

Programa de Pós-graduação em Diversidade Animal
Universidade Federal da Bahia

Marlla Alves Matos

**Efeito da redução da cobertura florestal sobre
anuros e lagartos de serapilheira em paisagens da
Mata Atlântica da Bahia, Brasil**

Salvador

2012

Programa de Pós-graduação em Diversidade Animal
Universidade Federal da Bahia

Marlla Alves Matos

**Efeito da redução da cobertura florestal sobre
anuros e lagartos de serapilheira em paisagens
da Mata Atlântica da Bahia, Brasil**

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biologia da Universidade Federal da Bahia
para a obtenção do Título de Mestre pelo
Programa de Pós-Graduação em
Diversidade Animal.

Orientador: Prof. Dr. Pedro Luís Bernardo
da Rocha

Salvador

2012

Ficha Catalográfica

Matos, Marlla
Efeito da Redução da Cobertura Florestal sobre
Comunidades de Anuros e Lagartos de Serapilheira em
Paisagens da Mata Atlântica da Bahia
80 pp.

Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biologia da
Universidade Federal da Bahia. Departamento de
Zoologia. Programa de Pós-Graduação em Diversidade
Animal.

1. Fragmentação e perda de hábitat 2. História
Natural 3. Anuros e Lagartos
Universidade Federal da Bahia. Instituto de Biologia.
Departamento de Zoologia. Programa de Pós-
Graduação em Diversidade Animal.



Programa de Pós-Graduação em DIVERSIDADE ANIMAL

Instituto de Biologia
Universidade Federal da Bahia



ATA DA SESSÃO PÚBLICA DO COLEGIADO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE ANIMAL - INSTITUTO DE BIOLOGIA, UFBA

DEFESA DE DISSERTAÇÃO

Título da Dissertação: **Efeito da redução da cobertura florestal sobre anuros e lagartos de serapilheira em paisagens da Mata Atlântica da Bahia, Brasil**

Mestranda: Marlla Alves Matos

Orientador: Dr. Pedro Luis Bernardo da Rocha

De acordo com o regimento geral da UFBA e com o regimento interno deste programa de pós-graduação, foram iniciados os trabalhos da Comissão Examinadora, composta pelos professores Dr. Pedro Luis Bernardo da Rocha (presidente), Dr. Mirco Solé e Dr. Eduardo Mariano às 10 horas do dia 22 de Junho de 2012.

O mestrando fez a apresentação oral da dissertação durante 40 minutos. Após o encerramento das arguições, às 12:30 horas, a Comissão Examinadora pronunciou-se pela sua APROVAÇÃO, conforme parecer em anexo.

Esta Ata será assinada pelos membros da Comissão Examinadora e deste Colegiado, para compor o processo de emissão do diploma.

Salvador, 22 de JUNHO de 2012.

COMISSÃO EXAMINADORA

COLEGIADO

Nome: Dr. Pedro Luis Bernardo da Rocha
Instituição: Universidade Federal da Bahia

Nome: Dr. Mirco Solé
Instituição: Universidade Estadual de Santa Cruz

Nome: Dr. Eduardo Mariano
Instituição: Universidade Federal da Bahia

Dedicatória

Aos meus avós Manuel Matos e Joana Alves

Agradecimentos

Agradeço, antes de tudo, a Deus por ter colocado no meu caminho apenas pessoas especiais.

Aos meus pais, Ivonete Matos e João Matos, por todo apoio, amor, compreensão e por sempre confiarem em mim e na minha capacidade como profissional.

Aos meus irmãos, João Jr e Martha, por fazerem parte de minha vida e terem tido muita paciência nos meus momentos de descontroles, que não eram poucos. À tia Ide, por me defender e me amar como filha e sempre colocar créditos no meu celular e a Lurdes por sempre me receber com comidas e doces maravilhosos. Tenho que agradecer também a pessoa que surgiu na minha vida recentemente e que faz dos meus dias mais alegres, meu sobrinho, Eriel.

Ao Prof. Dr. Gilson E. Iack-Ximenes pela paciência, atenção, amizade, conselhos e, principalmente, por ter sempre acreditado no meu potencial e me acolhido na graduação.

Aos Profs. Dr. Marcelo Felgueiras Napoli, pela ajuda com os anuros e pela simpatia ao me receber e Dr. Eduardo Mariano por ser sempre paciente e disponível quando eu precisava de ajuda no programa estatístico R.

Ao Prof. Dr Miguel Trefaut, por ter ajudado na identificação das espécies de lagartos e a Roberta Damasceno por ter me passado um pouco da sua experiência em campo e por ter me auxiliado com os materiais de coletas.

Aos meus amigos da UESC que sempre estiveram do meu lado nos momentos mais difíceis e angustiantes e, principalmente, a Euvaldo que esteve por perto quando eu mais precisei e me ajudou sem se preocupar com que eu estava pedindo (olha que eu pedia muita coisa!). A Tharcilla, Kaoli, Camila, Maria e Elis que mesmo com a distância sempre estiveram comigo e são pessoas que eu vou levar comigo minha vida toda, independente do lugar que eu esteja.

Aos estudantes do laboratório Amphibia que sempre se mostraram dispostos a me ajudar, especialmente a Milena, que mesmo dizendo que me odeia, eu sei que lá no fundo ela me adora e sempre fez dos meus finais de semanas os melhores. E a Rafael, também colega de mestrado, que sempre tirava minhas dúvidas e tentava me acalmar.

Agradeço aos colegas da minha turma do mestrado (2010), e das outras turmas que convivi, PPG Diversidade Animal (2009) e PPG Ecologia e Biomonitoramento (2011), pela companhia nas disciplinas, discussões e atividades.

Agradeço também a todos os membros do Laboratório de Vertebrados Terrestres (Ivtetes), pelas discussões interessantes e por tornar nosso ambiente de trabalho mais divertido. Agradeço especialmente a Tiko, Deco, Bruno e Anderson por fazer algumas sextas mais divertidas, pela ajuda na dissertação através de discussões e por terem tirado um tempo de suas semanas cheias (que eu sei que vocês têm) para lerem meu texto e sempre com boas contribuições. Não posso deixar de agradecer a Clarissa por sempre lembrar quando via alguma informação importante que me ajudasse na dissertação, a Luara que me ajudou nas triagens do material e Caprice que foi meu braço direito nas coletas.

Agradeço a equipe de apoio (mateiros, cozinheiras, meninas da limpeza, proprietários das fazendas) que auxiliaram durante as campanhas de campo, principalmente a Rogério, gestor da reserva ecológica de Wenceslau Guimarães, por ser prestativo.

Agradeço também aos apoios recebidos durante o ano de mestrado. Ao IBAMA-BA, Odebrecht e Rio Tinto pela cessão de veículos de campo para a realização das atividades de campo do Projeto. Às agências de fomento FAPESB e CNPq (termos de outorga APP0049/2009 e PNX0016/2009) pela cessão de recursos financeiros para o desenvolvimento do projeto. Às agências de fomento CAPES e CNPq (termo de outorga 06/2010-07/2012 e processo 303657/2009-0) pela concessão de bolsa de mestrado e de Produtividade em Pesquisa a Pedro Luiz Bernardo da Rocha, durante o desenvolvimento do Projeto.

Agradeço a pessoa especial que é o prof. Pedro e pela maravilhosa orientação. Obrigado por sua forma de orientar, sempre primando pelo crescimento do aluno, e seu profissionalismo na conduta do trabalho na Universidade. Não posso deixar de ressaltar que trabalhar com o “senhor” foi uma das melhores escolhas que fiz na minha vida e que nunca vou esquecer os seus conselhos.

E por último, um muito obrigada as pessoas especiais que conheci no ano passado durante o período de coleta. Principalmente Rafael, Luciana, Max, Rodrigo, Marília e Jeffy. Nunca vou esquecer os momentos que vivi ao lado de vocês. Sei que tivemos momentos difíceis, tristes, estressantes, mas hoje quando eu penso no ano que passamos juntos, eu vejo alegria de ver filmes e seriados, cantar músicas no carro e fazer resenhas com algo engraçado que aconteceu, enfim, eu só penso nos bons momentos. Muito obrigada mesmo, sou grata por tudo, o meu ano de mestrado não seria o mesmo sem a companhia de vocês.

Índice

Introdução geral	9
1. Perda de hábitat e limiar de extinção	9
2. Grupo de estudo	14
3. Objetivos	15
Capítulo 1. Efeito da Redução da Cobertura Florestal sobre Comunidades de Anuros e Lagartos de Serapilheira em Paisagens da Mata Atlântica da Bahia	17
1.1. Resumo	17
1.2. Métodos	21
1.2.1. Área de estudo	21
1.2.2. Seleção das paisagens	22
1.2.3. Características das paisagens	24
1.2.4. Amostragem da fauna	24
1.2.5. Análises de dados	25
1.3. Resultados	27
1.3.1. Lagartos de serapilheira: diversidade gama, diversidade alfa e o efeito da redução da cobertura florestal	27
1.3.2. Sapos de serapilheira: diversidade gama, diversidade alfa e o efeito da redução de cobertura florestal	29
1.3.3. <i>Enyalius catenatus</i> : relação entre abundância e porcentagem de cobertura florestal	30
1.4. Discussão	31
1.5. Agradecimentos	34
1.6. Literatura citada	35
1.7. Tabelas	50
1.8. Legendas das Figuras	61
1.9. Figuras	62
Considerações finais	65
Referências bibliográficas	66
Anexos	73

Introdução geral

1. Perda de hábitat e limiar de extinção

Ao longo das últimas décadas, uma emergente corrente de evidências empíricas tem indicado a relevância da diversidade biológica para processos ecossistêmicos (NAEEM, 2002). Fortes evidências sugerem sua influência sobre a produtividade primária (TILMAN *et al.*, 1997; GRONER & NOVOPLANSKY, 2003), estabilidade de comunidades (HADDAD *et al.*, 2010), invasão por espécies exógenas (LYONS & SCHWARTZ, 2001), ciclagem de nutrientes (MADRITCH & HUNTER, 2002; FONTAINE & BAROT, 2005; GUSTAFSSON & BOSTRÖM, 2010; SACKETT *et al.*, 2010), entre outros processos. Tendo em vista os potenciais impactos sobre o bem estar humano, Isbell *et al.*, (2011) empregaram os resultados experimentais disponíveis na literatura para explorar uma estimativa para a quantidade de diversidade de plantas necessária para manter aqueles processos ecossistêmicos que tem direta influência na vida do homem. O resultado desta análise é que 84% das 147 espécies de plantas empregadas nos experimentos são necessárias para que uma série de processos ecossistêmicos de interesse humano possam ser desempenhados pelos ecossistemas. À despeito de seu caráter especulativo, o resultado deste estudo permite vislumbrar a ampla necessidade (e dependência) de diversidade biológica, por parte das sociedades humanas. Apesar disso, a população humana é apontada como uma das principais responsáveis pela redução e fragmentação do hábitat, principais processos que levam a perda de biodiversidade, pois conduz atividades de extração de madeira, agricultura e criação de gado, às custas de áreas florestais (ANDRÉN, 1994; FAHRIG & MERRIAM, 1994; FORMAN, 1995).

Embora seja de amplo conhecimento que os impactos antrópicos podem induzir mudanças nos ecossistemas, incluindo os ecossistemas florestais (ANDRÉN, 1994; DELONGE *et al.*, 2008), a definição das variáveis e processos que regem essas mudanças é de grande importância se considerarmos o quão acelerada vem sendo a perda da biodiversidade (GARDNER *et al.*, 2009). A literatura em ecologia disponibiliza modelos teóricos que produziram importantes hipóteses sobre tais variáveis e processos, sendo de grande interesse conservacionista sua avaliação empírica (SISK *et al.*, 2004; LINDENMAYER *et al.*, 2008). O avanço proporcionado pela pesquisa relacionada com tais modelos pode trazer importantes contribuições na construção de estratégias de gestão

que minimize os problemas associados à conversão de habitats naturais, principalmente na região tropical (GARDNER *et al.*, 2009).

À medida que ocorre a redução do habitat, aspectos relacionados com a configuração da paisagem (ex.: isolamento entre fragmentos, número e tamanho dos fragmentos) e com a qualidade dos remanescentes (ex.: quantidade de bordas) também se alteram, trazendo prejuízos adicionais às populações florestais (ANDRÉN, 1994, TURNER *et al.*, 2001). Apesar de serem distintos, os processos de fragmentação, perda do habitat e a progressiva alteração da qualidade dos remanescentes estão correlacionados e são apontados como os principais responsáveis por uma série de impactos negativos como, diminuição da riqueza e da abundância das espécies nos fragmentos (FAHRIG, 2003). Isso acontece porque muitas espécies não suportam tais processos e as populações não conseguem se estabelecer em manchas menores, com uma maior área de borda e isoladas, o que pode levar a sua extinção local (FARIA *et al.*, 2007; PARDINI *et al.*, 2010).

A influência de cada um desses processos sobre a manutenção de populações vem sendo investigada (TURNER *et al.*, 2001; BASCOMPTE & SOLÉ, 1996; FAHRIG, 2003) e em seu trabalho recente Pardini *et al.*, (2010) trazem um modelo conceitual que propõe como as espécies respondem ao processo de fragmentação e perda de habitat. Esse modelo assume que a distribuição e abundância de espécies especialistas (florestais) em paisagens fragmentadas são mediadas por dois fatores: viabilidade de recurso (determinada pelo tamanho da mancha) e a taxa de imigração na paisagem (determinada pela conectividade entre os fragmentos).

O efeito do tamanho da mancha de habitat sobre a biodiversidade (relação espécie-área) é um dos assuntos mais conhecidos e bem estudados da ecologia (GOTELLI, 2001). Essa relação descreve a maneira como a riqueza de espécies aumenta com o tamanho da área e a teoria da biogeografia de ilhas explica como isso ocorre (MACARTHUR & WILSON 1963, 1967; GASTON & BLACKBURN, 2000; GOTELLI, 2001). A base dessa teoria é que a riqueza de um local isolado reflete o equilíbrio dinâmico entre as taxas com que as espécies colonizam e a taxa de extinção local, permitindo a inclusão de efeitos dos fatores como, por exemplo, a área (TURNER & TJØRVE, 2005). Essa teoria foi proposta para explicar a riqueza de espécies em ilhas, mas também tem sido usada para descrever o efeito da fragmentação em áreas continentais (ANDRÉN, 1994).

A redução na taxa de extinção e o aumento na colonização produzem uma relação positiva entre a riqueza de espécies e a área, ou seja, quanto maior a área maior o número de espécies (MACARTHUR & WILSON, 1967; GILPIN & DIAMOND, 1976). Trabalhos

onde a teoria do equilíbrio de biogeografia de ilhas é aplicável foram produzidos durante esses anos com uma variedade de táxons: aves (BLAKE, 1977), caramujos (AHO, 1978), insetos herbívoros (TAHVANAINEN & NIEMELÄ, 1987), mamíferos (LOMOLINO & PERAULT, 2001), lagartos (BARRETT *et al.*, 2003), fungos (PEAY *et al.*, 2007).

Segundo Wilcox & Murphy (1985), algumas espécies (ex.; grandes endotérmicos) têm sua sobrevivência ameaçada quando seu hábitat é reduzido. O mesmo foi observado para as espécies especialistas em florestas por Verboom *et al.* (1991) e Tellería & Santos (1995). Do ponto de vista teórico e empírico, uma questão que tem interessado muitos estudiosos se refere ao tamanho mínimo de hábitat necessário para manter uma população viável (MARSHALL & EDWARDS-JONES, 1998).

Contudo, vários trabalhos concluíram que apenas o tamanho da mancha não é suficiente para prever a persistência das espécies. A natureza da paisagem ao redor da mancha (quantidade de hábitat, permeabilidade da matriz, distância entre os fragmentos, quantidade de borda, etc.) também é importante (WIENS, 1994; GUSTAFSON & GARDNER, 1996; JONSEN & FAHRIG, 1997; SISK *et al.*, 1997; POPE *et al.*, 2000; PARDINI *et al.*, 2010). Por exemplo, um fragmento grande, inserido em um regime onde a destruição do hábitat é intensa, se não estiver próximo a outros fragmentos e se a matriz ao redor não for permeável para permitir a passagem das espécies, esse fragmento não será capaz de suportar esses organismos que passam a correr risco de extinção (WIENS, 1994; PARDINI *et al.*, 2009, 2010). A partir desses estudos, alguns trabalhos passaram a avaliar como a perda de hábitat e fragmentação florestal podem conduzir mudanças na biodiversidade, levando em consideração características da paisagem como a redução de cobertura florestal e a matriz ao redor dos fragmentos (GIBBS, 1998; JANSSON & ANGELSTAM, 1999; FAHRIG, 2003; PARDINI *et al.*, 2010).

A própria fragmentação altera a qualidade do hábitat dentro da mancha em função da formação de um ecótono entre o hábitat e a matriz circundante. Esse processo é conhecido como o efeito de borda (MURCIA, 1995). O aumento da quantidade de borda na paisagem produz mudanças físicas (radiação, umidade, temperatura, velocidade do vento) e biológicas (composição das espécies, competição, predação, etc.) no fragmento (LAURANCE, 1991; SAUNDERS *et al.*, 1991; BENÍTEZ-MALVIDO & ARROYO-RODRÍGUEZ, 2008). Como a borda proporciona um ambiente adequado para as espécies generalistas, em fragmentos menores, através da competição, essas espécies dominam e com isso, as espécies especialistas acabam sendo extintas daquele local (KROODSMA, 1984; BÁLDI & KISBENEDEK, 1994). O efeito que a borda causa na composição das

espécies depende também da qualidade da matriz circundante, pois se a matriz for permeável (alguns cultivos, por exemplo) as espécies, mesmo as estritamente florestais, podem passar a ocupar a borda (PASITSCHNIAK-ARTS & MESSIER, 1998; FARIA *et al.*, 2007).

O resultado desse desenvolvimento teórico e empírico é que o conhecimento atual relacionando a redução de hábitat e fragmentação com a perda da biodiversidade é mais complexo, sendo importante a avaliação desse fenômeno em mais de uma escala espacial (tamanho de fragmento e paisagem) (PARDINI *et al.*, 2010). Os estudos mais recentes preveem a existência de limiares de extinção, ou seja, valores de redução de hábitat a partir dos quais ocorreria uma redução mais acentuada da abundância nas espécies em função da interação entre a redução do hábitat (medida da cobertura vegetal) e o aumento da fragmentação da paisagem (FAHRIG, 2002, 2003).

Em outras palavras, o limiar ocorre quando uma pequena alteração na quantidade de hábitat altera drasticamente os valores de abundância das espécies (LUCK, 2005). Andrén (1994) identificou um valor de limiar entre 10-30% de cobertura para aves e mamíferos, sendo que esse valor pode ser subestimado por alguns grupos e que algumas espécies podem ser perdidas acima dessa porcentagem, levando em consideração que tem espécies que se mostram mais sensíveis do que outras (LINDENMAYER & LUCK, 2005). Alguns trabalhos afirmam que variações nos níveis de limiares que ocorrem entre as espécies (ANDRÉN, 1999) podem estar relacionados com a capacidade de movimento e requerimento do hábitat da espécie investigada (ANDRÉN, 1994, 1999; HUGGETT, 2005; LINDENMAYER & LUCK, 2005).

Existe ainda uma divergência sobre a existência de limiar para comunidades. Alguns trabalhos defendem que o limiar deve ocorrer também para comunidade já que pode existir uma redundância na resposta das espécies (BAKER & KING, 2010; KING *et al.*, 2011). Porém, Lindenmayer *et al.*, (2005) não encontraram evidências empíricas que suportem a existência de limiares relacionando a riqueza de espécies de aves e lagartos com a quantidade de vegetação nativa.

De acordo com o modelo proposto por Andrén (1994) o tamanho populacional e o risco de extinção local são determinados pelo tamanho e grau de isolamento das manchas, enquanto as taxas de imigração são determinadas pela escala, como por exemplo, porcentagem da cobertura vegetal paisagem. Pardini *et al.*, (2010) apontam a existência de um limiar entre 10-30% de cobertura e através da expansão do modelo proposto por Andrén (1994) adicionam que a capacidade para recuperação da perda de espécies locais

(redução na diversidade alfa) é dependente do *pool* total de espécies na paisagem (diversidade gama).

Com base nesse novo modelo, a perda de vegetação nativa vai levar a diminuição da resiliência ecológica – definida como a capacidade da biota em toda paisagem se recuperar da perda de espécies locais em manchas individuais – através da redução da imigração na paisagem. Quando a cobertura florestal é alta, as taxas de imigração na paisagem são altas por causa da proximidade entre os fragmentos, permitindo a rápida recuperação da perda de espécies locais (alta resiliência ecológica). Ou seja, a densidade e abundância de espécies (diversidade alfa e gama) são elevadas em toda a paisagem, mesmo em fragmentos pequenos. Na medida em que se perde cobertura florestal, a conectividade entre os fragmentos diminui ao ponto em que a persistência das espécies dentro do fragmento (diversidade alfa) vai começar a depender do seu tamanho. Com a taxa de imigração reduzida, populações menores não vão conseguir se sustentar e se tornam mais vulneráveis a extinção. Contudo, algumas espécies ficam restritas a fragmentos maiores e a diversidade na paisagem (diversidade gama) é mantida (resiliência não é tão prejudicada). Se a redução de cobertura florestal aumentar e chegar a níveis muito baixos (~10-20%) e os fragmentos se tornarem cada vez menores e isolados, a perda das espécies, tanto em pequenos como em grandes fragmentos, vai aumentar ainda mais e a diversidade da paisagem também vai diminuir. Consequentemente, muitas espécies não conseguirão se manter nos fragmentos e o risco de extinção é bem maior (resiliência ecológica vai ser severamente prejudicada) (PARDINI *et al.*, 2010).

Em resumo esse modelo prevê que altos níveis de cobertura vegetal nativa podem sustentar altos níveis de abundância das espécies e diversidade alfa entre manchas individuais e altos níveis de diversidade gama nas paisagens. Em níveis mais baixos de cobertura vegetal nativa a abundância das espécies e diversidade alfa entre as manchas individuais vão diminuir e a queda na diversidade gama vai ser drástica (limiar).

Muitos trabalhos sobre limiares estão sendo produzidos e a maior parte desses é de natureza teórica, utilizando-se principalmente de modelagem matemática e computacional (WITH & CRIST, 1995; PEARSON *et al.*, 1996; WITH & KING, 1999). Porém, estudos empíricos sobre a existência e os valores de limiares ainda são escassos e incluem apenas a resposta populacional à perda de cobertura florestal na sua grande maioria (GIBBS 1998; JANSSON & ANGELSTAM 1999; REE *et al.* 2003; HOMAN *ET AL.* 2004). Os trabalhos de Radford *et al.* (2005) e Pardini *et al.* (2010), que avaliaram a resposta da comunidade de aves e mamíferos à perda de cobertura florestal, representam exceção.

Ainda não existem, no entanto, fortes evidências empíricas que suportem tais previsões (FAHRIG, 2003) e os trabalhos publicados estão concentrados na região temperada ou são limitados a poucas réplicas (GIBBS, 1998; JANSSON & ANGELSTAM, 1999; PARDINI *et al.*, 2009, 2010). As simples abordagens gráficas ou a utilização de métodos lineares generalizados usados na maioria dos trabalhos também não se mostram adequados para identificação dos limiares, por que esses métodos não vão apontar o ponto exato da quebra (limiar) (TOMS & LESPÉRANCE, 2003; DENÖEL & FICETOLA, 2007).

Considerando todas as problemáticas e lacunas relacionadas com esse tema e apontadas pela literatura revisada, existe uma clara necessidade da realização de trabalhos empíricos mais robustos que utilizem como fator uma variável que possa explicar o padrão relacionado à abundância ou riqueza de espécies, como por exemplo, cobertura florestal, na tentativa de encontrar valores do limiar de extinção. A necessidade desses trabalhos também é de extrema importância para a criação de estratégias de intervenção que maximizem a manutenção da biodiversidade em paisagens antropizadas onde a perda de espécies é mais intensa.

2. Grupo de estudo

Mudanças na abundância, diversidade alfa e diversidade gama das espécies especialista de hábitat ocorrem onde há alteração de cobertura vegetal nativa (ANDRÉN 1994; GIBBS, 1998; PARDINI *et al.*, 2010). Em paisagens com altas porcentagens de cobertura existe uma maior abundância dos indivíduos e riqueza das espécies especialistas de hábitat, tanto em toda a paisagem quanto na mancha florestal. Em paisagens com níveis intermediários de cobertura vegetal, a abundância dos indivíduos e riqueza das espécies especialistas ainda continuam elevados na paisagem, porém diminuem na mancha florestal. Se a quantidade de cobertura florestal for diminuindo ainda mais, maior o risco de extinção das espécies já que tanto a diversidade local quanto a da paisagem estão ameaçadas, podendo haver limiares de extinção nos mais baixos níveis de coberturas (PARDINI *et al.*, 2010).

Os anuros e lagartos são bons modelos para testar a existência de limiares, pois algumas espécies possuem características que as tornam mais sensíveis aos efeitos da fragmentação e perda de hábitat como: baixa abundância, grande requerimento de área de vida, alta flutuação populacional, baixa fecundidade, baixa habilidade de dispersão e alta

especialização do hábitat (HENLE *et al.*, 2004; BELL & DONNELLY, 2006; LAURANCE, 2008).

Vários trabalhos têm documentado resposta negativa de anfíbios e lagartos para a fragmentação e perda de hábitat. Em ambientes fragmentados a comunidade de anfíbios respondeu com decréscimo na diversidade (VALLAN, 2000), decréscimo na abundância (MARSH & PEARMAN, 1997), menor riqueza de espécies na borda (SCHLAEPFER & GAVIN, 2001), e mudanças na composição da comunidade (GASCON *et al.* 1999).

De acordo com Faria *et al.*, (2007) a riqueza de espécies de lagartos é menor em ambientes perturbados em relação à floresta madura, resultando no aumento da dominância de algumas espécies e no declínio de outras. Driscoll (2004) encontrou que paisagens com menor porcentagem de cobertura florestal apresentam extinção de algumas espécies de lagartos. Espécies florestais, por exemplo, são as mais vulneráveis por serem incapazes de suportar as altas temperaturas das formações abertas (RODRIGUES, 2005).

No geral, lagartos e anfíbios têm recebido pouca atenção no que diz respeito aos trabalhos desenvolvidos recentemente em paisagens fragmentadas (SARRE, 1995; SMITH *et al.*, 1996). Além do número limitado de estudos, a maioria concentra-se na região temperada e foca mais na compreensão dos efeitos da modificação dos ambientes sobre os anfíbios (MCGARIGAL & CUSHMAN, 2002; GARDNER *et al.*, 2007). Levando em conta que uma das principais causas do declínio observado nesses grupos são a destruição e fragmentação do hábitat, é necessária uma investigação empírica para avançar nessa compreensão (PARDINI *et al.*, 2010), pois o conhecimento ainda é muito limitado em relação à velocidade de modificação dos ambientes e o consequente aumento do número de espécies de lagartos e anfíbios ameaçados (GARDNER *et al.*, 2007).

3. Objetivos

Diante da importância de entender como as comunidades e as espécies florestais de lagartos e anuros respondem a perda e fragmentação do hábitat, visto que essa é apontada como uma das principais causas do declínio desses grupos, este trabalho tem dois objetivos principais que serão abordados no mesmo artigo:

3.1

Avaliar se a perda de hábitat florestado se reflete em uma perda gradual ou abrupta no número de espécies da comunidade de anuros e lagartos de serapilheira nas paisagens da Mata Atlântica da Bahia.

3.2

Avaliar se a perda de hábitat florestado se reflete em uma perda gradual ou abrupta para espécie de lagarto *Enyalius catenatus*, em paisagens com diferentes porcentagens de cobertura florestal da Mata Atlântica da Bahia.

Efeito da Redução da Cobertura Florestal sobre Comunidades de Anuros e Lagartos de Serapilheira em Paisagens da Mata Atlântica da Bahia, Brasil

Marlla Alves Matos¹

Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia, R. Barão de Jeremoabo S/N, Campus de Ondina, Ondina, CEP 40170-115, Salvador, BA, Brasil.

e

Pedro Luís Bernardo da Rocha

Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia, R. Barão de Jeremoabo S/N, Campus de Ondina, Ondina, CEP 40170-115, Salvador, BA, Brasil.

RESUMO

A destruição dos habitats promovida pela ação antrópica é um dos fatores contemporâneos que mais contribui com a perda da biodiversidade. Um importante avanço derivado dos trabalhos teóricos e empíricos que se dedicaram a investigar esse processo refere-se à proposição sobre a existência de limiares de extinção, ou seja, valores de redução de habitat a partir dos quais ocorreria uma redução abrupta do número de indivíduos de uma população (e, na visão de alguns autores, uma redução abrupta da riqueza de espécies de uma comunidade). O presente estudo tem como objetivo avaliar se a perda de habitat florestado reflete em uma perda gradual ou abrupta no número de espécies florestais de anuros e lagartos de serapilheira e para perda gradual ou abrupta do número de indivíduos de *Enyalius catenatus*. A amostragem da herpetofauna foi realizada na Mata Atlântica da Bahia no ano de 2011 em nove paisagens com diferentes porcentagens de cobertura florestal. Embora a riqueza da comunidade de lagartos tenha diminuído com a redução de cobertura florestal, essa relação foi linear e não se detectou um limiar abrupto. Para a comunidade de anuros, não encontramos efeito da redução de cobertura florestal. O lagarto florestal *Enyalius catenatus* ocorreu apenas nas paisagens com maiores porcentagens de cobertura (a partir de 25%), porém não detectamos um valor de limiar significativo. Mesmo não encontrando limiar, podemos concluir que a quantidade de cobertura florestal exerce influência sobre a

comunidade de lagartos florestais e que as porcentagens de cobertura florestal abaixo de 25% já não conseguem sustentar algumas populações.

Palavras chave: Diversidade; Fragmentação; Herpetofauna; Perda de hábitat

A PERDA DE HÁBITAT E A FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL, causadas por ação antrópica, estão entre os principais processos responsáveis pela perda da biodiversidade (Bascompte & Solé 1996). À medida que ocorre a redução do hábitat, aspectos relacionados com a configuração da paisagem (ex.: isolamento entre fragmentos, número e tamanho dos fragmentos) (Fahrig 2003, Fischer & Lindenmayer 2007) e com a qualidade dos remanescentes (ex.: quantidade de bordas) (Fahrig 2002) se alteram, trazendo prejuízos adicionais às populações florestais (Andrén 1994, Gibbons *et al.* 2000, Turner *et al.* 2001). A perda de hábitat e a fragmentação, atuam de forma direta e indireta na diminuição dos tamanhos populacionais, na redução de sua variabilidade genética e na alteração das interações ecológicas (Andrén 1994, Fahrig 2001, Melián & Bascompte 2001, Allentoft & O'Brien 2010). Isso acontece porque muitas espécies não suportam mudanças na estrutura das paisagens (Radford *et al.* 2005, Faria *et al.* 2007) que alteram os processos que mantêm suas populações (dispersão e colonização) (Andrén 1994, Paridini *et al.* 2010), dificultando seu estabelecimento em manchas menores, isoladas e com uma maior área de borda (Faria *et al.* 2007, Pardini *et al.* 2010). Desse modo, tais alterações podem contribuir com a extinção local das espécies.

Atualmente, existe um conjunto de estudos teóricos e empíricos que reforçam a concepção de que a perda do hábitat e sua fragmentação influenciam a manutenção de populações (Andrén 1994, Turner *et al.* 2001, Bascompte & Solé 1996, Fahrig 2003) e comunidades (Lomolino & Perault 2001, Radford *et al.* 2005, Pardini *et al.* 2010). Um dos modelos mais bem estabelecidos na literatura está relacionado ao efeito do tamanho da mancha de hábitat sobre a biodiversidade (relação espécie-área) (Gotelli 2001). Essa relação descreve a maneira como a riqueza de espécies aumenta com o tamanho da área e é uma das bases da teoria da biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson 1963, Gaston & Blackburn 2000, Gotelli

2001). Blake (1977), por exemplo, encontrou que o número total de espécies de aves está correlacionado fortemente com o tamanho da área.

Contudo, alguns estudos argumentam que apenas o tamanho da mancha não é suficiente para prever a persistência das espécies (Andrén 1994, Radford *et al.* 2005, Pardini *et al.* 2010). Parte deles passou a avaliar como a perda e a fragmentação do hábitat, podem conduzir mudanças na biodiversidade, levando em consideração características da paisagem como a quantidade de cobertura florestal e a qualidade da matriz ao redor dos fragmentos (Gibbs 1998, Jansson & Angelstam 1999, Fahrig 2003, Pardini *et al.* 2010). De fato, nas últimas décadas a avaliação do efeito da conversão de habitats sobre a biodiversidade tem se baseado em abordagens que transferiram o foco dos fragmentos para as paisagens, as quais podem incluir diferentes configurações espaciais e quantidades relativas de hábitat e matriz (Wiens, 1994, Gustafson & Gardner 1996, Jonsen & Fahrig 1997, Sisk *et al.* 1997; Pope *et al.* 2000, Pardini *et al.* 2010).

A conclusão desses estudos teóricos e empíricos é que a relação entre a quantidade de cobertura florestal e o tamanho populacional pode não ser linear (Andrén 1994, Fahrig 2001, 2002; Radford *et al.* 2005), mas, ao contrário, ser caracterizada por limiares de extinção, ou seja, valores de redução de hábitat na paisagem a partir dos quais ocorreria uma redução mais acentuada da abundância nas espécies (persistência populacional) (Fahrig 2002, 2003).

Alguns modelos conceituais foram propostos para descrever limiares de extinção para a quantidade de indivíduos nas populações e para a quantidade de espécies nas comunidades (Andren 1994, Fahrig 2002, Radford *et al.* 2005, Pardini *et al.* 2010). Um deles propõe que o tamanho populacional e o risco de extinção local são determinados pelo tamanho e grau de isolamento das manchas de hábitat, enquanto as taxas de imigração são determinadas por características observáveis na escala da paisagem (por exemplo, a porcentagem de hábitat) (Andrén 1994). Com base em dados disponíveis na literatura, esse estudo encontrou um valor de limiar entre 10-30% de cobertura para aves e mamíferos. Avançando em relação ao modelo proposto por Andrén (1994), Pardini *et al.* (2010) propuseram que a perda de hábitat leva à

diminuição da resiliência ecológica – definida como a capacidade da biota em toda paisagem (medida pela diversidade gama) se recuperar da perda de espécies locais em manchas individuais (diversidade alfa) – através da imigração na paisagem. Ao testar empiricamente as previsões desse modelo para as espécies especialista em floresta, Pardini *et al.* (2010) concluíram que o valor de limiar para a comunidade de pequenos mamíferos terrestres ocorre entre 10- 30% de cobertura vegetal, mas sugeriram que esse valor pode variar entre os diferentes táxons florestais.

Boa parte da literatura sobre limiares de extinção têm natureza teórica e são baseados em modelagem matemática e computacional (Andrén 1994, With & Crist 1995, Pearson *et al.* 1996, Hernández-Suárez *et al.* 1999, With & King 1999, Oliveira Filho & Metzger 2006). Porém, estudos empíricos sobre a existência e os valores de limiares ainda são escassos e incluem apenas a resposta populacional à perda de cobertura florestal na sua grande maioria (Gibbs 1998, Jansson & Angelstam 1999, van der Ree *et al.* 2003, Homan *et al.* 2004). Os trabalhos de Radford *et al.* (2005) e Pardini *et al.* (2010), que avaliaram a resposta da comunidade de aves e mamíferos à perda de cobertura florestal, representam exceção.

O modelo de limiares foi inicialmente proposto para descrever a relação entre quantidade de cobertura vegetal e quantidade de indivíduos em uma população (Fahrig 2001, 2002). Alguns autores defendem que caso exista uma redundância na resposta das espécies à perda de hábitat, deve ocorrer também um limiar para comunidade (Radford *et al.* 2005, Baker & King 2010; King *et al.* 2011; Pardini *et al.* 2010). Porém, outros pesquisadores afirmam que o limiar de cada espécie deve resultar de suas características particulares (Denöel & Ficetola 2007), como sua capacidade de movimento e sua dependência em relação ao hábitat, e, portanto, que não se deve esperar uma resposta de limiar para a riqueza das comunidades (Huggett 2005, Lindenmayer & Luck 2005).

A maioria dos estudos empíricos realizados com esse tema está limitado às regiões temperadas (Gibbs 1998, Jansson & Angelstam 1999, Homan *et al.* 2004), e poucos foram realizados em florestas tropicais (Pardini *et al.* 2009, 2010). Dentre estas, a Floresta Atlântica é considerada um bom cenário para avaliar a existência de limiar por atualmente apresentar uma cobertura florestal altamente dinâmica (Teixeira *et*

al. 2009): muitos dos remanescentes existentes estão concentrados em pequenos fragmentos (Ribeiro *et al.* 2009) e são compostos por floresta secundária em estágio médio de sucessão (Metzger 2000). A Floresta Atlântica é considerada um dos principais *hotspots* de biodiversidade do globo (Myers 1988), o que reforça a urgência de decisões relacionadas com a conservação desse bioma (Myers 2000).

Os anuros e lagartos são bons modelos para testar a existência de limiar, pois algumas espécies possuem características que as tornam mais sensível aos efeitos da fragmentação e perda de hábitat como: grande requerimento de área de vida, baixa fecundidade, baixa vagilidade e alta especialização do hábitat (Henle *et al.* 2004, Bell & Donnelly 2006, Laurance 2008).

O entendimento sobre como as comunidade e populações respondem aos processos de perda e fragmentação do hábitat é relevante, visto que esses processos são apontados como uma das principais ameaças à biodiversidade, incluindo o declínio de anuros e lagartos (Gardner *et al.* 2007). Na tentativa de preencher a lacuna do conhecimento acerca da existência e dos valores de limiares de extinção na região tropical e gerar contribuições sobre as diretrizes relacionadas à conservação, este trabalho tem o objetivo de: (1) avaliar se a perda de hábitat florestado na paisagem se reflete em uma perda gradual ou abrupta no número de espécies florestais da comunidade de anuros e lagartos; e (2) avaliar se a perda de hábitat florestado se reflete em uma perda gradual ou abrupta para espécie de lagarto *Enyalius catenatus*, em paisagens com diferentes porcentagens de cobertura florestal da Mata Atlântica da Bahia.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO. – O presente estudo foi realizado em paisagens de Mata Atlântica do estado da Bahia (Fig. 1). O clima desta porção do bioma é classificado, de acordo com o sistema de Köppen como “AF” (clima quente e úmido sem estação seca definida nas áreas mais próximas ao litoral) e “AW” (verão chuvoso com inverno seco) para as áreas mais a oeste, apresentando temperaturas elevadas, com média anual que varia de 24°C a 25°C. Possui precipitação anual elevada para as porções mais associadas ao litoral, apresentando valores anuais médios de 1300 a 2000 mm, sendo bem distribuída durante todo o

ano, sem déficit hídrico anual, com exceção das áreas mais a oeste que apresentam valores anuais médios de precipitação de 1000 mm, mais associadas aos períodos entre janeiro a maio (Tanajura *et al.* 2010). Topograficamente, essa porção do bioma pode ser caracterizada por áreas que possuem grandes variações de relevo, incluindo desde platôs relativamente planos, recortados por vales, associados a córregos até áreas com altitudes até 1000 m (Galindo-Leal & Câmara 2005).

SELEÇÃO DAS PAISAGENS. – O planejamento amostral teve por objetivo sortear nove paisagens da Mata Atlântica da Bahia com diferentes proporções de cobertura florestal, de modo a avaliar a abundância e riqueza de lagartos e anuros em cada uma delas.

A escala escolhida para a definição das paisagens foi de 6x6 km porque é suficientemente grande para incluir processos associados com a manutenção das espécies nos diferentes componentes da paisagem, que apresentam capacidade máxima de dispersão da ordem de poucos quilômetros (Sarré 1995). Dada essa escala e o número de réplicas pretendido, a abrangência espacial da amostragem tenderia a aumentar a amplitude de condições de fundo entre paisagens, o que poderia obscurecer o efeito do fator de interesse (quantidade de hábitat florestado). Em função disso, uma série de critérios de inclusão foram adotados para reduzir essa variação de fundo e tornar as paisagens amostradas mais homogêneas entre si. Os fatores de confusão controlados através desses critérios foram: (1) de acordo com um modelo recente presente na literatura, diferentes regiões da Mata Atlântica da Bahia possuem diferentes históricos biogeográficos em função da formação de refúgios nos últimos 21000 anos (Carnaval *et al.* 2009). Populações atuais localizadas em áreas que se mantiveram florestadas durante esse período devem possuir diversidade genética maior do que aquelas presentes em áreas que representam expansões mais recentes da floresta (Carnaval *et al.* 2009). Assim, a resposta de diferentes populações de uma mesma espécie à redução da cobertura vegetal poderia ser influenciada pelo histórico biogeográfico. Para controlar esse efeito, intercalamos paisagens com diferentes históricos ao longo do gradiente de cobertura florestal; (2) pelo menos 80% da matriz das paisagens de 6x6km deve ser composta por fisionomias não-florestadas e não-urbanas (campos, pastos, agricultura de hortaliças). O mesmo deve acontecer com a

matriz de uma área de 18 x 18 km ao redor da paisagem. A necessidade de homogeneizar a matriz é que a depender de sua estrutura ela pode servir de hábitat alternativo, como a matriz de cacau (Dixo & Martins 2008) ou ser uma barreira mais eficiente, como áreas urbanas (Swift & Hannon 2010); (3) para diminuir a chance de existirem grandes remanescentes florestais que pudessem funcionar como áreas fonte nos arredores das paisagens de 6 x 6 km, o valor de LPI (Largest Patch Index; McGarigal & Marks 1995) da área de 18 x 18km não poderia ser maior que o da área de 6 x 6 km. O LPI é uma medida que indica qual a proporção em porcentagem que a maior mancha de hábitat ocupa em uma paisagem, ou seja, é uma medida de dominância do maior fragmento em relação ao restante dos fragmentos em uma paisagem. Assim, o LPI pode ser utilizado para uma comparação direta entre as paisagens de 6 x 6 km e 18 x 18 km; e (4) a área de 18 x 18 km que inclui a paisagem deve ter um valor de porcentagem de cobertura vegetal semelhante à porcentagem da paisagem de 6 x 6 km. Isso foi definido para evitar um possível efeito da área derivado da quantidade de mata no entorno da paisagem 6x6 km.

Para a inclusão do primeiro critério realizamos a sobreposição, pixel a pixel, dos mapas de probabilidade de ocorrência de mata (classes: 0-20%, 20-40%, 40-60%, 60-80%, 80-100%) dos três períodos de distribuição da Floresta Atlântica do estado da Bahia oriundos dos modelos gerados pelo Maxent, cedidos por A.C. Carnaval. Consideramos, em nosso estudo, como áreas de não-refúgio, aquelas que tiveram probabilidades menores que 40% de ocorrência da floresta nos três períodos e, como área de refúgio, aquelas que tiveram probabilidades maiores que 60% nos três períodos. Esses intervalos foram usados em detrimento a intervalos mais estreitos (0-20% e 80-100%) porque esses últimos restringiram de forma demasiada o universo disponível para amostragem, impedindo a seleção de paisagens para todos os intervalos de porcentagem de cobertura de interesse.

Para a inclusão dos três últimos critérios realizamos a sobreposição do mapa de cobertura florestal da Floresta Atlântica proveniente do “Atlas dos Remanescentes florestais da Mata Atlântica 2008” (www.sosma.org.br e www.inpe.br) sobre o mapa produzido de áreas de refúgio e não refúgio. Em

seguida distribuimos ao longo desse mapa uma grade com cerca de 1500 células (= paisagens) de 6x6km (3600 ha) e, para cada uma dessas células, calculamos a porcentagem de cobertura florestal atual.

Levando em consideração todos esses critérios, sorteamos uma paisagem para cada classe de porcentagem de cobertura florestal de: 5%, 10%, 15%, 25%, 30%, 35%, 40%, 45%, 55% (Fig. 1).

CARACTERÍSTICAS DAS PAISAGENS. – Das nove paisagens utilizadas em nosso estudo, oito localizam-se na região sul e baixo sul do estado e apresentam características de estrutura da vegetação muito semelhantes, como: (1) o tipo florestal da mata (ombrófila); (2) a altura média do dossel (variou de 8 a 14 m); (3) o estágio sucessional Médio/Avançado de regeneração (exceto por Ilhéus que apresentava um estágio inicial de regeneração); e (4) não apresentavam o sistema de cacau associado a floresta (exceto para Ilhéus e Presidente Tancredo Neves). A característica que mais variou entre as paisagens dessa região foi a altitude média. A paisagem de menor altitude é Jaguaripe (55% de cobertura florestal) com a média de 59 m e a de maior altitude foi Amargosa/Ubaíra (30% de cobertura) com média de 805 m (tabela 1). A única paisagem fora dessa região foi a de Itambé (10% de cobertura florestal), que esta localizada na porção mais a oeste do estado e apresenta o único tipo florestal diferente (mata estacional semidecídua). Essa região apresenta características um pouco distintas das outras regiões amostradas que pode ser comprovada, por exemplo, pela presença da espécie *Cavanillesia arborea* da família Bobacacea e espécies da família cactácea, que são plantas típicas do cerrado e caatinga (Felfili *et al.* 2007)

As paisagens de 20% e 50% de cobertura florestal não foram amostradas e a paisagem com 15% de cobertura não foi amostrada para os anuros devido a problemas relacionados com a dinâmica de campo (logística, acesso).

AMOSTRAGEM DA FAUNA. – Todos os dados de campo foram coletados em 2011 e as coletas aconteceram em dois períodos. O primeiro ocorreu de Janeiro a Abril e o segundo de Agosto a Dezembro na tentativa de homogeneizar as condições climáticas durante a coleta, pois os meses de Junho e Julho são os mais chuvosos no ano da coleta. Cada paisagem de 6x6 km foi subdividida em 100 quadriculas (600 x 600 m) e destas, 16 foram sorteadas (8 na mata e 8 na matriz) para proceder à amostragem de

fauna e estimativa de riqueza das comunidades e abundância das espécies. Cada uma das dezesseis quadrículas sorteadas foi considerada o ponto amostral dentro das paisagens.

Cada ponto sorteado passava por um conjunto de critérios para homogeneizar e controlar algumas variáveis nas áreas onde seriam instaladas as armadilhas. Os critérios para validar os pontos de mata foram: (1) o tamanho da mata tinha que ser suficientemente grande para colocarmos os transectos, onde as armadilhas eram instaladas, a uma distância de pelo menos 50 m da borda na tentativa de eliminar o efeito que esta causaria na amostragem; (2) o dossel tinha que ter no mínimo 8 m de altura; e (3) a mata tinha que apresentar estágio médio e avançado de regeneração. O único critério para validar os pontos de matriz foi que está tinha que ser formação de pasto (alto ou baixo) ou monocultura de herbáceas.

Após as validações, em cada ponto amostral colocamos dois transectos paralelos de 100 m cada com 10 m de distância um do outro. Em um dos transectos, instalamos armadilhas de contenção e queda, com dez baldes de trinta e cinco litros unidos por uma aparadeira com 10 metros. As armadilhas foram vistoriadas diariamente nos dezesseis pontos amostrais durante oito dias em cada paisagem, totalizando 72 dias de coleta e 9216 armadilhas x noite.

No segundo transecto, instalamos dez conjuntos de armadilhas de contenção e queda com álcool (80%). Os conjuntos foram confeccionados com quatro copos plásticos de 500 ml e cerca guia de lona plástica que eram dispostos em forma de “Y”. Essas armadilhas ficaram ativas durante cinco dias e, no último dia, retirávamos o álcool com o material que havia sido capturado.

Esse segundo método foi utilizado para o trabalho realizado com artrópodes de solo. Contudo, ele se mostrou bastante eficiente na captura de pequenos vertebrados, como por exemplo, *Gyminodactylus darwinii* e *Chiasmocleis* spp.

ANÁLISES DE DADOS. – O modelo sob avaliação nesse trabalho se refere à influência da redução da quantidade de floresta na paisagem sobre a quantidade de indivíduos e sobre a diversidade de espécies dependentes desse tipo de hábitat. Portanto, entre as espécies detectadas na amostragem, apenas o subconjunto referente às espécies dependentes de floresta são foco específico da análise. Assim,

separamos as espécies de anuros e lagartos de serapilheira em dois grupos. O primeiro grupo se refere às espécies dependentes de mata, que foram classificadas como espécies florestais. O segundo grupo se refere às espécies não dependentes de mata e associadas com a matriz não-florestada, que foram classificadas como espécies típicas de área aberta e/ou generalistas. Alguns critérios foram utilizados para proceder essa classificação: (1) realização de extenso levantamento bibliográfico (trabalhos empíricos) sobre história natural, ecologia, comportamento e descrição de todas as espécies ou gêneros registrados na amostragem; (2) quando não encontrávamos nenhum ou poucos trabalhos empíricos fazíamos uma busca na homepage da IUCN; (3) avaliação sobre se as espécies poderiam ser encontradas nas áreas urbanas; se este fosse o caso, estas seriam excluídas automaticamente das análises; (4) se havia referências sobre em quais habitats (não-urbanos) as espécies são comumente encontradas: interior da mata, borda da mata ou área aberta; e (5) utilização dos dados coletados na área de mata e na matriz do presente estudo, para comparar com os dados da literatura.

Apenas as espécies encontradas no interior da mata e na borda da mata, que eventualmente atravessam a matriz, foram classificadas como espécies florestais. As espécies encontradas em ambientes urbanos e em área aberta, que podem utilizar também áreas de mata, foram classificadas como típicas de área aberta e/ou generalistas.

Como variáveis descritoras da biodiversidade, usamos a diversidade gama (ou diversidade total, referente ao número total de espécies florestais por paisagem) e a média da diversidade alfa (ou diversidade local, referente à média do número de espécies florestais das oito parcelas amostrais de floresta da paisagem). Essas medidas de diversidade foram utilizadas para avaliarmos a influência da quantidade de cobertura florestal sobre o número de espécies local e total, sendo que o resultado dessas relações vai gerar implicações a cerca da resiliência ecológica e conseqüentemente fornecer subsídios para traçar estratégias de conservação (Moreno 2001, Pardini *et al.* 2010). Usamos o *Jackknife* de primeira ordem para estimar a diversidade gama, pois essa é uma técnica que estima com precisão quando a amostragem foi pequena e contou com muitas espécies raras (Colwell & Coddington 1994). Para a resposta

populacional, escolhemos as espécies florestais mais abundantes, com distribuição geográfica original em toda extensão amostrada e que ocorressem em um maior número de paisagens.

Resolvemos utilizar duas abordagens estatísticas para avaliar se a perda de hábitat florestado nas diferentes paisagens se reflete em uma perda gradual ou abrupta da diversidade alfa, gama e a abundância da espécie (seguindo os critérios acima). A primeira abordagem é uma regressão *piecewise* que busca avaliar a presença de limiares de extinção através do ajuste de reta (Ficetola & Denoel 2009). A segunda abordagem é uma regressão linear simples.

Para compararmos qual dos modelos acima citados, é mais plausível em termos de seus ajustes aos nossos dados (diversidade alfa, gama e abundância), realizamos uma análise comparativa entre os diferentes modelos (regressão linear e *piecewise*), utilizando o critério de informação de Akaike (AIC), que penaliza o modelo conforme o número de parâmetros.

Testamos o pressuposto de normalidade com o teste de *Kolmogorov-Smirnov* para realizar as regressões. Assumimos um nível de significância de 0.05. A correção do alfa não foi feita para nenhum teste por que seria mais custoso, nas tomadas de decisões relacionadas à conservação de determinada área, o erro do tipo 2 do que o erro do tipo 1.

Os dados de abundância foram logaritimizadas pelo $\log(x+1)$, por conta da presença de zeros e para diminuir a sua variação dos dados.

Todas as análises foram feitas com o programa estatístico R.

RESULTADOS

LAGARTOS DE SERAPILHEIRA: DIVERSIDADE GAMA, DIVERSIDADE ALFA E O EFEITO DA REDUÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL. – Nas nove paisagens amostradas, foram coletados 106 lagartos, distribuídos em 17 espécies de 7 famílias (*Gymnophthalmidae*, *Gekkonidae*, *Polychrotidae*, *Leiosauridae*, *Tropiduridae*, *Teiidae* e *Scincidae*).

As espécies mais comuns foram o lagarto florestal *Enyalius catenatus* (28.3% do total de coletas, ocorrendo em seis paisagens), seguido de outras duas espécies florestais: *Coleodactylus meridionalis* (11.3% em cinco paisagens) e *Gymnodactylus darwini* (13.2% em sete paisagens) (Tabela 2). A quantidade de indivíduos dessas três espécies juntas representa pouco mais da metade dos indivíduos coletados no total (52.8%).

Dez espécies foram registradas apenas em uma paisagem e foram pouco abundantes (juntas representaram apenas 24% dos indivíduos coletados): *Anolis punctatus* (n=1), *Dryadosaura nordestina* (n=2), *Kentropyx calcarata* (n=5), *Leposoma puk* (n=1), *Leposoma* sp nova 1 (n=5), *Leposoma* sp nova 2 (n=3), *Mabuya heathi* (n=1), *Mabuya macrorhyncha* (n=1), *Strobilurus torquatus* (n=2) e *Tropidurus torquatus* (n=4) (Tabela 2).

As duas espécies novas do gênero *Leposoma* foram encontradas na paisagem com 40% de cobertura florestal, que está parcialmente inserida na reserva ecológica de Wenceslau Guimarães. Essa localidade também é ponto de nova ocorrência para *D. nordestina*.

As paisagens nas quais registramos os maiores números de espécies e abundância total de indivíduos foram as com maiores porcentagens de cobertura florestal: 55% (11 espécies e 29 indivíduos), 45% (5 espécies e 13 indivíduos), 40% (9 espécies e 26 indivíduos) e 30% (6 espécies e 11 indivíduos) (tabela 2). As exceções foram as paisagens com 35% de cobertura, onde apenas duas espécies foram coletadas e, 25% de cobertura, com três espécies e treze indivíduos (Tabela 2).

Das dezessete espécies coletadas, apenas *Ameiva ameiva* (n=3), *Mabuya heathi* (n=1), *Mabuya macrorhyncha* (n=1) e *Tropidurus torquatus* (n=4) foram consideradas associadas a áreas abertas e/ou generalistas com base na análise da literatura (Vrcibradic & Rocha 2006, Mesquita *et al.* 2006, Almeida-Gomez *et al.* 2008). Contudo, em nosso estudo, as três primeiras apresentaram uma maior ocorrência nas áreas de floresta. *T. torquatus* foi a única espécie de lagarto encontrada apenas na matriz não-florestada. Classificamos as demais espécies de lagartos como florestais, com base nos critérios estipulados (Tabela

3), sendo que destas apenas *Leposoma annectans* (n=8) e *Anolis fuscuaratus* (n=11) foram capturadas também na matriz (uma única vez cada um).

Considerando apenas os lagartos florestais (Tabela 2), a paisagem com maior porcentagem de cobertura (55%) apresentou os maiores valores de diversidade gama (n=9) e de média de diversidade alfa (n=2). Através dos dados estimados pelo *jackknife* de primeira ordem, essa paisagem, também apresentou maior diversidade gama estimada (10.6). As paisagens com os menores valores de diversidade foram a de 25% (gama = 2; média da alfa = 0,7; gama estimada = 2,9) e 35% (gama = 2; média da alfa = 0,2, gama estimada = 3,8). Na paisagem com 10% de cobertura nenhuma espécie florestal foi capturada.

Para os valores de diversidade a regressão *piecewise* não conseguiu encontrar um ponto em que duas retas se ajustem. O resultado da regressão linear entre a porcentagem de cobertura e a diversidade gama estimada de lagartos florestais foi significativa ($F_{1,7} = 9.56$, $R^2 = 0.58$, $p = 0.017$) (Fig. 2 A). Um resultado semelhante foi obtido para a regressão linear entre a porcentagem de cobertura e a média da diversidade alfa ($F_{1,7} = 7.62$, $R^2 = 0.52$, $p = 0.028$) (Fig. 2B). Ou seja, quanto maior a porcentagem de cobertura florestal maior a diversidade local (alfa) e total (gama) da paisagem.

ANUROS DE SERAPILHEIRA: DIVERSIDADE GAMA, DIVERSIDADE ALFA E O EFEITO DA REDUÇÃO DE COBERTURA FLORESTAL. – Foram coletados um total de 455 anuros, distribuídos em 28 espécies de 9 famílias nas oito paisagens amostradas para esse grupo (Aromobatidae, Brachycephalidae, Bufonidae, Craugastoridae, Cycloramphidae, Eleutherodactylidae, Leioupeidae, Leptodactylidae e Microhylidae,).

A espécie mais abundante foi a generalista *Rhinella crucifer* (n=99), representando 22% do total de indivíduos, seguido da espécie florestal *Rhinella hoogmoedii* (n=76), representando 17%. Essas espécies ocorreram em seis (5%, 25%, 30%, 35%, 45% e 55%) e cinco (5%, 25%, 35%, 45% e 55%) paisagens, respectivamente (Tabela 4).

Entre as espécies menos abundantes e registradas apenas em uma paisagem, temos: *Adenomera* sp (n=1), *Cycloramphus migueli* (n=6), *Dendrophryniscus proboscideus* (n=1), *Dermatonotus muelleri* (n=4),

Frostius pernambucensis (n=1), *Haddadus binotatus* (n=9), *Leptodactylus fuscus* (n=1), *Physalaemus kroyeri* (n=5) (Tabela 4).

Diferente da comunidade de lagartos, os anuros não tiveram um maior número de espécie nas paisagens com maiores porcentagens de cobertura florestal. A paisagem com 25% de cobertura foi a que apresentou maior diversidade gama (n=16) e o maior número de indivíduos capturados no total (n=158).

Após classificarmos as espécies entre florestais e típicas de área aberta e/ou generalista com base na literatura revisada, apenas dezesseis espécies foram consideradas florestais (Tabela 3). Entre elas, *Stereocyclops incrassatus* (n=3) e *Dendrophryniscus proboscideus* (n=1) foram as únicas que apresentaram abundância maior na matriz em nossa amostragem.

O contrário aconteceu com *Ischnocnema paulodutraei*. Esta espécie foi considerada de área aberta (Bastazini *et al.* 2007, Xavier & Napoli 2011) podendo ser encontrada também em ambientes urbanos (observação pessoal) mas, em nossa amostra, foi mais abundante nas áreas florestadas (11 indivíduos na mata e um na matriz) (Tabela 3).

Considerando apenas os anuros florestais, a paisagem com nível intermediário de porcentagem de cobertura (30%) apresentou o maior valor de diversidade gama (n=8) e diversidade alfa (n= 2). Através dos dados estimados pelo *jackknife* de primeira ordem, essa paisagem também apresentou maior diversidade gama estimada (n=11.5).

A regressão *piecewise* não conseguiu encontrar um ponto em que duas retas se ajustem para os valores de diversidade de anuros. O resultado da regressão linear entre a porcentagem de cobertura florestal e a diversidade gama estimada da comunidade de anuros florestais não foi significativa ($F_{1,6} = 0.21$, $p = 0.66$) (Fig. 2C). De forma semelhante, a diversidade alfa também não apresentou relação ($F_{1,6} = 0,001$, $p = 0.97$) (Fig. 2D).

ENYALIUS CATENATUS: RELAÇÃO ENTRE ABUNDÂNCIA E PORCENTAGEM DE

COBERTURA FLORESTAL. – A única espécie que apresentou padrões compatíveis com os critérios definidos para que se avaliasse a resposta populacional foi o lagarto florestal *Enyalius catenatus*. Essa

espécie, entre os lagartos florestais, foi a mais abundante ($n=30$) e com distribuição para toda faixa amostrada (Rodrigues *et al.* 2006). *E. catenatus* foi capturado nas seis paisagens com maiores porcentagens de cobertura (25%, 30%, 35%, 40%, 45% e 55%) (Fig. 3), sendo mais abundante nas paisagens com 25% de cobertura, com nove indivíduos, e 40% de cobertura, com dez indivíduos. A regressão *piecewise*, ajustou duas retas no ponto com 40% de cobertura florestal, porém esse ajuste não foi significativo ($R^2= 0.61$, $p=0.15$, $AIC = 25.4$). A regressão linear também não teve valor significativo ($R^2= 0.39$, $p=0.07$, $AIC =76.8$).

Comparando os índices de AIC das duas regressões, a regressão que melhor explica a relação da redução de cobertura florestal e a abundância de *E. catenatus* foi a *piecewise*, mesmo não sendo significativa.

DISCUSSÃO

No presente estudo foi possível identificar uma relação significativa entre a cobertura florestal e a diversidade das comunidades de lagartos de serapilheira, embora não tenha sido evidenciada a presença de um limiar (Fig. 2A e B). O mesmo não foi detectado para os anuros. Para *Enyalius catenatus* (a única espécie avaliada individualmente), não detectamos a presença de um limiar, porém essa espécie só foi capturada nas paisagens com maiores porcentagens (a partir de 25% de cobertura) o que pode sugerir um efeito negativo sobre a população com a redução de cobertura florestal.

Lindenmayer *et al.* (2005) encontram um resultado semelhante para comunidade de lagartos, onde a riqueza de espécies aumentou significativamente com a proporção de vegetação nativa, porém um limiar não foi encontrado. Esses autores argumentam que a ausência de limiar para comunidade pode ser devido as peculiaridades de cada espécie e que isso acaba impedindo generalizações. Outros autores afirmam que os padrões de limiar podem estar presentes em apenas um subconjunto da comunidade que apresentam características em comum (espécies com sensibilidade alta, por exemplo) (Radford *et al.* 2005, Denöel & Ficetola 2007), ou até mesmo apresentar diferentes valores que, quando compilados, podem conferir uma resposta linear da comunidade (Hanski 1994).

Para a única espécie avaliada separadamente no presente estudo não encontramos uma resposta limiar, porém a maneira como a espécie se comporta nas paisagens com maiores porcentagens de cobertura parece seguir um padrão, onde ela pode ser bem abundante em algumas paisagens e menos abundantes em outras (Fig. 3). Esse padrão encontrado talvez possa ser explicado por características de estrutura da mata (Faria *et al.* 2007; Dixo & Metzger 2009). De acordo com Dixo & Metzger (2009), o lagarto *Enyalius perditus*, mostrou ser sensível as características de estrutura da mata, sendo menos abundantes nas matas com estágio inicial de regeneração ou sujeitas a níveis mais elevados de perturbação.

Diferente do nosso resultado, outros trabalhos encontraram limiar de extinção para algumas populações: (1) Sarre *et al.* (1995) encontraram limiar para uma espécie de lagarto especialista de hábitat florestal (Floresta de Eucalipto) e utilizou os dados de presença e ausência dessa espécie em remanescentes fragmentados, concluindo que, abaixo de um determinado número de eucaliptos, a probabilidade da espécie ocorrer cai abruptamente; e (2) Gibbs (1998) encontrou limiar de extinção para três espécies de anfíbios (30% de cobertura florestal), utilizando dados de abundância, em uma paisagem fragmentada ao longo de um gradiente de redução de cobertura florestal.

A comunidade de lagartos florestais do presente estudo foi influenciada de maneira negativa e respondeu de maneira linear à redução da cobertura florestal, ou seja, quanto menor a quantidade de cobertura menor a diversidade total (gama) e local (alfa). A quantidade de cobertura florestal da paisagem parece ser um dos fatores que mais influenciam negativamente no número de espécies de lagartos, pois outros trabalhos apontaram que o tamanho do fragmento (Jellinek *et al.* 2004), efeito de borda (Bell & Donnelly 2006; Dixo & Martins 2008), matriz com cultivo (Rubio & Simonetti 2011) e a presença do sistema cabruca (Faria *et al.* 2007) não exercem tanta influência. Neste trabalho, A matriz na qual as paisagens estavam inseridas talvez tenha sido um fator determinante para o resultado encontrado, pois das dezessete espécies de lagartos apenas *T. torquatus*, *A. ameiva*, *A. fuscoauratus* e *L. annectans* foram capturadas nesse ambiente. Destas espécies, *T. torquatus* foi a única com registro apenas na matriz o que sugere que esta, onde grande parte é formação de pasto, é inóspita para a maioria das espécies desse grupo.

A forma como a comunidade de lagartos florestais responde à redução de cobertura florestal na escala de paisagem é de extrema importância, principalmente como ferramenta para medidas de conservação.

Aproximadamente 1/5 das espécies encontradas na paisagem de maior cobertura (55%) não são encontradas na paisagem com porcentagem intermediária de cobertura (25%). Esse resultado dá suporte à necessidade da manutenção de grande quantidade de cobertura florestal, já que a riqueza de espécies é perdida numa taxa alta conforme se perde cobertura.

Com relação à comunidade de anuros florestais, não detectamos influência significativa da redução da quantidade de cobertura florestal sobre a riqueza de espécies como citado acima. Uma possível explicação para esse resultado pode se dar em função de que a paisagem com maior porcentagem de cobertura (55%) ter uma menor riqueza de espécies florestais no total ($n=4$) do que a paisagem com a menor porcentagem (5%) ($n=5$). Um resultado diferente foi encontrado por Faria *et al.* (2007), onde a riqueza média das espécies de anuros de serapilheira foi significativamente maior na paisagem com maior cobertura florestal (50%) do que na paisagem com menor cobertura (5%). Guerry & Hunter (2002) também encontraram um resultado diferente, segundo o qual algumas espécies responderam de maneira linear à perda de hábitat nas paisagens.

Alguns autores constataram que o mais importante para a manutenção das populações de anfíbios é a conectividade funcional (Hecnar & M'Closkey 1996, Semlitsch & Bodie 1998, Marsh & Trenham 2000) pois, esse grupo apresenta uma pequena taxa de movimento por geração (Bowne & Bowers 2004). Sendo assim, mesmo em paisagens com alta quantidade de cobertura florestal, se a matriz não for favorável ao deslocamento dos anfíbios, estes podem correr risco de extinção.

No presente estudo, os anuros (incluindo as espécies florestais e de área aberta) foram bem representativos na matriz, pois cerca de 36% dos indivíduos e 68% das espécies foram registrados neste ambiente. Mesmo a matriz amostrada sendo composta por fisionomias não-florestadas, muitas delas apresentavam poças e vegetação arbustiva propiciando um bom ambiente para algumas espécies de sapos. Isso pode explicar a presença abundante de algumas espécies florestais na matriz como, por

exemplo, *Allobates olfersioides* e *Rhinella hoogmoedi*, com 16 e 15 indivíduos respectivamente.

Dependendo da qualidade da matriz, esta pode se tornar um hábitat alternativo para algumas espécies florestais (Gascon 1993, Pardini 2004).

De acordo com Swift & Hannon (2010), as matrizes urbanas podem formar barreiras mais eficientes do que a matriz de pasto, impedindo o movimento dos anfíbios e aumentando seu isolamento entre os fragmentos, e com isso levar a um limiar de extinção. A paisagem fragmentada inserida em uma matriz urbana é apontada como o principal fator na diminuição de conectividade e consequentemente na redução da riqueza de espécies de anfíbios (Lehtinen 1999).

Nossos resultados podem contribuir para melhor compreensão do efeito que a cobertura florestal exerce sobre alguns grupos biológicos e a existência do limiar de extinção. Mesmo não encontrando limiar, podemos concluir que a quantidade de cobertura florestal exerce influência negativa sobre a comunidade de lagartos florestais, tanto na diversidade total da paisagem quanto na local, o que sustenta a perda de resiliência ecológica em paisagens onde a redução do hábitat é intensa. Além disso, podemos sugerir que as porcentagens de cobertura florestal abaixo de 25% não conseguem suportar algumas populações reforçando a necessidade de medidas conservacionistas em porcentagens de cobertura florestal acima desse valor.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a CAPES (06/2010-07/2012) pela bolsa concedida ao primeiro autor e ao CNPq (processo 303657/2009-0) pela de bolsa e de Produtividade em Pesquisa ao segundo autor durante o desenvolvimento do Projeto. Ao IBAMA-BA, Odebrecht e Rio Tinto pela cessão de veículos de campo para a realização das atividades de campo do Projeto. Às agências de fomento FAPESB e CNPq (termos de outorga APP0049/2009 e PNX0016/2009) pela cessão de recursos financeiros para o desenvolvimento do projeto. Ao Prof. Dr. Miguel Trefaut Rodrigues por ter identificado as espécies de lagartos e aos Mestres Euvaldo Marciano e Milena Camardelli por terem identificado as espécies de anuros.

LITERATURA CITADA

- ALMEIDA-GOMES, M., D. VRCIBRADIC, C. C. SIQUEIRA, M. C. KIEFER, T. KLAION, P. ALMEIDA-SANTOS, D. NASCIMENTO, C. V. ARIANI, V. N. T. BORGES-JUNIOR, R. F. FREITAS-FILHO, M. V. SLUYS, AND C. F. D. ROCHA. 2008. Herpetofauna of an Atlantic rainforest area (Morro São João) in Rio de Janeiro State, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 80 (2): 291-300.
- ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355–366.
- ANDRÉN, H. 1999. Habitat fragmentation, the random sample hypothesis and critical thresholds. *Oikos* 84: 306–308.
- ANGULO, A. 2008. *Rhinella hoogmoedi*. In IUCN Red List of Threatened Species (International Union for Conservation of Nature – IUCN). Disponível em <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/136141/0>.
- ARZABE, C., G. SKUK, G.G. SANTANA, F. R. DELFIM, Y. C. C. LIMA. AND S. H. F. ABRANTES. 2005. Herpetofauna da Área de Curimataú, Paraíba. In *Análise das Variações da Biodiversidade do Bioma Caatinga* (F.S. Araújo, M.N.J. Rodal & M.R.V. Barbosa, eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p.259-274.
- BAKER, M. E., AND R. S. KING. 2010. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology & Evolution* 1: 25–37.
- BASTAZINI, C. V., J. F. V. MUNDURUCA, P. L. B. ROCHA, AND M. F. NAPOLI. 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.
- BASCOMPTE, J., AND R.V. SOLÉ, 1996. Habitat fragmentation and extinction thresholds in spatially explicit models. *Journal of Animal Ecology* 65: 465–473.

- BELL, K. E., AND M. A. DONNELLY. 2006. Influence of forest fragmentation on community structure of frogs and lizards in Northeastern Costa Rica. *Conservation Biology* 20 (6): 1750–1760.
- BLAKE, J. G. 1977. Species-area relationships of winter residents in isolated woodlot. *Wilson Bulletin* 99(2): 243-252.
- BOWNE, D. R., AND M. A. BOWERS. 2004. Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review. *Landscape Ecology* 19: 1–20.
- CAMURUGI, F., T. M. LIMA, E. A. MERCÊS. AND F. A. JUNCÁ. 2010. Anurans of the Reserva Ecológica da Michelin, Municipality of Igrapiúna, State of Bahia, Brazil. *Biota Neotropica*, 10 (2): 305-312.
- CARAMASCHI, U., AND B.V.S. PIMENTA. 2003. Duas novas espécies de *Chiasmocleis* Méhelý, 1904 da Mata Atlântica do Sul da Bahia, Brasil (Amphibia, Anura, Microhylidae). *Arquivos do Museu Nacional* 61(3): 195–202.
- CARAMASCHI, U., AND B.V.S. PIMENTA. 2004. *Chiasmocleis crucis*. . In IUCN Red List of Threatened Species (International Union for Conservation of Nature – IUCN). Disponível em <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/56462/0> (acessado em Maio 2012).
- CARNAVAL, A. C., M. J. HICKERSON, C. F. B. HADDAD, M. T. RODRIGUES, C. MORITZ. 2009. Stability Predicts Genetic Diversity in the Brazilian Atlantic Forest Hotspot. *Science* 323: 785-789.
- CARVALHO, A. L. G., AND A. F. B. ARAÚJO. 2007. Ecomorphometric structure of Restinga da Marambaia lizard community, Rio de Janeiro, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24(3): 786-792.
- COLOMBO, P. A. K., A. KINDEL, G. VINCIPROVA. AND L. KRAUSE. 2008. Composição e ameaças à conservação dos anfíbios anuros do Parque Estadual de Itapeva, município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica* 8(3): 220-240.

- CONTE, C. E., AND R. A. MACHADO. 2005. Riqueza de espécies e distribuição espacial e temporal em comunidade de anuros (Amphibia, Anura) em uma localidade de Tijucas do Sul, Paraná, Brasil. *Revista brasileira de zoologia*. 22(4): 940–948.
- CRUZ, C.A.G., AND B. V. S. PIMENTA. 2004. New species of *Physalaemus* Fitzinger, 1826 from Southern Bahia, Brazil (Anura, Leptodactylidae). *Journal of Herpetology*, Lawrence, 38(4):480–486.
- CRUZ, C. A. G., AND L. A. FUSINATTO. 2008. A new species of *Dendrophryniscus*, Jiménez de la Espada, 1871 (Amphibia, Anura, Bufonidae) from the Atlantic Rain Forest of Rio Grande do Sul, Brazil. *South American Journal of Herpetology* 3(1): 22–26.
- DENÖEL, M., AND F. FICETOLA. 2007. Landscape-level thresholds and newt conservation. *Ecological Applications* 17(1): 302–309.
- DIXO, M., AND M. MARTINS. 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., AND P. METZGER. 2011. Are corridors, fragment size and forest structure important for the conservation of leaf-litter lizards in a fragmented landscape? *Fauna & Flora International*, Oryx, 43(3), 435–442.
- DE-CARVALHO, C.B., E. B. FREITAS, R. G. FARIA, R. C. BATISTA, C. C. BATISTA, W. A. COELHO, AND A. BOCCHIGLIERI. 2008. História natural de *Leptodactylus mystacinus* e *Leptodactylus fuscus* (Anura: Leptodactylidae) no Cerrado do Brasil central. *Biota Neotropica* 8(3): 105–115.
- FAHRIG, L. 2001. How much habitat is enough? *Biology Conservation* 100: 65–74.
- FAHRIG, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications* 12(2): 346–353.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of hábitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34: 487–515.

- FARIA, D., M.L.B. PACIÊNCIA, M. DIXO, R.R. LAPS, AND J. BAUMGARTEN. 2007. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragment and shade cacao plantation in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 16: 2335–1357.
- FEIO, R. N., AND U. CARAMASCHI. 1995. Aspectos zoogeográficos dos anfíbios do médio rio Jequitinhonha, Minas Gerais, Brasil. *Revista Ceres* 42 (239): 53–61.
- FELFILI, J.M., A.R.T. NASCIMENTO., C.W. FAGG. AND MEIRELLES, E.M. 2007. Floristic composition and community structure of a seasonally deciduous forest on limestone outcrops in Central Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 611-621.
- FERREIRA, R. B. AND R. L. TEXEIRA. 2009. Feeding pattern and use of reproductive habitat of the Striped toad *Rhinella crucifer* (Anura: Bufonidae) from Southeastern Brazil. *Acta Herpetologica* 4(2): 125-134.
- FICETOLA, G.G., AND M. DENÖEL. 2009. Ecological thresholds: an assessment of methods to identify abrupt changes in species habitat relationships. *Ecography* 32: 1075–1084.
- FISCHER, J., AND D. B. LINDERMAYER. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280.
- GALINDO-LEAL, C. AND I. G. CÂMARA. 2005. Mata Atlântica Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas. Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional. 457pp.
- GALLY, M., A. S. F. L. SILVA, AND J. ZINA. 2012. Death feigning in *Physalaemus kroyeri* (Reinhardt and Lütken, 1862) (Anura, Leiuperidae). *Herpetology Notes* 5: 133-135.
- GARDNER, T. A., J. BARLOW, AND C. A. PERES. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: consequences of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 138: 166–179.
- GASCON, C. 1993. Breeding-habitat use by Amazonian primary-forest frogs species at forest edge. *Biodiversity and Conservation* 2: 438–444.

- GASCON, C., T. E. LOVEJOY, R. O. BIERREGAARD, J. R. MALCOLM, P. C. STOUFFER, H. L. VASCONCELOS, W. F. LAURANCE, B. ZIMMERMAN, M. TOCHER, AND S. BORGES. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223–229.
- GASTON, K. J. & BLACKBURN, T. M. 2000. *Pattern and process in macroecology*. Blackwell Publishing, 377pp.
- GIBBONS, J.W., D.E. SCOTT, T.J. RYAN, K.A. BUHLMANN, T.D. TUBERVILLE, B.S. METTS, J.L. GREENE, T. MILLS, Y. LEIDEN, S. POPPY, AND C.T. WINNE. 2000. The global decline of reptiles, Déjà vu amphibians. *Bioscience* 50: 653–666.
- GIBBS, J. P. 1998. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology* 13: 263–268.
- GOTELLI, N. 2001. *A primer of ecology*. 3^a Edition. Sinauer Associates, Sunderland, 265 pp.
- GUERRERO, A. C., AND P. L. B. ROCHA. Passive restoration in biodiversity hotspots: consequences for an Atlantic Rainforest lizard taxocene. *Biotropica* 42(3): 379–378.
- GUERRY, A. D., AND M. L. HUNTER JR. 2002. Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conservation Biology* 16(3): 745–754.
- GUSTAFSON, E. J., AND R. H. GARDNER. 1996. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* 77 (1): 94-107.
- HADDAD, C. F. B., AND C. P. A. PRADO. 2005. Reproductive Modes in Frogs and Their Unexpected Diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *BioScience* 55(3): 207-217.
- HANSKI, I. 1994. A practical model of metapopulation. *The Journal of Animal Ecology* 63(1): 151-162.
- HECNAR, S. J., AND R. T. M'CLOSKEY. 1996. Regional dynamics and the status of amphibians. *Ecology* 77(7): 2091-2097.

- HENLE, K., S. SARRE, AND K. WIEGAND. 2004. The role of density regulation in extinction processes and population viability analysis. *Biodiversity and Conservation* 13: 9–52.
- HERNÁNDEZ-SUÁREZ, C. M., P. A. MARQUET, AND J. X. VELASCO-HERNÁNDEZ. 1999. Threshold parameters and metapopulation persistence. *Bulletin of Mathematical Biology* 61: 341–353.
- HEYER, W. R., A. S. RAND, C. A. G. CRUZ, O. L. PEIXOTO, AND C. E. NELSON. 1990. Frogs of Boracéia. *Arquivos de Zoologia* 31: 231–410.
- HEYER, W. R. 2005. Variation and taxonomic clarification of the large species of the *Leptodactylus pentadactylus* species group (Amphibia: Leptodactylidae) from Middle America, northern South America, and Amazonia. *Arquivos de Zoologia* 37: 269–348.
- HISSA, D. C., I. M. VASCONCELOS, A. F. U. CARVALHO, V. L. R. NOGUEIRA, P. CASCON, A. S. L. ANTUNES, G. R. M. AND V. M. M. MELO. 2008. Novel surfactant proteins are involved in the structure and stability of foam nests from the frog *Leptodactylus vastus*. *The Journal of Experimental Biology* 211: 2707–2711
- HOMAN, R. N., B. S. WINDMILLER, AND J. M. REED. 2004. Critical thresholds associated with habitat loss for two vernal pool-breeding amphibians. *Ecological Applications* 14(5): 1547–1553.
- HUGGETT, A. J. 2005. The concept and utility of ecological thresholds in biodiversity conservation. *Biological Conservation* 124: 301–310.
- IZECKSOHN, E. 1993. Três novas espécies de *Dendrophryniscus* Jiménez de la Espada das regiões sudeste e sul do Brasil (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Revista Brasileira de Zoologia* 10 (3): 473–488.
- JANSSON, G., AND P. ANGELSTAM. 1999. Threshold levels of habitat composition for the presence of the longtailed tit (*Aegithalos caudatus*) in a boreal landscape. *Landscape Ecology* 14: 283–290.

- JELLINEK, S., D. A. DRISCOLL. AND J. B. KIRKPATRICK. 2004. Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. *Austral Ecology* 29: 294–304.
- JUNCÁ, F. 2006. Diversidade e uso de hábitat por anfíbios anuros em duas localidades de Mata Atlântica, no norte do estado da Bahia. *Biota Neotropica* 6 (2): 1-16.
- JUNCÁ, F., AND B. PIMENTA. 2004. *Ischnocnema bilineata*. In IUCN Red List of Threatened Species (International Union for Conservation of Nature – IUCN). Disponível em <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/56462/0> (acessado em Maio 2012).
- KING, R. S., M. E. BAKER, P. F. KAZYAK, AND D. E. WELLER. 2011. How novel is too novel? Stream community thresholds at exceptionally low levels of catchment urbanization. *Ecological Applications* 21 (5): 1659–1678.
- LAURANCE, W. F. 2008. Global warming and amphibian extinctions in eastern Australia. *Austral Ecology* 33: 1–9.
- LINDENMAYER, D.B., R. B. CUNNINGHAM. AND J. FISCHER. 2005. Vegetation cover thresholds and species responses. *Biological Conservation* 124: 311–316.
- LINDENMAYER, D.B., AND G. LUCK. 2005. Synthesis: Thresholds in conservation and management. *Biological Conservation* 124: 351 – 354.
- LOMOLINO, M. V., AND D. R. PERAULT. 2001. Island Biogeography and Landscape Ecology of Mammals Inhabiting Fragmented, Temperate Rain Forests. *Global Ecology and Biogeography* 10 (2): 113-132.
- LUCAS, E. M., C. A. BRASILEIRO, H. M. OYAMAGUCHI, AND MARTINS, M. 2008. The reproductive ecology of *Leptodactylus fuscus* (Anura, Leptodactylidae): new data from natural temporary ponds in the Brazilian Cerrado and a review throughout its distribution. *Journal of Natural History* 42: 2305–2320.

- MARSH, D. M., AND P. C. TRENHAM. 2000. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation biology* 15(1): 40–49.
- MACARTHUR, R. M., AND E. O. WILSON. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.
- MCGARIGAL, K., AND B.J. MARKS. 1995. Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.
- MELIÁN, C. J., AND J. BASCOMPTE. 2001. Food web structure and habitat loss. *Ecology Letters* 5: 37-46.
- MESQUITA, O. D., G. R. COLLI, F. G. R. FRANÇA, AND L. J. VITT. 2006. Ecology of a Cerrado Lizard Assemblage in the Jalapão Region of Brazil. *Copeia* 3: 460–471.
- METZGER, J. P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10(4): 1147–1161.
- MORAES, R.A., R.J. SAWAYA, AND W. BARRELA. 2007. Composição e diversidade de anfíbios anuros em dois ambientes de Mata Atlântica no Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 7(2): 27–36.
- MORATO, S. A. A., A. M. X. LIMA, D. C. P. STAUT, R. G. FARIA, J. P. SOUZA-ALVES, S. F. GOUVEIA, M. R. C. SCUPINO, R. GOMES., AND M. J. SILVA. 2011. Amphibians and Reptiles of the Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, municipality of Capela, state of Sergipe, northeastern Brazil. *Check List* 7 (6): 756–762.
- MORENO, E. C. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- MUGGEO, V. 2008. Segmented: an R package to fit regression models with broken-line relationships. *Rnews* 8(1): 20–25.
- MYERS, N. 1988. Threatened Biotas: "Hot Spots" in Tropical Forests. *The Environmentalist* 8(3): 187-208.

- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. FONSECA, AND J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- NARVAES, P., AND M. T. RODRIGUES. 2009. Taxonomic revision of *Rhinella granulosa* species group (Amphibia, Anura, Bufonidae), with a description of a new species. *Arquivos de Zoologia* 40 (1): 1–73.
- NOMURA, F., D. C. ROSSA-FERES, AND F. LANGEANI. 2009. Burrowing behavior of *Dermatonotus muelleri* (Anura, Microhylidae) with reference to the origin of the burrowing behavior of Anura. *Journal of Ethology* 27: 195–201.
- OLIVEIRA-FILHO, A., AND M. A. L. FONTES. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil, and the influence of climate. *Biotropica* 32: 793–810.
- OLIVEIRA-FILHO, F. J. B., AND J. P. METZGER. (2006). Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. *Landscape Ecology* 21: 1061–1073.
- PARDINI, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13: 2567–2586.
- PARDINI, R., A. A. BUENO, T. A. GARDNER, P. I. PRADO, AND J. P. METZGER. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PlosOne* 5: 1–10.
- PARZINATO, D. M. M., A. O. TRINDADE, S. V. OLIVEIRA, AND L. H. CAPPELLARI. 2011. Dieta de *Leptodactylus latrans* (Steffen, 1815) na Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biotemas* 24 (4): 147–151.
- PEARSON, S. M., M. G. TURNER., R. H. GARDNER. AND R. V. O'NEILL. 1996. An organism perspective of habitat fragmentation. In: Szaro, R.C., Johnston, D.W. (Eds.), *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*. Oxford University Press, New York, pp. 77–95.

- PEIXOTO, O., AND B, PIMENTA. 2004. *Ischnocnema vinhai*. In IUCN Red List of Threatened Species (International Union for Conservation of Nature - IUCN). Disponível em <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/57045/0> (acessado Maio 2012).
- PIMENTA, B., AND S. P. CARVALHO-E-SILVA. 2004. *Chiasmocleis schubarti*. In IUCN Red List of Threatened Species (International Union for Conservation of Nature – IUCN). Disponível em <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/57308/0> (Acessado Maio 2012).
- PIMENTA, B., AND V. VERDADE. 2004. *Chiasmocleis schubarti*. In IUCN Red List of Threatened Species (International Union for Conservation of Nature – IUCN). Disponível em <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/57762/0> (Acessado Maio 2012).
- POPE, S. E., L. FAHRING, AND G. MERRIAN. 2000. Landscape complementation and metapopulation effect of leopard frog population. *Ecology* 81 (9): 2498-2508.
- PRADO, G. M., AND J. P. POMBAL Jr. 2005. Distribuição espacial e temporal dos anuros em um brejo da reserva biológica de duas bocas, sudeste do Brasil. *Arquivos do Museu Nacional, Rio de Janeiro* 63 (4): 685-705.
- PRADO, G. M., AND J. P. POMBAL Jr. 2008. Espécies de *Proceratophrys* Miranda-Ribeiro, 1920 com apêndices palpebrais (Anura; Cycloramphidae). *Arquivos de Zoologia* 39 (1): 1–85.
- RADFORD, J. Q., AND A. F. BENNETT. 2004. Thresholds in landscape parameters: occurrence of the whitebrowed treecreeper *Climacteris affinis* in Victoria, Australia. *Biological Conservation* (117): 375-391.
- RADFORD, J. Q., B. F. BENNETT, AND G. J. CHEERS. 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation* 124: 317–337.
- RECODER, R., AND C. NOGUEIRA. 2007. Composição e diversidade de répteis na região sul do Parque Nacional Grande Sertão Veredas, Brasil Central. *Biota Neotropica* 7(3): 267–278.

- RIBEIRO, M. C., J. P. METZGER, A. C. MARTENSEN, F. J. PONZONI, AND M. M. HIROTA. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141–1153.
- RIBEIRO-JÚNIOR, M. A., T. A. GARDNER. & T. C. S. ÁVILA-PIRES. 2006. The effectiveness of glue traps to sample lizards in a Tropical Rainforest. *Journal of Herpetology* 1(2): 131-137.
- RODRIGUES, M. T., S. KASAHARA, AND Y. Y. YASSUDA. 1987. Notes on the ecology and karyotype of *Strobilurus torquatus* (Sauria, Iguanidae). *Revista Brasileira de Genética* 12: 747–759.
- RODRIGUES, M. T., M. DIXO, D. PAVAN, AND V. K. VERDADE. 2002. A new species of *Leposoma* (Squamata, Gymnophthalmidae) from the remnant Atlantic Forests of the state of Bahia, Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 42 (14): 335–350.
- RODRIGUES, M. T., M. A. FREITAS, T. F. S. SILVA, AND C. E. V. BERTOLOTTO. 2006. A new species of lizard genus *Enyalius* (Squamata, Leiosauridae) from the highlands of Chapada Diamantina, state of Bahia, Brazil, with a key to species. *Phyllomedusa* 5(1): 11–24.
- RODRIGUES, M. T., E. M. X. FREIRE., K. C. M. PELLEGRINO. AND JACK W. SITES JR. Phylogenetic relationships of a new genus and species of microteiid lizard from the Atlantic forest of north-eastern Brazil (Squamata, Gymnophthalmidae). *Zoological Journal of the Linnean Society* 144: 543–557.
- RODRIGUES, M. T., K. C. M. PELLEGRINO, M. DIXO, V. K. VERDADE, PAVAN, D, A. J. S. ARGOLO, J. W. SITES JR. 2007. A new genus of Microteiid lizard from the Atlantic Forests of state of Bahia, Brazil, with a new generic name for *Colobosaura mentalis*, and a Discussion of relationships among the Heterodactylini (Squamata, Gymnophthalmidae). *American Museum Novitates* 3565: 1–27.
- ROSSA-FERES, D. C., M. MARTINS, O.A.V. MARQUES, I.A. MARTINS, R.J. SAWAYA, AND C.F.B. HADDAD. 2008. Herpetofauna. In R.R. Rodrigues, C.A. Joly, M. C. W. Brito, A. Paese, J.

- P. Metzger, L. Casatti, M.A. Nalon, N. Menezes, N.M. Ivanauska, V. Bolzani, and V.L.R. Bononi (Eds.). Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo. Governo do Estado de São Paulo, São Paulo, 238p.
- RUBIO, A. V., AND J. A. SIMONETTI. 2011. Lizard assemblages in a fragmented landscape of central Chile. *European Journal of Wildlife Research* 57: 195–199.
- SARRE, S., G. T. SMITH, AND J. A. MEYERS. 1995. Persistence of two species of gecko (*Oedura reticulata* and *Gehyra variegata*) in remnant habitat. *Biological Conservation* 71: 25–33.
- SEMLITSCH, R. D., AND J. R. BODIE. 1998. Are Small, Isolated Wetlands Expendable? *Conservation Biology* 12(5): 1129–1133.
- SILVA, T.F., B.F.E. DE ANDRADE, R.L. TEIXEIRA, AND M. GIOVANELLI. 2003. Ecologia de *Ameiva ameiva* (Sáuria, Teiidae) na restinga de Guriri, São Mateus, Espírito Santo, Sudeste do Brasil. *Boletim do Museu Mello Leitão* 15 (1): 5–15.
- SILVA, M.C., AND C.H.M. CASTELETI. 2005. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In C. Galindo-Leal, and I.G. Câmara (Eds.). *Mata Atlântica: Biodiversidade, ameaças e perspectivas*, pp.43–59. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo.
- SILVA, F. R., AND D. C. ROSSA-FERES. 2007. Uso de fragmentos florestais por anuros (Amphibia) de área aberta na região noroeste do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica* 7 (2): 141–147.
- SILVANO, D. & A. C. CARNAVAL. 2004. *Cycloramphus migueli*. . In IUCN Red List of Threatened Species (International Union for Conservation of Nature - IUCN). Disponível em <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/57045/0> (acessado Maio 2012).
- SILVA-SOARES, T., F. HEPP, P. N. COSTA, C. LUNA-DIAS, M. R. GOMES, A. M. P. T. CARVALHO-E-SILVA, AND S. P. CARVALHO-E-SILVA. 2010. Anfíbios anuros da RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Município de Guapimirim, Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 10 (2): 225–233.

- SISK, T. D., N. HADDAD, AND P. R. EHRLICH. 1997. Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats. *Ecological Application* 7 (4): 1170-80.
- SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2008. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período de 2000 a 2005. <http://www.sosmatatlantica.org.br>.
- SWIFT, L. T., AND S. J. HANNON. 2010. Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. *Biological Reviews* 85: 35–53.
- TANAJURA, C. A. S., F. GENZI. AND H. A. ARAÚJO. 2010. Mudanças climáticas e recursos hídricos na Bahia: validação da simulação do clima presente do HADRM3P e comparação com os cenários A2 E B2 para 2070-2100. *Revista Brasileira de Meteorologia* 25 (3): 345 - 358, 2010.
- TEIXEIRA, R. L. 2001. Comunidade de lagartos da restinga de Guriri, São Mateus – ES, Sudeste do Brasil. *Atlântica, Rio Grande* 23: 77-84.
- TEIXEIRA, R. L. 2002. Aspectos ecológicos de *Gymnodactylus darwini* (Sauria: Gekkonidae) em Pontal do Ipiranga, Linhares, Espírito Santo, Sudeste do Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão* 14: 21-31.
- TEIXEIRA, A. M. G., B. S. SOARES-FILHO, S. R. FREITAS, AND J. P. METZGER . 2009. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. *Forest Ecology and Management* 257: 1219–1230.
- TELLERÍA, J. L., AND T. SANTOS. 1995. Effects of forest fragmentation on a guild of wintering passerines: the role of habitat selection. *Biological Conservation* 71: 61–67.
- TEXEIRA, L. R., D. VRCIBRADIC, AND G. I. ALMEIDA. 2006. Food habits of *Stereocyclops incrassatus* (Anura, Microhylidae) from Povoação, Espírito Santo State, southeastern Brazil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão* 19: 53–58.
- TOLEDO, L.F., J. ZINA, AND C. F. B. HADDAD, 2003. Distribuição espacial e temporal de uma comunidade de anfíbios anuros do Município de Rio Claro, São Paulo, Brasil. *Holos Environmet*, 3(2): 136–149.

- TONINI, J. F. R., L. M. CARÃO, I. S. PINTO, J. L. GASPARINI, Y. L. R. LEITE, AND L. P. COSTA. 2010. Non-volant tetrapods from Reserva Biológica de Duas Bocas, State of Espírito Santo, Southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 10(3): 339-351.
- TONINI, J. F. R., I. S. MENDONÇA, A. B. COUTINHO, AND J. L. GASPARINI. 2011. Anurans from Costa Bela, state of Espírito Santo, southeastern Brazil: inventory at an urban area and the re-discovery of *Allobates* in the state. *Herpetology Notes* 4: 435–444.
- TURNER, M.G., R. H. GARDNER, AND R.V. O’NEILL. 2001. Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. Springer-Verlag. 389pp.
- VAN DER REE, R., BENNETT, A. F. & GILMORE, D. C. (2003) Gap-crossing by gliding marsupials: thresholds for use of isolated woodland patches in an agricultural landscape. *Biological Conservation* 115: 241-249.
- VERDADE, V. 2010. *Allobates olfersioides*. In IUCN Red List of Threatened Species (International Union for Conservation of Nature - IUCN). Disponível em <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/57045/0> (acessado Maio 2012).
- VERDADE, V. K., AND M. T. RODRIGUES. 2007. Taxonomic review of *Allobates* (Anura, Aromobatidae) from the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Herpetology* 41 (4): 566–580.
- VITT, L.J. 1995. The ecology of tropical lizards in the Caatinga of Northeast Brazil. *Oklahoma Museum of Natural History* 1: 1–29.
- VITT, L. J., E. R. PIANKA, W.E. COOPER, JR, AND K. SCHWENK. 2003. History and the global ecology of squamate reptiles. *American Naturalist* 162:44–60.
- VRCIBRADIC, D., AND C. F. D ROCHA. 1996. Ecological differences in tropical sympatric skinks (*Mabuya macrorhyncha* and *Mabuya agilis*) in southeastern Brazil. *Journal of Herpetology* 30(1): 60–67.

- WERNECK, F. P., L. G. GIUGLIANO, R. G. COLLEVATTI, AND G. R. COLLI. 2009. Phylogeny, biogeography and evolution of clutch size in South American lizards of the genus *Kentropyx* (Squamata: Teiidae). *Molecular Ecology* 18: 262–278.
- WIENS, J.A. 1994. Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. *The Ibis* 137: 97-104.
- WITH, K. A., AND T. O. CRIST. 1995. Critical thresholds in species responses to landscape structure. *Ecology* 76(8): 2446–2459.
- WITH, K. A., AND A. W. KING. 1999. Extinction threshold for species in fractal landscapes. *Conservation Biology* 13(2): 314–326.
- XAVIER, A. L., AND M. F. NAPOLI. 2011. Contribution of environmental variables to anuran community structure in the Caatinga Domain of Brazil. *Phyllomedusa* 10(1): 45–64.

TABELAS

Tabela 1. Localização e caracterização da estrutura da vegetação nas paisagens amostradas na Floresta Atlântica do estado da Bahia, Brasil.

Localização da paisagem (municípios abrangidos)	% Cob. Florestal	Estágio sucessional	Tipo de Floresta	Altura do Dossel (média)	Altitude média (m)	Áreas de Cabruca	Coordenadas Geográficas
Ilhéus (IOS)	05	Inicial/Médio	Ombrófila	10-13m	92.62	sim	S 14°44'32" W 39°06'20"
Itambé	10	Médio	Semidecidua	9-12m	370	Não	S 15°10'58" W 40°20'28"
Presidente T. Neves	15	Médio	Ombrófila	8-11m	182	Sim	S 13°23'28" W 39°19'06"
Valença/Presidente T. Neves	25	Médio	Ombrófila	10-13m	130	Não	S 13°20'32" W 39°11'43"
Amargosa/Ubaíra	30	Avançado	Ombrófila	12-15m	805	Não	S 13°07'19" W 39°39'34"
Taperoá/Nilo Peçanha/Ituberá	35	Avançado	Ombrófila	11-14m	163	Não	S 13°38'58" W 39°12'37"
Wenceslau Guimarães	40	Médio/Avançado	Ombrófila	11-14m	543	Não	S 13°33'14" W 39°42'07"
Camamu	45	Médio/Avançado	Ombrófila	11-14m	149	Não	S 14°00'51" W 39°10'56"
Jaguaripe	55	Médio/Avançado	Ombrófila	10-13m	59	Não	S 13°11'44" W 39°01'26"

Tabela 2. Classificação das espécies de lagartos de serapilheira em espécies florestais (incluídas nas análises) e espécies típicas de área aberta e/ou generalistas, abundância (%) de cada espécie nas paisagens amostradas com diferentes porcentagens de cobertura. Valores de abundância e riqueza total por paisagem.

Espécies	N° de indivíduos por paisagem (% Cobertura de vegetação)										Abundância (%)
	5	10	15	25	30	35	40	45	55	Total	
Espécies florestais											
<i>Alexandresaurus camacan</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	2	3	3
<i>Anolis fuscoauratus</i>	4	-	1	-	-	1	1	1	3	11	10
<i>Anolis punctatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	0.9
<i>Coleodactylus meridionalis</i>	2	-	1	-	-	-	2	4	3	12	11
<i>Dryadosaura nordestina</i>	-	-	-	-	-	-	2	-	-	2	2
<i>Enyalius catenatus</i>	-	-	-	9	3	1	10	5	2	30	28
<i>Gyminodactylus darwinii</i>	1	-	1	1	1	-	1	2	7	14	13
<i>Kentropyx calcarata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	5	5	5
<i>Leposoma annectans</i>	-	-	-	-	5	-	-	1	2	8	8
<i>Leposoma puk</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	0.9
<i>Leposoma sp 1</i>	-	-	-	-	-	-	5	-	-	5	5
<i>Leposoma sp 2</i>	-	-	-	-	-	-	3	-	-	3	3
<i>Strobilurus torquatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	2

Tabela 2. (Continuação)

Espécies típicas de área aberta e/ou generalistas	Nº de indivíduos por paisagem (% Cobertura de vegetação)										Total	Abundância (%)
	5	10	15	25	30	35	40	45	55			
<i>Ameiva ameiva</i>	-	1	-	-	-	-	1	-	1	3	3	
<i>Mabuya heathi</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	0.9	
<i>Mabuya macrorhyncha</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	0.9	
<i>Tropidurus torquatus</i>	-	-	-	3	-	-	1	-	-	4	4	
Abundância total por paisagem	7	1	4	13	11	2	26	13	29	106		
Riqueza total por paisagem	3	1	4	3	6	2	9	5	11	17		

Tabela 3. Critérios para classificação das espécies de lagartos e anuros. Os valores de abundância na mata e matriz se refere aos dados coletados no presente estudo.* Espécie que utilizamos informações referentes ao gênero.

Espécie/Critérios	Levantamento Bibliográfico (estudos empíricos)	Base da IUCN	Áreas urbanas	Interior da mata	Borda	Área aberta	Abundância na mata	Abundância na matriz	Espécies Florestais
Lagartos									
<i>Alexandresaurus camacan</i>	Rodrigues <i>et al.</i> 2007, Dixo & Martins 2008 Silva <i>et al.</i> 2003,	-	-	x	x	-	3	-	x
<i>Ameiva ameiva</i>	Almeida-Gomez <i>et al.</i> 2008	-	-	-	x	x	2	1	-
<i>Anolis fuscoauratus</i>	Ribeiro-Jr <i>et al.</i> 2006	-	-	x	-	-	10	1	x
<i>Anolis punctatus</i> *	Ribeiro-Jr <i>et al.</i> 2006 , Guerrero & Rocha 2009	-	-	x	-	-	1	-	x
<i>Coleodactylus meridionalis</i>	Faria <i>et al.</i> 2007, Dixo & Martins 2008	-	-	x	-	-	12	-	x
<i>Dryadosaura nordestina</i>	Rodrigues <i>et al.</i> 2005, Guerrero & Rocha 2009	-	-	x	-	-	2	-	x
<i>Enyalius catenatus</i>	Dixo & Martins 2008, Guerrero & Rocha 2009	-	-	x	-	-	30	-	x
<i>Gymnodactylus darwinii</i>	Faria <i>et al.</i> 2007, Dixo & Martins 2008; Texeira 2001	-	-	x	x	-	14	-	x
<i>Kentropyx calcarata</i>	Faria <i>et al.</i> 2007, Ribeiro-Jr <i>et al.</i> 2006, Dixo & Martins 2008, Texeira 2002	-	-	x	x	-	5	-	x

Tabela 3. Continuação

Espécie/Critérios	Levantamento Bibliográfico (estudos empíricos)	Base da IUCN	Áreas urbanas	Interior da mata	Borda	Área aberta	Abundância na mata	Abundância na matriz	Espécies Florestais
Lagartos									
<i>Leposoma puk*</i>	Faria et al. 2007, Dixo & Martins 2008	-	-	x	x	-	1	-	x
<i>Mabuya heathi</i>	Vitt 1995, Mesquita et al. 2006, Recoder & Nogueira 2007	-	-	x		x	1	-	-
<i>Mabuya macrorhyncha</i>	Vrcibradic & Rocha 2005, Texeira 2001	-	-	-	x	x	1	-	-
<i>Strobilurus torquatus</i>	Rodrigues et al. 1987	-	-	x		-	2	-	x
<i>Tropidurus torquatus</i>	Carvalho & Araújo 2007, Dixo & Martins 2008	-	x	-	x	x	-	4	-
Anuros									
<i>Adelophryne pachydactyla</i>	Juncá 2006, Faria et al 2007	-	-	x	-	-	13	1	x
<i>Adenomera sp</i>	Conte & Machado 2005, Faria et al. 2007	-	-	x	x	-	1	-	x
<i>Allobates olfersioides</i>	Tonini et al. 2011	Verdade 2010	-	x	-	-	32	16	x

Tabela 3. Continuação

Espécie/Critérios	Levantamento Bibliográfico (estudos empiricos)	Base da IUCN	Áreas urbanas	Interior da mata	Borda	Área aberta	Abundância na mata	Abundância na matriz	Espécies Florestais
Anuros									
<i>Chiasmocleis crucis</i>	Caramaschi & Pimenta 2003	Caramaschi & Pimenta 2004	-	x	-	-	7	-	x
<i>Chiasmocleis gr schubarti</i>	Caramaschi & Pimenta 2003	Pimenta & Verdade 2004	-	x	-	-	21	3	x
<i>Cycloramphus migueli</i>	Faria <i>et al.</i> 2007	Silvano & Carnaval 2004	-	x	-	-	6	-	x
<i>Dendrophryniscus proboscideus*</i>	Izecksohn 1993; Cruz & Fusinato 2008	-	-	x	-	-	-	1	x
<i>Frostius pernambucensis</i>	Haddad & Prado 2005, Juncá 2006	-	-	x	-	-	1	-	x
<i>Haddadus binotatus</i>	Colombo <i>et al.</i> 2008, Gomes-Almeida <i>et al.</i> 2010	-	-	x	-	-	9	-	x
<i>Ischnocnema bilineata</i>	Camurugi <i>et al.</i> 2010	Juncá & Pimenta 2004	-	x	x	-	11	-	x
<i>Ischnocnema paulodutraii</i>	Bastazini <i>et al.</i> 2007, Xavier & Napoli 2011	-	x	x	x	x	10	2	-

Tabela 3. Continuação

Espécie/Critérios	Levantamento Bibliográfico (estudos empíricos)	Base da IUCN	Áreas urbanas	Interior da mata	Borda	Área aberta	Abundância na mata	Abundância na matriz	Espécies Florestais
Anuros									
<i>Ischnocnema vinhai</i>	Morato <i>et al.</i> 2011	Peixoto & Pimenta 2004	-	x	x	-	3	-	x
<i>Leptodactylus fuscus</i>	De-Carvalho <i>et al.</i> 2008, Lucas <i>et al.</i> 2008	-	-	-	-	x	-	1	-
<i>Leptodactylus latrans</i>	Pazinato <i>et al.</i> 2011	-	-	-	-	x	5	8	-
<i>Leptodactylus mystaceus</i>	Feio & Caramaschi 1995, De-Carvalho <i>et al.</i> 2008	-	-	-	-	x	-	2	-
<i>Leptodactylus troglodytes</i>	Feio & Caramaschi 1995	-	-	-	-	x	-	13	-
<i>Leptodactylus vastus</i>	Heyer 2005, Hissa <i>et al.</i> 2008	-	-	-	-	x	-	1	-
<i>Physalaemus cuvieri</i>	Toledo <i>et al.</i> 2003; Moraes <i>et al.</i> 2007; Dixo & Martins 2008	-	-	x	x	x	15	41	-
<i>Physalaemus erikae</i>	Cruz & Pimenta 2004	-	-	x	x	x	2	5	-
<i>Physalaemus kroyeri</i>	Gally <i>et al.</i> 2012; Arzabe <i>et al.</i> 2005	-	-	-	-	x	-	5	-

Tabela 3. Continuação

Espécie/Critérios	Levantamento Bibliográfico (estudos empíricos)	Base da IUCN	Áreas urbanas	Interior da mata	Borda	Área aberta	Abundância na mata	Abundância na matriz	Espécies Florestais
Anuros									
<i>Proceratophrys renalis</i>	Prado & Pombal Jr 2008, Morato <i>et al.</i> 2011	-	-	x	-	-	7	1	x
<i>Proceratophrys schirchi</i>	Prado & Pombal Jr 2005	Pimenta & Carvalho-e Silva 2004	-	x	-	-	3	-	x
<i>Rhinella crucifer</i>	Ferreira & Texeira 2009, Xavier & Napoli 2011	-	-	x	x	x	44	54	-
<i>Rhinella granulosa</i>	Narvaes & Rodrigues 2009	Silvano <i>et al.</i> 2010	-	-	-	x	-	2	-
<i>Rhinella hoogmoedi</i>	Silva-Soares <i>et al.</i> 2010	Ângulo 2008	-	x	-	-	59	15	x

Tabela 4. Classificação das espécies de sapos de serapilheira em espécies florestais (incluídas nas análises) e espécies típicas de área aberta e/ou generalistas, abundância (%) de cada espécie nas paisagens amostradas com diferentes porcentagens de cobertura florestal. Valores de abundância e riqueza total por paisagem.

Espécies	N° de indivíduos por paisagem (% Cobertura florestal)								Total	Abundância (%)
	5	10	25	30	35	40	45	55		
Espécies florestais										
<i>Adelophryne pachydactyla</i>	2	-	6	2	1	1	2	-	14	3
<i>Adenomera</i> sp	-	-	1	-	-	-	-	-	1	0.2
<i>Allobates olfersioides</i>	2	-	26	2	1	1	2	-	34	7
<i>Chiasmocleis crucis</i>	-	-	-	5	-	-	1	1	7	1
<i>Chiasmocleis</i> gr <i>schubarti</i>	3	-	17	-	1	-	-	5	26	6
<i>Cycloramphus migueli</i>	-	-	-	6	-	-	-	-	6	1
<i>Frostius pernambucensis</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	1	0.2

Tabela 4. (Continuação)

	N° de indivíduos por paisagem (% Cobertura florestal)									Abundância (%)
	5	10	25	30	35	40	45	55	Total	
Espécies florestais										
<i>Haddadus binotatus</i>	-	-	-	9	-	-	-	-	9	2
<i>Ischnocnema bilineata</i>	-	-	-	10	-	1	-	-	11	2
<i>Ischnocnema vinhai</i>	-	-	-	-	1	-	1	-	2	0.4
<i>Physalaemus gr signifer</i>	12	-	-	2	-	-	6	26	46	10
<i>Proceratophrys renalis</i>	-	1	-	-	-	-	7	-	8	2
<i>Proceratophrys schirchi</i>	-	-	-	2	-	1	-	-	3	0.6
<i>Rhinella hoogmoedi</i>	13	-	27	-	3	-	17	12	76	17
<i>Stereocyclops incrassatus</i>	2	-	1	-	-	-	-	-	3	0.6
<i>Dendrophryniscus proboscideus</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	1	0.2
Espécies típicas de área aberta e/ou generalistas										
<i>Dermatonotus muelleri</i>	0	-	4	-	-	-	-	-	4	9
<i>Ischnocnema paulodutraí</i>	1	-	3	1	-	-	1	6	12	3
<i>Leptodactylus fuscus</i>	0	-	1	-	-	-	-	-	1	0.2
<i>Leptodactylus fuscus</i>	1	-	1	-	-	-	-	-	1	0.2

Tabela 4. (Continuação)

Espécies típicas de área aberta e/ou generalistas	Nº de indivíduos por paisagem (% Cobertura florestal)									Abundância (%)
	5	10	25	30	35	40	45	55	Total	
<i>Leptodactylus latrans</i>	1	-	2	-	-	-	-	9	12	3
<i>Leptodactylus mystaceus</i>	-	-	1	-	-	-	1	-	2	0.4
<i>Leptodactylus troglodytes</i>	10	-	1	-	-	-	2	-	13	3
<i>Leptodactylus vastus</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1	0.2
<i>Physalaemus cuvieri</i>	-	2	22	-	-	13	-	16	53	12
<i>Physalaemus erikae</i>	3	-	-	-	-	4	-	-	7	2
<i>Physalaemus kroyeri</i>	-	-	5	-	-	-	-	-	5	1
<i>Rhinella crucifer</i>	12	-	40	6	9	-	29	3	99	22
<i>Rhinella granulosa</i>	1	-	1	-	-	-	-	-	2	0.4
Abundância total por paisagem	62	3	158	46	16	22	69	79	455	
Riqueza total por paisagem	12	2	16	11	6	7	12	9	28	

LEGENDA DAS FIGURAS

Figura 1. Mapa da região do estado da Bahia contendo as paisagens da Floresta Atlântica onde foram realizadas as amostragens. (1-9) As paisagens com diferentes gradientes de porcentagens de cobertura florestal foram: 5%, 10%, 15%, 25%, 30%, 35%, 40%, 45% e 55%.

Figura 2. Relação entre a redução da porcentagem de cobertura florestal com: (A) e (C) diversidade gama estimada e (B) e (D) a diversidade alfa para comunidade de lagartos e anuros de serapilheira.

Figura 3. Gráfico de dispersão da relação entre redução da porcentagem de cobertura florestal e a abundância da espécie de lagarto *E. catenatus*.

FIGURAS

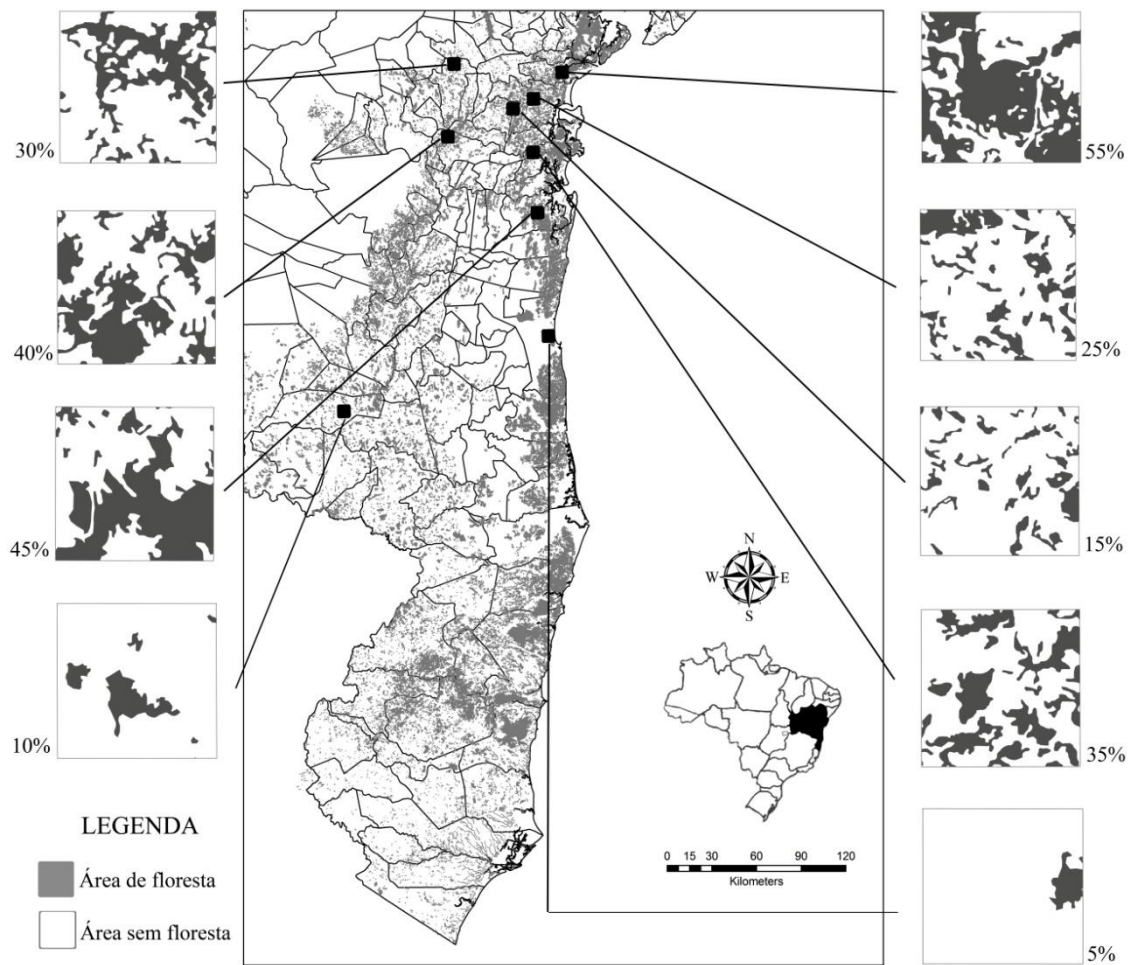


Figura 2. Mapa da região do estado da Bahia contendo as paisagens da Floresta Atlântica onde foram realizadas as amostragens. As paisagens com diferentes gradientes de porcentagens de cobertura florestal foram: 5%, 10%, 15%, 25%, 30%, 35%, 40%, 45% e 55%.

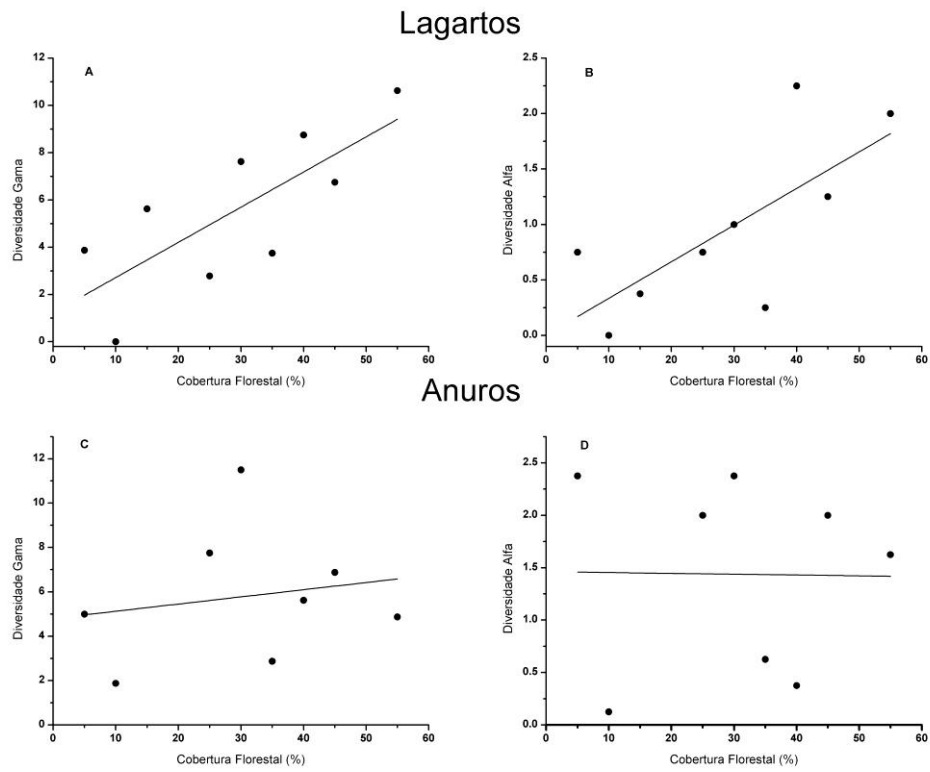


Figura 2. Relação entre a redução da porcentagem de cobertura florestal com: (A) e (C) diversidade gama estimada e (B) e (D) a diversidade alfa para comunidade de lagartos e anuros de serapilheira.

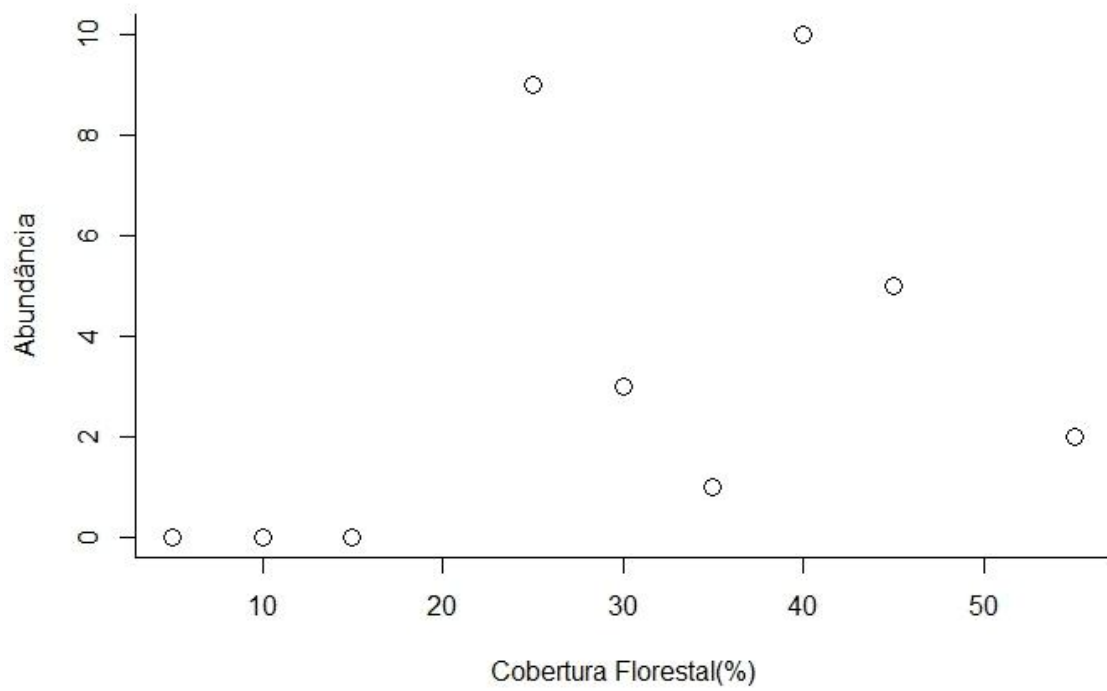


Figura 3. Gráfico de dispersão da relação entre redução da porcentagem de cobertura florestal e a abundância da espécie de lagarto *E. catenatus*

Considerações finais

Nesse estudo, objetivamos avançar na investigação sobre como se reflete a perda de hábitat florestado na paisagem, com relação ao número de espécies de anuros e lagartos florestais e com relação ao lagarto florestal *Enyalius catenatus*: se a perda é gradual ou abrupta. Levando em consideração o nosso objetivo, conseguimos preencher uma importante lacuna no conhecimento a cerca desse tema que é de grande importância em termos teóricos e práticos, que pode ser usado como ferramenta nas tomadas de decisão relacionadas à conservação, principalmente se considerarmos o quão bem delineado foi o experimento e a importância e as características do grupo escolhido para servir como modelo.

Mesmo sem alcançar o objetivo principal do estudo para todas os grupos, pois a comunidade de anuros não respondeu aos efeitos causados pela perda de hábitat, tivemos um bom resultado e pudemos avaliar o quanto a comunidade de lagartos é sensível à redução de cobertura florestal na escala da paisagem e a importância dessa variável para manutenção do grupo. A resposta que encontramos para *E. catenatus* também nos mostra uma questão interessante que é a avaliação da resposta individual da espécie. Embora a análise usada para encontrar o limiar não tenha sido significativa, essa espécie parece ser influenciada de maneira negativa a medida que se perde hábitat, pois ela não ocorreu nas paisagens com porcentagens inferiores a 25%. Como avaliamos apenas a resposta de uma espécie, reforçamos a necessidade de mais estudos que se propõe a avaliar a resposta individual de outras espécies ou a resposta de um subconjunto da comunidade com diferentes graus de sensibilidade.

Referências bibliográficas

- AHO, J. (1978) Freshwater snail population and the equilibrium theory of island biogeography. I. A case study in southern Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 15, 146-154.
- ANDRÉN, H. (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71, 355–366.
- ANDRÉN, H. (1999) Habitat fragmentation, the random sample hypothesis and critical thresholds. *Oikos*, 84, 306–308.
- BAKER, M. E. & KING, R. S. (2010) A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology & Evolution* 1, 25–37.
- BÁLDI, A. & KISBENEDEK, T. (1994) Comparative analysis of edge effect on bird and beetle communities. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 40 (1), 1-14.
- BARRETT, K., WAIT, D. A. & ANDERSON, W. B. (2003) Small island biogeography in the Gulf of California: lizards, the subsidized island biogeography hypothesis, and the small island effect. *Journal of Biogeography*, 30, 1575–1581.
- BASCOMPTE, J. & SOLÉ, R. V. (1996) Habitat fragmentation and extinction thresholds in spatially explicit models. *Journal of Animal Ecology*, 65, 465–473.
- BELL, K.E. & DONNELLY, A.M. (2006) Influence of forest fragmentation on community structure of frogs and lizards in Northeastern Costa Rica. *Conservation Biology*, 20 (6), 1750–1760.
- BENÍTEZ-MALVINO, J. & ARROYO-RODRÍGUEZ, V. (2008) *Habitat fragmentation, edge effects and biological corridors in tropical ecosystems*. In: Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS). Del Claro K, Oliveira PS, Rico-Gray V, Ramirez A, Almeida AA, Bonet A, Scarano FR, Consoli FL, Morales FJ, Naoki J, Costello JA, Sampaio MV, Quesada M, Morris MR, Palacios M, Ramirez N, Marcal O, Ferraz RH, Marquis RJ, Parentoni R, Rodriguez SC, Luttge U (editors). International Commission on Tropical Biology and Natural Resources. UNESCO, Eolss Publishers, Oxford ,UK, [<http://www.eolss.net>].
- DELONGE, M., D'ODORICO, P. & LAWRENCE. (2008) Feedbacks between phosphorus deposition and canopy cover: The emergence of multiple stable states in tropical dry forests. *Global Change Biology*, 14, 154-160.

- DENÖEL, M. & FICETOLA, F. (2007) Landscape-level thresholds and newt conservation. *Ecological Applications*, 17(1), 302–309.
- DRISCOLL, D. A. (2004) Extinction and outbreaks accompany fragmentation of a reptile community. *Ecological Applications*, 14, 220–240.
- FAHRIG, L. (2002) Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications*, 12(2), 346–353.
- FAHRIG, L. (2003) Effects of hábitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 34, 487–515.
- FAHRIG, L. & MERRIAM, G. (1994) Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*, 8, 50–59.
- FARIA, D., PACIÊNCIA, M. L. B., DIXO, M., LAPS, R. R. & BAUMGARTEN, J. (2007) Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragment and shade cacao plantation in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 16, 2335–1357.
- FONTAINE, S. & BAROT, S. (2005). Size and functional diversity of microbe populations control plant persistence and long-term soil carbon accumulation. *Ecology Letters*, 8(10), 1075–1087.
- FORMAN, R. T. T. (1995) Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10 (3), 133–142.
- GARDNER, T. A., BARLOW, J. & PERES, C. A. (2007) Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: consequences of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, 138, 166–179.
- 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. *Ecology Letters*, 12, 1–22.
- GASCON, C., LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD, R. O., MALCOLM, J. R., STOUFFER, P. C., VASCONCELOS, H. L., LAURANCE, W. F., ZIMMERMAN, B., TOCHER, M. & BORGES, S. (1999) Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91, 223–229.
- GASTON, K. J. & BLACKBURN, T. M. (2000) *Pattern and process in macroecology*. Blackwell Publishing, 377pp.
- GILPIN, M. E. & DIAMOND, J. M. (1976) Calculations o immigration and extinction curves from the species-area distance relation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 73, 4130–4134.

- GIBBS, J. P. (1998) Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology*, 13, 263–268.
- GOTELLI, N. (2001) *A primer of ecology*. 3^a Edition. Sinauer Associates, Sunderland, 265 pp.
- GRONER, E. & NOVOPLANSKY, A. (2003) Reconsidering diversity–productivity relationships: directness of productivity estimates matters. *Ecology Letters*, 6(8), 695–699.
- GUSTAFSON, E. J. & GARDNER, R. H. (1996) The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology*, 77 (1), 94–107.
- GUSTAFSSON, C. & BOSTRÖM, C. (2010) Biodiversity influences ecosystem functioning in aquatic angiosperm communities. *Oikos*, 120 (7), 1037–1046.
- HADDAD, N. M., CRUTSINGER, G. M., GROSS, K., HAARSTAD, J. & TILMAN, D. (2010). Plant diversity and the stability of foodwebs. *Ecology Letters*, 14, 42–46.
- HENLE, K., SARRE, S. & WIEGAND, K. (2004) The role of density regulation in extinction processes and population viability analysis. *Biodiversity and Conservation*, 13, 9–52.
- HOMAN, R. N., WINDMILLER, B. S. & REED, M. (2004) Critical thresholds associated with habitat loss for two vernal pool-breeding amphibians. *Ecological Applications* 14, 5, 1547–1553.
- HUGGETT, A. J. (2005) The concept and utility of ecological thresholds in biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 124, 301–310.
- ISELL, F., CALCAGNO, V., HECTOR, A., CONNOLLY, J., HARPOLE, W. S., REICH, P. B., SCHERER-LORENZEN, M., SCHMID, B., TILMAN, D., VAN RUIJVEN, J., WEIGELT, A., WILSEY, B. J., ZAVALA, E. S. & LOREAU, M. (2011) High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, 477 (7363), 199–202.
- JANSSON, G. & ANGELSTAM, P. (1999) Threshold levels of habitat composition for the presence of the longtailed tit (*Aegithalos caudatus*) in a boreal landscape. *Landscape Ecology*, 14, 283–290.
- JOSEN, I. D. & FAHRIG, L. (1997) Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. *Landscape Ecology*, 12, 185–197.
- KING, R. S., BAKER, M. E., KAZYAK, P. F. & WELLER, D. E. (2011) How novel is too novel? Stream community thresholds at exceptionally low levels of catchment urbanization. *Ecological Applications*, 21 (5), 1659–1678.

- KROODSMA, R. L. (1984) Effect of edge on breeding forest bird species. *The Wilson Bulletin*, 96 (3), 426-436.
- LAURANCE, W. F. (1991) Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation*, 57, 205-219.
- LAURANCE, W. F. (2008) Global warming and amphibian extinctions in eastern Australia. *Austral Ecology*, 33, 1-9.
- LINDENMAYER, D. B. & LUCK, G. (2005) Synthesis: Thresholds in conservation and management. *Biological Conservation*, 124, 351 - 354.
- LINDENMAYER, D. B., FISCHER, J. & CUNNINGHAM, R. B. (2005) Native vegetation cover thresholds associated with species responses. *Biological Conservation*, 124, 311-316.
- LINDENMAYER, D., HOBBS, R. J., MONTAGUE-DRAKE, R., ALEXANDRA, J., BENNETT, A., BURGMAN, M., CALE, P., CALHOUN, A., CRAMER, V., CULLEN, P., DRISCOLL, D., FAHRIG, L., FISCHER, J., FRANKLIN, J., HAILA, Y., HUNTER, M., GIBBONS, P., LAKE, S., LUCK, G., MACGREGOR, C., MCINTYRE, S., NALLY, R. M., MANNING, A., MILLER, J., MONNEY, H., NOSS, R., POSSINGHAM, H., SAUNDERS, D., SCHMIEGELOW, F., SCOTT, M., SIMBERLOFF, D., SISK, T., TABOR, G., WALKER, B., WIENS, J., WOINARSKI, J. & ZAVALETA, E. (2008) A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters*, 11, 78-91.
- LOMOLINO, M. V. & PERAULT, D. R. (2001) Island biogeography ecology of mammals inhabiting fragmented, temperate Rain Forest. *Global Ecology & Biogeography*, 10, 113-132.
- LUCK, G.W. (2005) An introduction to ecological thresholds. *Biological Conservation*, 124, 299-300.
- LYONS, K. G. & SCHWARTZ, M. W. (2001) Rare species loss alters ecosystem function – invasion resistance. *Ecology Letters*, 4(4), 358-365.
- MADRITCH, M. D. & HUNTER, M. D. (2002) Phenotypic diversity influences ecosystem functioning in an oak sandhills community. *Ecology*, 83(8), 2084-2090.
- MARSH, D. M. & PEARMAN, P. B. (1997) Effects of habitat fragmentation on the abundance of two species of Leptodactylid frogs in an Andean montane forest. *Conservation Biology*, 11(6), 1323-1328.

- MARSHALL, K. & EDWARDS-JONES, G. (1998) Reintroducing capercaillie (*Tetrao urogallus*) into southern Scotland: identification of minimum viable populations at potential release sites. *Biodiversity and Conservation*, 7, 275-296.
- MACARTHUR, R. M. & WILSON, E. O. (1963) An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 17, 373-387.
- MACARTHUR, R. & WILSON, E. O. (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, 203 pp.
- MCGARIGAL, K. & CUSHMAN, S. A. (2002) Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications*, 12, 335–345.
- MURCIA, C. (1995) Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *Tree*, 10 (2), 58-62.
- NAEEM, S. (2002) Ecosystem consequences of biodiversity loss: The evolution of a paradigm. *Ecology*, 83(2), 1537-1552.
- PARDINI R., FARIA, D., ACCACIO, G. M., LAPS, R. L, MARIANNO-NETO, E, PACIENCIA, M. L. B., DIXO, M. & BAUMGARTEN. J. (2009) The challenge of maintaining biodiversity in the Atlantic forest: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142, 1178–1190.
- PARDINI, R., BUENO, A. A., GARDNER, T. A., PRADO, P. I. & METZGER, J. P. (2010) Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PlosOne* 5, 10, 1-10.
- PASITSCHNIAK-ARTS, M. & MESSIER, F. (1998) Effects of edges and habitats on small mammals in a prairie ecosystem. *Canadian Journal of Zoology*, 76, 2020-2025.
- PEARSON, S. M., TURNER, M. G., GARDNER, R. H. & O'NEILL, R. V. (1996) *An organism perspective of habitat fragmentation*. In: Szaro, R.C., Johnston, D.W. (Eds.), *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*. Oxford University Press, New York, pp. 77–95.
- PEAY, K. G., BRUNS, T. D., KENNEDY, P. G., BERGEMANN, S. E. & GARBELOTTO, M. (2007) A strong species–area relationship for eukaryotic soil microbes: island size matters for ectomycorrhizal fungi. *Ecology Letters*, 10, 470-480.
- POPE, S. E., FAHRING, L. & MERRIAN, G. (2000) Landscape complementation and metapopulation effect of leopard frog population. *Ecology*, 81 (9), 2498-2508.

- RADFORD, J. Q. & BENNETT, A. F. (2004) Thresholds in landscape parameters: occurrence of the whitebrowed treecreeper *Climacteris affinis* in Victoria, Australia. *Biological Conservation*, 117, 375-391.
- RODRIGUES, M. T. (2005) Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. *Megadiversidade*, 1 (1), 87-94.
- SACKETT, T. E., CLASSEN, A. T. & SANDERS, N. J. (2010) Linking soil food web structure to above- and belowground ecosystem processes: a meta-analysis. *Oikos*, 119(12), 1984-1992.
- SARRE, S. (1995) Mitochondrial DNA variation among populations of *Oedura reticulata* (Gekkonidae) in remnant vegetation: implications for metapopulation structure and population decline. *Molecular Ecology*, 4, 395 – 405.
- SAUNDERS, D. A., HOBBS, R. J. & MARGULES, C. R. (1991) Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, 5 (1), 18-32.
- SCHLAEPFER, M. A & GAVIN, T. A. (2001) Edge effects on lizards and frogs in tropical Forest Fragment. *Conservation Biology*, 15 (4), 1079-1090.
- SISK, T. D., HADDAD, N. & EHRLICH, P. R. (1997) Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats. *Ecological Application*, 7 (4), 1170-80.
- SISK, T. D., HAMPTON, H. M., PRATHER, J. W., AUMACK, E. N., XU, Y., LOESER, M. R., MUNOZ-ERICKSON, T. & PALUMBO, J. 2004. *Forest Ecological Restoration Analysis* (ForestERA) Project Report, 2002–2004. Center for Environmental Sciences and Education, Northern Arizona University, Flagstaff.
- SMITH G. R., ROWE, J. W. R. & BALLINGER, E. (1996) Intraspecific life history variation in *Sceloporus undulatus*: a factor analysis. *Transactions of the Nebraska Academy of Sciences*, 23, 85–90.
- TAHVANAINEN, J. & NIEMELÄ, P. (1987) Biogeographical and evolutionary aspect of insect herbivory. *Annales Zoologici Fennici* , 24, 239-247.
- TELLERÍA, J. L. & SANTOS, T. (1995) Effects of forest fragmentation on a guild of wintering passerines: the role of habitat selection. *Biological Conservation*, 71, 61–67.
- TILMAN, D., LEHMAN, C. L. & THOMSON, K. T. (1997). Plant diversity and ecosystem productivity: theoretical considerations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94(5), 1857-1861.

- TOMS, J. D. & LESPERANCE, M. L. (2003) Piecewise regression: a tool for identifying ecological thresholds. *Ecology*, 84, 8, 2034-2041.
- TURNER, M.G., GARDNER, R.H. & O'NEILL, R.V. (2001) *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Springer-Verlag. 389pp.
- TURNER, W. R & E, TJØRVE. (2005) Scale-dependence in species-area relationships. *Ecography*, 28, 721-730
- VALLAN, D. (2000) Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. *Biological Conservation*, 96, 31-43.
- VAN DER REE, R., BENNETT, A. F. & GILMORE, D. C. (2003) Gap-crossing by gliding marsupials: thresholds for use of isolated woodland patches in an agricultural landscape. *Biological Conservation*, 115, 241-249.
- VERBOOM, J., LANKESTER, K. & METZ, J. A. J. (1991) Linking local and regional dynamics in stochastic metapopulation models. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42, 39-55.
- WIENS, J.A. (1994) Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. *The Ibis*, 137, 97-104.
- WILCOX, B.A. & MURPHY, D.D. (1985) Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist*, 125, 879-887.
- WITH, K. A. & CRIST, T. O. (1995) Critical thresholds in species' responses to landscape structure. *Ecology*, 76, 2446-2459.
- WITH, K. A. & KING, A. W. (1999) Extinction thresholds for species in fractal landscapes. *Conservation Biology*, 13, 314-326.

Anexos

Normas gerais para publicação no periódico **Biotropica**

BIOTROPICA – JOURNAL OF THE ASSOCIATION FOR TROPICAL BIOLOGY
AND CONSERVATION

CHECKLIST FOR PREPARATION OF MANUSCRIPTS AND ILLUSTRATIONS
(updated February 2010)

Online submission and review of manuscripts is mandatory effective 01 January 2005.

Please format your paper according to these instructions and then go to the following website to submit your manuscript (<http://mc.manuscriptcentral.com/bitr>). Contact the BIOTROPICA Office for assistance if you are unable to submit your manuscript via Manuscript Central (biotropica@env.ethz.ch).

Authors are requested to provide a **cover letter** that details the **novelty, relevance** and **implications** of their work, and a brief explanation of the suitability of the work for BIOTROPICA. The number of words in the manuscript should also be given in the cover letter.

Owing to limited space within Biotropica we ask authors to place figures and tables that do not have central relevance to the manuscript as online Supporting Information (SI). SI accompanies the online version of a manuscript and will be fully accessible to everyone with electronic access to Biotropica. Authors are welcome to submit supplementary information, including photographs, for inclusion as SI, although all such material must be cited in the text of the printed manuscript. The Editor reserves the right to make decisions regarding tables, figures and other materials in SI. If authors disagree with the Editor's decision, they could ask for such tables and figures to be included in the printed article on the condition that the authors cover the additional page charges incurred at the rate of US \$60 per page.

I. General Instructions

Publication must be in English, but second abstract in other languages (such as Spanish, French, Portuguese, Hindi, Arabic, Chinese etc.) may be published as online Supporting Information. BIOTROPICA offers assistance in editing manuscripts if this is required (see English Editorial Assistance below). Second abstracts will **not** be copy-edited and the author(s) must take full responsibility for content and quality.

Manuscripts may be submitted in the following categories, based on these suggested word limits:

Paper (up to 5000 words)

Insights (up to 2000 words)

Review (up to 8000 words)

Commentary (up to 2000 words)

Word counts exclude title page, abstract(s), literature cited, tables, figures, or appendices.

Use 8.5" x 11" page size (letter size). Double space everything, including tables, figure legends, abstract, and literature cited.

Use a 1" margin on all sides. Align left. Avoid hyphens or dashes at ends of lines; do not divide a word at the end of a line.

Use standard 12 point type (Times New Roman).

Indent all but the first paragraph of each section.

Use italics instead of underline throughout. Italicize non-English words such as *e.g.*, *i.e.*, *et al.*, *cf.*, *ca.*, *n.b.*, *post-hoc*, and *sensu* (the exceptions being 'vs.' and 'etc.').

Include page number in the centre of all pages. Do use line numbering starting on each page.

Cite each figure and table in the text. Tables and figures must be numbered in the order in which they are cited in the text.

Use these abbreviations: yr (singular & plural), mo, wk, d, h, min, sec, diam, km, cm, mm, ha, kg, g, L, g/m²

For units, avoid use of negative numbers as superscripts: use the notation /m² rather than m⁻².

Write out other abbreviations the first time they are used in the text; abbreviate thereafter: "El Niño Southern Oscillation (ENSO) . . ."

Numbers: Write out one to ten unless a measurement (*e.g.*, four trees, 6 mm, 35 sites, 7 yr, 10 × 5 m, > 7 m, ± SE) or in combination with other numbers (*e.g.*, 5 bees and 12 wasps). Use a comma as a separator in numbers with **more than** four digits (*i.e.*, 1000, but 10,000); use decimal points as in 0.13; 21°C (no spaces); use dashes to indicate a set location of a given size (*e.g.*, 1-ha plot).

Spell out 'percent' except when used in parentheses (20%) and for 95% CI.

Statistical abbreviations: Use italics for *P*, *N*, *t*, *F*, *R*², *r*, *G*, *U*, *N*, χ^2 (italics, superscripts non-italics); but use roman for: df, SD, SE, SEM, CI, two-way ANOVA, ns

Dates: 10 December 1997; Times: 0930 h, 2130 h

- Latitude and Longitude are expressed as: 10°34'21" N, 14°26'12" W
- Above sea level is expressed as: asl
- Regions: SE Asia, UK (no periods), but note that U.S.A. includes periods.
- Geographical place names should use the English spelling in the text (Zurich, Florence, Brazil), but authors may use their preferred spelling when listing their affiliation (Zürich, Firenze, Brasil).
- Lists in the text should follow the style: ... : (1)... ; (2)...; and (3)..., as in, “The aims of the study were to: (1) evaluate pollination success in *Medusagyne oppositifolia*; (2) quantify gene flow between populations; and (3) score seed set.”
- Each reference cited in text must be listed in the Literature Cited section, and vice versa. Double check for consistency, spelling and details of publication, including city and country of publisher.
- For manuscripts ACCEPTED for publication but not yet published, cite as Yaz (in press) or (Yaz, in press). Materials already published online can be cited using the digital object identifier (doi)
- Literature citations in the text are as follows:
 One author: Yaz (1992) or (Yaz 1992)
 Two authors: Yaz and Ramirez (1992); (Yaz & Ramirez 1992)
 Three or more authors: Yaz *et al.* (1992), but include ALL authors in the literature cited section.
- Cite unpublished materials or papers not in press as (J. Yaz, pers. obs.) or (J. Yaz, unpubl. data). Initials and last name must be provided. ‘In prep’ or ‘submitted’ are NOT acceptable, and we encourage authors not to use ‘pers. obs.’ or ‘unpubl. data’ unless absolutely necessary. Personal communications are cited as (K. A. Liston, pers. comm.).
- Use commas (Yaz & Taz 1981, Ramirez 1983) to separate citations, BUT use semicolon for different types of citations (Fig. 4; Table 2) or with multiple dates per author (Yaz *et al.* 1982a, b; Taz 1990, 1991). Order references by year, then alphabetical (Azy 1980, Yaz 1980, Azy 1985).
- Assemble manuscripts in this order:
 Title page
 Abstract (s)
 Key words
 Text
 Acknowledgments (spelled like this)

Literature cited

Tables

Appendix (when applicable)

Figure legends (one page)

Figures

For the review purpose, submit the entire manuscript, with Tables, Figure legends and Figures embedded at the end of the manuscript text, as a Microsoft Word for Windows document (*.doc), or equivalent for Mac or Linux. Do NOT submit papers as pdf files.

II. Title Page

(Do not number the title page)

Running heads two lines below top of page.

LRH: Yaz, Pirozki, and Peigh (may not exceed 50 characters or six author names; use Yaz *et al.*)

RRH: Seed Dispersal by Primates (use capitals; may not exceed 50 characters or six words)

Complete title, flush left, near middle of page, Bold Type and Initial Caps, usually no more than 12 words.

Where species names are given in the title it should be clear to general readers what type(s) of organism(s) are being referred to, either by using Family appellation or common name. For example: ‘Invasion of African Savanna Woodlands by the Jellyfish tree *Medusagyne oppositifolia*’, or ‘Invasion of African Savanna Woodlands by *Medusagyne oppositifolia* (Medusagynaceae)’

Titles that include a geographic locality should make sure that this is clear to the general reader. For example: ‘New Species of Hummingbird Discovered on Flores, Indonesia’, and NOT ‘New Species of Hummingbird Discovered on Flores’.

Below title, include author(s) name(s), affiliation(s), and unabbreviated complete address(es). Use superscript number(s) following author(s) name(s) to indicate current location(s) if different than above. In multi-authored papers, additional footnote superscripts may be used to indicate the corresponding author and e-mail address. **Please refer to a current issue.**

At the bottom of the title page every article must include: Received ____; revision accepted ____ . (BIOTROPICA will fill in dates.)

III. Abstract Page

(Page 1)

Abstracts should be concise (maximum of 250 words for papers and reviews; 50 words for Insights; no abstract for Commentary). Include brief statements about the intent, materials and methods, results, and significance of findings. The abstract of Insights should emphasise the novelty and impact of the paper.

Do not use abbreviations in the abstract.

Authors are strongly encouraged to provide a second abstract in the language relevant to the country in which the research was conducted, and which will be published as online Supporting Information. This second abstract should be embedded in the manuscript text following the first abstract.

Provide up to eight key words after the abstract, separated by a semi-colon (;). Key words should be listed alphabetically. Include location, if not already mentioned in the title. See style below. Key words should NOT repeat words used in the title. Authors should aim to provide informative key words—avoid words that are too broad or too specific.

Key words: Melastomataceae; *Miconia argentea*; seed dispersal; Panama; tropical wet forest.—Alphabetized and key words in English only.

IV. Text

(Page 2, etc) See General Instructions above, or recent issue of BIOTROPICA (Section I).

No heading for Introduction. First line or phrase of Introduction should be SMALL CAPS.

Main headings are **METHODS**, **RESULTS**, and **DISCUSSION**: All CAPITALS and **Bold**. Flush left, one line.

One line space between main heading and text

Second level headings: SMALL CAPS, flush left, Capitalize first letter, begin sentence with em-dash, same line (*e.g.*, INVENTORY TECHNIQUE.—The ant inventory...).

Use no more than second level headings.

Do not use footnotes in this section.

References to figures are in the form of ‘Fig. 1’, and tables as ‘Table 1’. Reference to online Supporting Information is as ‘Fig. S1’ or ‘Table S1’.

V. Literature Cited

(Continue page numbering and double spacing)

No ‘in prep.’ or ‘submitted’ titles are acceptable; cite only articles published or ‘in press’. ‘In press’ citations must be accepted for publication. Include journal or publisher.

- Verify all entries against original sources, especially journal titles, accents, diacritical marks, and spelling in languages other than English.
- Cite references in alphabetical order by first author's surname. References by a single author precede multi-authored works by the same senior author, regardless of date.
- List works by the same author chronologically, beginning with the earliest date of publication.
- Insert a period and space after each initial of an author's name; example: YAZ, A. B., AND B. AZY. 1980.
- Authors Names: use SMALL CAPS.
- Every** reference should spell out author names as described above. BIOTROPICA no longer uses 'em-dashes' (—) to substitute previously mentioned authors.
- Use journal name abbreviations (see <http://www.bioscience.org/atlas/jourabbr/list.htm>). If in doubt provide full journal name.
- Double-space. Hanging indent of 0.5 inch.
- Leave a space between volume and page numbers and do not include issue numbers. 27: 3–12
- Article in books, use: AZY, B. 1982. Title of book chapter. *In* G. Yaz (Ed.). Book title, pp. 24–36. Blackwell Publications, Oxford, UK.
- Dissertations, use: 'PhD Dissertation' and 'MSc Dissertation'.

VI. Tables

(Continue page numbering)

- Each table must start on a separate page, double-spaced. The Table number should be in Arabic numerals followed by a period. Capitalize first word of title, double space the table caption. Caption should be italicized, except for words and species names that are normally in italics.
- Indicate footnotes by lowercase superscript letters (^a, ^b, ^c, etc.).
- Do not use vertical lines in tables.
- Ensure correct alignment of numbers and headings in the table (see current issues)
- Tables must be inserted as a Word table or copy and pasted from Excel in HTML format.

VII. Figure Legends

(Continue page numbering)

- Double-space legends. All legends on one page.

- Type figure legends in paragraph form, starting with ‘FIGURE’ (uppercase) and number.
- Do not include ‘exotic symbols’ (lines, dots, triangles, etc.) in figure legends; either label them in the figure or refer to them by name in the legend.
- Label multiple plots/images within one figure as A, B, C etc, as in ‘FIGURE 1. Fitness of *Medusagyne oppositifolia* as indicated by (A) seed set and (B) seed viability’, making sure to include the labels in the relevant plot.

VIII. Preparation of Illustrations or Graphs

Please consult <http://www.blackwellpublishing.com/bauthor/illustration.asp> for detailed information on submitting electronic artwork. We urge authors to make use of online Supporting Information, particularly for tables and figures that do not have central importance to the manuscript. If the editorial office decides to move tables or figures to SI, a delay in publication of the paper will necessarily result. We therefore advise authors to identify material for SI on submission of the manuscript.

- Black-and-white or half-tone (photographs), drawings, or graphs are all referred to as ‘Figures’ in the text. Consult editor about color figures. Reproduction is virtually identical to what is submitted; flaws will not be corrected. Consult a recent issue of BIOTROPICA for examples.
- If it is not possible to submit figures embedded within the text file, then submission as *.pdf, *.tif or *.eps files is permissible.
- Native file formats (Excel, DeltaGraph, SigmaPlot, etc.) cannot be used in production. When your manuscript is accepted for publication, for production purposes, authors will be asked upon acceptance of their papers to submit:
 - Line artwork (vector graphics) as *.eps, with a resolution of > 300 dpi at final size
 - Bitmap files (halftones or photographs) as *.tif or *.eps, with a resolution of >300 dpi at final size
- Final figures will be reduced. Be sure that all text will be legible when reduced to the appropriate size. Use large legends and font sizes. We recommend using Arial font (and NOT Bold) for labels within figures.
- Do not use negative exponents in figures, including axis labels.
- Each plot/image grouped in a figure or plate requires a label (*e.g.*, A, B). Use upper case letters on grouped figures, and in text references.
- Use high contrast for bar graphs. Solid black or white is preferred.

IX. Insights (up to 2000 words)

Title page should be formatted as with Papers (see above)

- No section headings.
- Up to two figures or tables (additional material can be published as online Supporting Information).

X. Appendices

- We do NOT encourage the use of Appendices unless absolutely necessary. Appendices will be published as online Supporting Information in almost all cases.
- Appendices are appropriate for species lists, detailed technical methods, mathematical equations and models, or additional references from which data for figures or tables have been derived (*e.g.*, in a review paper). If in doubt, contact the editor.
- Appendices must be referred to in the text, as Appendix S1. Additional figures and tables may be published as SI (as described above), but these should be referred to as Fig. S1, Table S1.
- Appendices should be submitted as a separate file.
- The editor reserves the right to move figures, tables and appendices to SI from the printed text, but will discuss this with the corresponding author in each case.

English Editorial Assistance

Authors for whom English is a second language may choose to have their manuscript professionally edited before submission to improve the English and to prepare the manuscript in accordance with the journal style. Biotropica provides this service as the cost of US\$ 25, - per hour. Please contact the Biotropica office at Biotropica@env.ethz.ch if you wish to make use of this service. The service is paid for by the author and use of a service does not guarantee acceptance or preference for publication.

Manuscripts that are scientifically acceptable but require rewriting to improve clarity and to conform to the Biotropica style will be returned to authors with a provisional acceptance subject to rewriting. Authors of such papers may use the Biotropica editing service at the cost of US\$ 25, - per hour for this purpose.

Most papers require between two to four hours, but this is dependent on the work required. Authors will always be contacted should there be any uncertainty about scientific meaning, and the edited version will be sent to authors for final approval before proceeding with publication.

Questions? Please consult the online user's guide at Manuscript Central first before contacting the editorial office

Phone: 0041 44 632 89 45

Editor's Phone: 0041 44 632 86 27

Fax: 0041 44 632 15 75

biotropica@env.ethz.ch

Please use this address for all inquiries concerning manuscripts and editorial correspondence