328–338.
- Alford, R.A; Richards; S.J. 1999. Global amphibian declines: A problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Sistematics* 30: 133-165.
- Allmon, W.D. 1991. A plot study of forest floor litter frogs, Central Amazon, Brazil. *Journal of Ecology* 7: 503-522.
- Anderson, M.; Ellingsen, K.; McArdle, B. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9:683–693.
- Baldissera Jr, F. A., Caramaschi, U. and Haddad, C.F.B. 2004. Review of the *Bufo crucifer* species group, with descriptions of two new related species (Amphibia, Anura, *Bufo*idae). *Arquivos do Museu Nacional*, 62, 255-282.
- Baldisseri, F. 2010. *Rhinella pombali*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 19 January 2013.
- Bastazini, C. V.; Munduruca, J. F. V.; Rocha, P. L. B.; Napoli, M. F. 2007. Which environmental variables better explain changes in anuran community composition? A case study in the restinga of Mata de São João, Bahia, Brazil. *Herpetologica*, 63(4):459-471.
- Bertoluci, J.; Canelas, M. A. S.; Eisemberg, C. C.; Palmuti, C. F. S.; Montingelli, G. G.. 2009. Herpetofauna da Estação Ambiental de Peti, um fragmento de Mata Atlântica do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil *Biota Neotrop.*, vol. 9, no. 1.
- Bihn, J.H.; Verhaagh, M.; Brandle, M.; Brandl, R. 2008. Do secondary forests act as refuges for old growth forest animals? Recovery of ant diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *Biological Conservation* 141, 733–743.
- Blair Hedges, S.; Duellman, W. E.; Heinicke, M. P. 2008. New World direct-developing frogs (Anura: Terrarana): Molecular phylogeny, classification, biogeography, and conservation. *Zootaxa* 1737: 1–182 (2008)

- Bolkert, B. M.; Brooks, M. E.; Clark, C. J. ; Geange, S. W.; Poulsen, J. R.; Henry, M.; Stevens, H.; White, J. S. 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* Vol.24 No.3
- Borges-Najosa, D.; Skuk, G. 2010. *Proceratophrys boiei*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 19 January 2013.
- Calderón, O.; Corral-Rivas, J.; Vargas, B.; Jiménez, J. 2008. Evaluation of species abundance models of tree strata in a cloud forest. *Rev. Fitotec. Mex.* Vol(3): 281-289, 2008.
- Canedo, C.; Haddad C. F. B. 2012. Phylogenetic relationships within anuran clade Terrarana, with emphasis on the placement of Brazilian Atlantic rainforest frogs genus *Ischnocnema* (Anura: Brachycephalidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 65 (2012) 610–620.
- Canedo, C.; Pimenta, B. V. S.; Leite, F. S F.; Caramaschi, U. 2010. New Species of *Ischnocnema* (Anura: Brachycephalidae) from the State of Minas Gerais, Southeastern Brazil, with Comments on the *I. verrucosa* Species Series. *Copeia*, 2010(4):629-634.
- Caramaschi, U.; Canedo, C. 2006. Reassessment of the taxonomic status of the genera *Ischnocnema* Reinhardt and Lütken, 1862 and *Oreobates* Jiménez-de-la-Espada, 1872, with notes on the synonymy of *Leiuperus verrucosus* Reinhardt and Lütken, 1862 (Anura: Leptodactylidae) *Zootaxa* 1116: 43–54 (2006).
- Caramaschi, U.; Feio, R. N.; São-Pedro, V. A. 2008. A new species of *Leptodactylus* Fitzinger (Anura, Leptodactylidae) from Serra do Brigadeiro, State of Minas Gerais, Southeastern Brazil. *Zootaxa* 1861: 44–54 (2008).
- Carnaval, A. C. 2002. Phylogeography of Four Frog Species in Forest Fragments of Northeastern Brazil, A Preliminary Study. *Integr. Comp. Biol.* (2002), 42:913–921
- Casemiro, F. A. S.; Gouveia, S. F.; Diniz-Filho, J A. F. 2012. Distribuição de *Rhinella granulosa*: integrando envelopes bioclimáticos e respostas ecofisiológicas. *Revista da Biologia* 8, 38–44.
- Castro, E.B.V.; Fernandez, F.A.S. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119, 73–80.

- Chazdon, R.L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6, 51–71.
- Clark, D. 1996. Abolishing virginity. *Journal of Tropical Ecology* 12, 735–739.
- Colwell, R. K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. URL <purl.oclc.org/estimates>
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Connell, J.H; Slatyer R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111: 1119-1144.
- Connolly, S. R.; Thibaut, C. M.; 2012. A comparative analysis of alternative approaches to fitting species-abundance models. *Journal of Plant Ecology* 5 (1), 32–45.
- Conte, C.E. & Machado, R.A. 2005. Riqueza de espécies e distribuição espacial e temporal em comunidade de anuros (Amphibia, Anura) em uma localidade de Tijucas do Sul, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17 (3): 940-948.
- Couto Santos, F. R. 2007. Fenologia de Espécies Arbóreas do Dossel e Sub- dossel em um Fragmento de Mata Atlântica Semi-Decídua em Caratinga, Minas Gerais, Brasil. Dissertação de mestrado apresentada a Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais. 100 p.
- Crawley, M. J. 2007. *The R Book*. John Wiley & Sons Ltd. West Sussex, England. 942 pp.
- De Souza V.; De Souza, M. B.; Morato, E. F. 2008. Efeitos da sucessão florestal sobre a anurofauna (Amphibia: Anura) da Reserva Catuaba e seu entorno, Acre, Amazônia sul-ocidental. *Revista Brasileira de Zoologia* 25 (1): 49–57.
- De Walt, S.J., Maliakal, S.K., Denslow, J.S., 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology Management* 182, 139–151.
- Dixo, M.; Martins, M. 2008. Are leaf-litter frogs and lizards affected by edge effects due to forest fragmentation in Brazilian Atlantic Forest? *Journal of Tropical Ecology* 24, 551–554.

- Dixo, M.; Metzger, J.P. 2009. Are corridors, fragment size and forest structure important for the conservation of leaf-litter lizards in a fragmented landscape? *Oryx* 43, 435–442.
- Dixo, M.; Verdade, V.K. 2006. Herpetofauna de serrapilheira da Reserva Florestal do Morro do Grande, Cotia (SP). *Biota Neotropica*, 6 (2): 1-20.
- Donnelly, M. A.; Guyer, C.; Juterbock, E.; Alford, R. A. 1994. Techniques for marking amphibians. Pp. 277–284 in Heyer, W. R.; Donnelly, M. A.; Mcdiarmid, R. W.; Hayek, L. C.; Foster, M. S. (eds.). *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Duellman, W. E. 1990. Herpetofauna in neotropical rainforests: comparative composition, history, and resource use. Pages 455–505 in A. H. Gentry, editor. *Four neotropical rainforests*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- Dunn, R.R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology* 18 (2), 302–309.
- Ernst, R.; M. O Rödel. 2005. Anthropogenically induced changes of predictability in tropical anuran assemblages. *Ecology*, 86(11), 2005, pp. 3111–3118.
- Ernst, R.; Rödel, M-O. 2006. Community assembly and structure of tropical leaf-litter anurans. *Ecotropica* 12: 113–129.
- FAO. 2005. *State of the World's Forests*. Food and Agriculture Organizations, United Nations, Rome.
- Faria, D.; Mariano-Neto, E.; Martini, A.M.Z.; Ortiz, J.V.; Montingelli, R.; Rosso, S.;
- Fonseca, G. A. B. 1988. Patterns of small mammal species diversity in the Brazilian Atlantic forest. PhD Dissertation, University of Florida, Gainesville, Florida.
- Fonseca, G.A.B. 1989. Small mammal species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. *Revista Brasileira de Zoologia* 6 (3): 381-422.
- Fonseca, G.A.B., Robinson, J.G., 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biol. Conserv.* 53, 265–294.
- Frazer, G.W.; Canham, C.D.; Lertzman, K.P. 1999. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from

- true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- Freitas, S. R., Mello, M. C.S., Cruz, C. B.M. 2005. Relationships between forest structure and vegetation indices in Atlantic Rainforest *Forest Ecology and Management* 218 (2005) 353–362.
- Frost, Darrel R. 2012. Amphibian Species of the World: an online reference. Version 5.6 (1 October 2012). Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. American Museum of Natural History, New York, USA.
- Furlani, D.; Ficetola, G. F.; Colombo, G.; Ugurlucan, M.; De Bernardi, F. 2009. Deforestation and the Structure of Frog Communities in the Humedale Terraba-Sierpe, Costa Rica. *Zoological Science*, 26(3):197-202.
- García-R., J. C.; Cárdenas, H.; Castro, F. 2007. Relación entre la diversidad de anuros y los estados sucesionales de un bosque muy húmedo montano bajo del valle del Cauca, suroccidente colombiano. *Caldasia* 29(2):363-374.
- Gardner, T.A.; Barlow, J.; Chazdon, R.; Ewers, R.M.; Harvey, C.A.; Peres, C.A.; Sodhi, N.S. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecol. Lett.* 12, 561–582.
- Gardner, T.A.; Ribeiro-Júnior, M.A.; Barlow, J.; Sauer, T.C.; Hoogmoed, M.S.; Peres, C.A. 2007. The value of primary, secondary, and plantation forests for a neotropical herpetofauna. *Conservation Biology* 21, 775–787.
- Gascon, C. 1991. Population- and community-level analyses of species occurrences of Central Amazonian rainforest tadpoles. *Ecology* 72:1731–1746.
- Giaretta, A.A.; Sawaya, R.J.; Machado, G.; Araújo, M.S.; Facure, K.G.; Medeiros, H.F. & Nunes, R. 1997. Diversity and abundance of litter frogs at altitudinal sites at Serra do Japi, Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 14 (2): 341-346.
- Giaretta, A.A.; Facure K.G.; De M. Meyer J.H.; Chemin, N. 1999. Diversity and abundance of litter frogs in a forest of southeastern Brazil: seasonal and altitudinal changes. *Biotropica* 31 (4): 669-674.

- Giraud, A.R.; Matteucci, S.D.; Alonso, J.; Herrera, J.; Abramson, R.R. 2008. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. *Biodiversity and Conservation* 17, 1251–1265.
- Gorresen, P.M.; Willig, M.R. 2004. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic Forest of Paraguay. *Journal of Mammalogy* 85, 688–697.
- Gotelli, N. J.; Ellison, A. M. 2004. *Princípios de Estatística em Ecologia*. Artmed Editora, Porto Alegre, Brasil. 527 pp.
- Gotelli, N.J.; Colwell R.K. 2011. Estimating species richness. pp. 39-54 in: *Biological Diversity: Frontiers In Measurement And Assessment*. A.E. Magurran and B.J. McGill (eds.). Oxford University Press, Oxford. 345 pp.
- Green, D. M. 1997. Perspectives on amphibian population declines: defining the problem and searching for answers. In *Amphibians in Decline. Canadian Studies of a Global Problem*, ed. DM Green, pp. 291–308. *Herpetological Conserv.*, Vol 1.
- Guariguata, M.R.; Ostertag, R. 2001. NeoTropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 184-206.
- Haddad, C.F.B.; Prado, C.R.A. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *BioScience*, 3 (55): 207-17
- Haddad, C.F.B.; Toledo, L.F. and C.P.A. Prado. 2008. *Anfíbios da Mata Atlântica: guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica*. São Paulo: Editora Neotropica. 244 pp.
- Halverson, M. A.; Skelly, D. K.; Kiesecker, J. M.; Freidenburg, L. K. 2003. Forest mediated light regime linked to amphibian distribution and performance. *Oecologia* (2003) 134:360–364.
- Hartmann, M. T.; Hartmann, P. A.; Haddad, C. F. B. 2010. Reproductive modes and fecundity of an assemblage of anuran amphibians in the Atlantic rainforest, Brazil *Iheringia, Sér. Zool.*, Porto Alegre, 100(3):207-215.
- Hartmann, M.; Hartmann, P.; Haddad, C. F. B. 2002. 'Advertisement calls of *Chiasmocleis carvalhoi*, *Chiasmocleis mehelyi*, and *Myersiella microps*.' *Journal of Herpetology*, 36, 509-511.

- Hatton, J.; Smart, N.; Thompson, K. 1983. An ecological study of the Fazenda Montes Claros forest, Minas Gerais, Brazil. London: University of College London, 1983. 36 p. Interim Report.
- Hawkins, B. A. 2003. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology*, 84:3105- 3117.
- Herrera-Montes, A.; Brokaw, N. 2010. Conservation value of tropical secondary forest: A herpetofaunal perspective. *Biological Conservation* 143 (2010) 1414–1422
- Heyer, M. M.; Heyer, W. R.; Spear, S.; de Sa, R. O. 2003. *Leptodactylus mystacinus*. Catalogue of American Amphibians and Reptiles. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, 767.1-767.11.
- Heyer, R.; Arzabe, C; Carnaval, A. C. 2010. *Leptodactylus spixi*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 19 January 2013.
- Heyer, W. R. 1983. Clarification of the names *Rana mystacea* Spix, 1824, *Leptodactylus amazonicus* Heyer, 1978 and a description of a new species, *Leptodactylus spixi* (Amphibia:Leptodactylidae). *Proc. Biol. Soc. Wash.* 96(2),1983, pp. 270-272
- Heyer, W. R.; Wolf, A. J. 1989. *Physalaemus crombiei* (Amphibia, Leptodactylidae), a New Frog Species From Espirito-Santo, Brazil With Comments On The *Physalaemus signifer* Group. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 102:500-506 (1989)
- Heyer, W.R.; Rand, A.S.; Cruz, C.A.G.; Peixoto, O.L. 1988. Decimations, extinctions, and colonizations of frog populations in southeast Brasil and their evolutionary implications. *Biotropica* 20: 230-235.
- Hilje, B.; Mitchell Aide, T. 2012. Recovery of amphibian species richness and composition in a chronosequence of secondary forests, northeastern Costa Rica. *Biological Conservation* 146 (2012) 170–176.
- Hill, T.; Walsh, K.; Harris, J.; Moffett, B. 2003. Using ecological diversity measures with bacterial communities. *Microbiology Ecology* 43 (2003) 1-11
- Hillers, A.; Veith, M.; Rödel, M. O. 2008. Effects of forest fragmentation and habitat degradation on west African leaf-litter frogs. *Conserv. Biol.* 22: 762–772

- Holmes; R. T.; Sherry, T. W.; Sturges, F. W. 1986. Bird community dynamics in a temperate deciduous forest: longterm trends at Hubbard Brook. *Ecological Monographs* 56: 201–220.
- Izecksohn, E; Carvalho -e-Silva , S.P. 2001. Anfíbios do Município do Rio de Janeiro. EdUFRJ, Rio de Janeiro. 148pp.
- Jenkins, M.1992. Species extinction. In: Groombridge, B. (Ed.), *Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources. A Report*. Chapman and Hall, London. 192–233 pp.
- Lambert, T.D.; Malcolm, J.R.; Zimmerman, B.L. 2006. Amazonian small mammal abundances in relation to habitat structure and resource abundance. *J. Mammal.* 87, 766–776.
- Liebsch, D.; Marques, M.C.M.; Goldenberg, R. 2008. How long does the Atlantic rain forest take to recover after disturbance? Changes in species composition and ecological futures during secondary succession. *Biological Conservation* 141, 1717–1725.
- Lourenço, A C. C.; Baêta, D.; Aline Cristine Lopes De Abreu A. C.; Pombal Jr, J. P. 2010. Tadpole and advertisement call of *Rhinella pombali* (Baldissera, Caramaschi & Haddad, 2004) (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Zootaxa* (2010) 2370: 65–68
- Luciana Barreto Nascimento, L. B.; Bastos, R.; Silvano, D. 2004. *Ischnocnema verrucosa*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 19 January 2013.
- MacArthur, R. H. 1957. On the relative abundance of bird species. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 43, 293-295
- MacArthur, R. W.; Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton (NJ): Princeton University Press.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science, Oxford, England. 215 pp.
- Magurran, A. E. 2005. Species abundance distributions: pattern or process?. *Functional Ecology*. 19 177–181
- Malcolm, J.R., 1997. Insect biomass in Amazonian forest fragments. In: Stork, N.E., Adis, J., Didham, R.K. (Eds.), *Canopy Arthropods*. Chapman and Hall, London, pp. 510–533.

- Martensen, A. C.; Pimentel, R. G.; Metzger, J.P., 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic rain forest: implications for conservation. *Biological Conservation* 141, 2184–2192.
- Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Dixo, M.; Bernacci, L. C.; Ribeiro, M. C.; Teixeira, A.M.G.; Pardini, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic Forest region. *Biological Conservation* 142, 1166–1177.
- Morellato, L. P. C.; Haddad, C.F.B. 2000. The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32, 786–792.
- Motomura, I. 1932. On the statistical treatment of communities. *Zoological Magazine, Tokyo*. 44 , 379–383.
- Moura, M. R.; Lacerda, J. V. A.; Feio, R. N. 2012. The advertisement call of *Haddadus binotatus* (Spix, 1824) (Anura; Craugastoridae). *Zootaxa* 3224: 67–68 (2012).
- Moura, M. R.; Motta, A. P.; Fernandes, V. D.; Feio, R. N. 2012. Herpetofauna da Serra do Brigadeiro, um remanescente de Mata Atlântica em Minas Gerais, Sudeste do Brasil. *Biota Neotrop.*, vol. 12, no. 1.
- Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B.; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-8.
- Narvaes, P.; Rodrigues, M.T. 2009. Taxonomic revision of *Rhinella granulosa* species group (Amphibia, Anura, Bufonidae), with a description of a new species. *Arq. Zool.* 40(1): 1-73.
- Nery, M.; Tabacow, F. 2012. Plano de Manejo da RPPN Feliciano Miguel Abdala. Sociedade para Preservação do Muriqui. 140 p
- Oksanen, J.; Blanchet, F. G.; Kindt, R; Legendre, P.; Minchin, P. R.; O'Hara, R. B.; Simpson, G. V.; Solymos, P.; Henry. M.; Stevens. H.; Wagner. H. 2012. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-3. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Orrico, V.G.D. 2010. Amphibia, Anura, Brachycephalidae, *Ischnocnema verrucosa* Reinhardtand Lütken, 1862: Distribution to northeastern Brazil. *Check List*. 6(2):246-247.

- Paciencia, M.L.B.; Baumgarten, J. 2009. Forest structure in a mosaic of rainforest sites: the effect of fragmentation and recovery after clear cut. *For. Ecol. Manage.* 257, 2226–2234.
- Pearman, P. B. 1997. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. *Conservation Biology* 11:1211–1225.
- Peixoto, O. L.; Pimenta, B. 2004. *Physalaemus crombiei*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 19 January 2013.
- Pickett, S.T.A.; White, P.S. 1985. Patch dynamics: a synthesis, p. 371-384. In: S.T.A. Pickett & P.S. White (Eds). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. San Diego, Academic Press, 472p.
- Pimm, S.L.; Raven, P. 2000. Extinction by numbers. *Nature* 403, 843–845.
- Pinotti, B. T.; Pagotto, C. P.; Pardini, R. 2012. Habitat structure and food resources for wildlife across successional stages in a tropical forest. *Forest Ecology and Management* 283 (2012) 119–127
- Pontes, J. A. L.; Rocha, C. F. D. Os anfíbios da serrapilheira da Mata Atlântica brasileira: estado atual do conhecimento. *Oecol. Aust.*, 15(4): 750-761, 2011.
- Prado, G. M.; Pombal Jr, J. P. 2005. Distribuição Espacial E Temporal Dos Anuros Em Um Brejo Da Reserva Biológica De Duas Bocas, Sudeste Do Brasil. *Arq. Mus. Nac.*, Rio de Janeiro, v.63, n.4, p.685-705
- Prado, G. M.; Pombal, J. P. 2008. 'Espécies de *Proceratophrys* Miranda-Ribeiro, 1920 com apêndices palpebrais (Anura; Cycloramphidae). *Arquivos de Zoologia*, 39, 1-85.
- Pupin, N. C.; Gasparini, J. L.; Bastos, R. P.; Haddad, C. F. B.; Prado, C. P. A. 2010. Reproductive biology of an endemic *Physalaemus* of the Brazilian Atlantic forest, and the trade-off between clutch and egg size in terrestrial breeders of the *P. signifer* group. *Herpetological Journal* 20: 147–156, 2010.
- Püttker, T.; Pardini, R.; Meyer-Lucht, Y.; Sommer, S. 2008. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil *BMC Ecology* 2008, 8:9;

- Quesada, M.; Sanchez-Azofeifa, G.; Alvarez, M.; Stoner, K. E.; Avila-Cabadilla, L.; Calvo-Alvarado, C.; Castillo, A.; Espírito-Santo, M. M.; Fagundes, M.; Fernandes, G. W.; Gamon, J.; Lopezaraiza-Mikel, M.; Lawrence, D.; Cerdeira Morellato, L. P.; Powers, J. F.; Neves, F. S.; Rosas-Guerrero, V.; Sayago, R.; Sanchez-Montoya G. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* 258 (2009) 1014-1024.
- R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Ribeiro, M.; Metzger, J.; Martensen, A.; Ponzoni, F.; Hirota, M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, vol. 142, p. 1141-1153.
- Ribeiro-Júnior, M. A.; Gardner, T. A.; Ávila-Pires, T. C. S. 2008. Evaluating the Effectiveness of Herpetofaunal Sampling Techniques across a Gradient of Habitat Change in a Tropical Forest Landscape. *Journal of Herpetology*, 42(4):733-749.
- Rizzini, C. T. 1979. *Tratado de Fitogeografia do Brasil. Aspectos sociológicos e florísticos*. V.2. Ed. Universidade São Paulo.
- Rievers, C. R. 2010. Anfíbios anuros de serrapilheira do Parque Estadual do Rio Doce: Resposta à disponibilidade de recursos e aos fatores climáticos. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais, pela Universidade Federal de Ouro Preto.
- Rocha, C. F. D.; Van Sluys, M.; Alves, M. A. S.; Bergallo, H. G.; Vrcibradic, D. 2001. Estimates of forest floor litter frog communities: A comparison of two methods. *Austral Ecology* (2001) 26, 14–21.
- Rocha, C. F. D.; Vrcibradic, D.; Kiefer, M. C. ; Almeida-Gomes, M.; Borges-Junior, V. N. T.; Carneiro, P. C. F.; Marra, R. V. ; Almeida-Santos, P.; Siqueira, C. C. ; Goyannes-Araújo, P.; Fernandes, C. G. A.; Rubião, E. C. N.; Van Sluys, M. 2007. A survey of the leaf-litter frog assembly from an Atlantic forest area (Reserva Ecológica de Guapiaçu) in Rio de Janeiro State, Brazil, with an estimate of frog densities. *Tropical Zoology* 20: 99-108.

- 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. 2011. Parameters from the community of leaf-litter frogs from Estação Ecológica Estadual Paraíso, Guapimirim, Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. *An Acad Bras Cienc* (2011) 83 (4)
- Rödel, M.-O.; Ernst, R. 2004. Measuring and monitoring amphibian diversity in tropical forests. I. An evaluation of methods with recommendations for standardization. *Ecotropica* 10:1–14.
- Roughgarden, J. 1976. Resource partitioning among competing species—a co-evolutionary approach. *Theoretical Population Biology* 9:388–424.
- Ryan, T. J.; Philippi, T.; Leiden, Y.; Dorcas, M. E.; Wigley, T. B.; Gibbons, J. W. 2002. Monitoring herpetofauna in a managed forest landscape: effects of habitat types and census techniques. *Forest Ecology and Management* 167 (2002) 83-90
- São-Pedro, V. A.; Feio, R. N. 2011. Anuran species composition from Serra do Ouro Branco, southernmost Espinhaço Mountain Range, state of Minas Gerais, Brazil. *Check List* Volume 7, Issue 5.
- Sarkar, S. 1996. Ecological theory and anuran declines. *BioScience* 46:199-207.
- Silva, R. R.; Feitosa, R. S. M.; Eberhardt, F. 2007. Reduced ant diversity along a habitat regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 240, 61–69.
- Silvano, D.; Azevedo-Ramos, C.; La Marca, P.; Narvaes, I.; Baldo, D.; Solís, F.; Ibáñez, R.; Jaramillo, C.; Fuenmayor, Q.; Hardy, J. 2010. *Rhinella granulosa*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 19 January 2013.
- Silveira, A. L.; Salles, R. O. L.; Pontes R. 2009. Primeiro registro de *Rhinella pombali* e novos registros de *R. crucifer* e *R. ornata* no Estado do Rio de Janeiro, Brasil (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Biotemas*, 22 (4): 231-235.
- Siqueira, A. C.; Vrcibradic, D.; Almeida-Gomes, M.; Borges-Junior, V. N. T.; Almeida-Santos, P.; Almeida-Santos, M.; Arlani C. V.; Guedes, D. M.; Goyannes-Araujo, P.; Dorigo, T.

- A.; Van Sluys, M.; Rocha, C. F. D. 2009. Density and richness of leaf litter frogs (Amphibia; Anura) of an Atlantic Rainforest área in the serra dos Órgãos, Rio de Janeiro State, Brazil. *Zoologia* 26(1): 97-102.
- Sousa, W. P. 1984. The role of disturbance in natural communités. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15: 353-391.
- Stenberg, P.; Linder, S.; Smolander, H.; Flower-Ellis, J. 1994. Performance of the LAI-2000 analyzer in estimating leaf area index of some Scots pine stands. *Tree Physiology* 14, 981-995.
- Strier, K. B.; Boubli, J. P. 2006. A History of Long-term Research and Conservation of Northern Muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*) at the Estação Biológica de Caratinga/RPPN-FMA. *Primate Conservation* 2006 (20): 53–63.
- Stuart, S. N.; Chanson, J. S.; Cox, N. A.; Young, B. E.; Rodrigues, A. S. L.; Fischman, D. L.; Waller, R.W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306:1783–1786.
- Tabarelli, M.; Aguiar, A.V.; Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Peres, C.A. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human modified landscapes. *Biol. Conserv.* 143, 2328–2340.
- Thomé, M. T. C.; Zamudio, K. R.; Giovanelli, J. G. R.; Haddad, C. F. B.; Baldissera Jr., F. A.; Alexandrino, J. 2010. Phylogeography of endemic toads and post-Pliocene persistence of the Brazilian Atlantic Forest. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 55 (2010) 1018–1031.
- Tocher, M. D.; Gascon C.; Meyer J. 2002. Community composition and breeding success of Amazonian frogs in continuous forest and matrix-habitat aquatic sites. In: *Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Eds. by Bierregaard, R. O.; Gascon, C.; Lovejoy, T. E.; Mesquita, R. Yale University Press, New Haven. 496 pp.
- Vallan, D. 2000. Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. *Biological Conservation* 96:31–43.

- Van Sluys, M. 1998. Geographic distribution. *Physalaemus crombiei*. Herpetological Review: 49.
- Van Sluys, M.; Rocha, C. F. 2010. *Haddadus binotatus*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 19 January 2013.
- Van Sluys, M.; Vrcibradic, D.; Alves, M. A. S.; Bergallo, H. G.; Rocha, C. F. D. 2007. Ecological parameters of the leaf-litter frog community of an Atlantic Rainforest area at Ilha Grande, Rio de Janeiro state, Brazil. *Austral Ecol.* 32, 254–260.
- Vitt, L.J.; J.P. Caldwell; H.M. Wilbur & D.C. Smith. 1990. Amphibians as harbingers of decay. *BioScience* 40: 4-18.
- Von May, R.; Jacobs, J. M.; Santa-Cruz, R.; Valdivia, J.; Huaman, J. M.; Donnelly, M. A. 2010. Amphibian community structure as a function of forest type in Amazonian Peru. *Journal of Tropical Ecology* (2010) 26:509–519.
- Werner, E. E.; Skelly, D. K.; Relyea, R. A.; Yurewicz, K. L. 2007. Amphibian species richness across environmental gradients. *Oikos* 116:1697–1712.
- Werner, E. E.; Yurewicz, K. L.; Skelly, D. K.; Relyea, R. A. 2007. Turnover in an amphibian metacommunity: the role of local and regional factors. *Oikos* 116: 1713-1725.
- Whitmore, T. C. 1991. Tropical rain forest dynamics and its implications for management. Pages 67–89 in A. Gomez-Pompa, T. C. Whitmore, and M. Hadley, Eds. Rain forest regeneration and management. UNESCO, Paris, France. 352 pp.
- Wiens, J. A.; Rotenberry, J. T. 1981. Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments. *Ecological Monographs* 51:21–41.
- Wright, S.J., Muller-Landau, H.C., 2006. The future of tropical forest species. *Biotropica*. 38, 287–301.
- Zanini Cechin, S.; Martins, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (*pitfall traps*) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. *Revta bras. Zool.* 17 (3): 729-740.

Zurita, G.A., Zuleta, G.A. 2009. Bird use of logging gaps in a subtropical mountain forest: the influence of habitat structure and resource abundance in the Yungas of Argentina. *For. Ecol. Manage.* 257, 271–279.