



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

INFLUÊNCIA DAS RODOVIAS PE-060 E PE-076 SOBRE A
ANUROFAUNA DE SOLO DA RESERVA BIOLÓGICA
SALTINHO

EDSON VICTOR EUCLIDES DE ANDRADE

RECIFE

2012

EDSON VICTOR EUCLIDES DE ANDRADE

**INFLUÊNCIA DAS RODOVIAS PE-060 E PE-076 SOBRE A
ANUROFAUNA DE SOLO DA RESERVA BIOLÓGICA
SALTINHO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

ORIENTADOR: RALF SCHWAMBORN

CO-ORIENTADOR: GERALDO JORGE BARBOSA DE MOURA

RECIFE

2012

Catálogo na fonte
Elaine Barroso
CRB 1728

Andrade, Edson Victor Euclides de

Influência das rodovias PE-60 e PE-076 sobre a anurofauna de solo da Reserva Biológica Saltinho/ Edson Victor Euclides de Andrade– Recife: O Autor, 2012.

95 folhas : il., fig., tab.

Orientadora: Ralf Schwamborn

Coorientador: Geraldo Jorge Barbosa de Moura

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Ciências Biológicas. Biologia Animal, 2012.

Inclui bibliografia e anexos

- 1. Anuro 2. Rodovias 3. Pernambuco (Brasil) I. Schwamborn, Ralf (orientador) II. Moura, Geraldo Jorge Barbosa de (coorientador) III. Título.**

EDSON VICTOR EUCLIDES DE ANDRADE

**INFLUÊNCIA DAS RODOVIAS PE-060 E PE-076 SOBRE A ANUROFAUNA DE SOLO DA
RESERVA BIOLÓGICA SALTINHO**

Dissertação defendida e aprovada em 16 de janeiro de 2012

BANCA EXAMINADORA:

Dr. Enrico Bernard
Depto. de Zoologia - UFPE

Dr. Antônio Rossano Mendes-Pontes
Depto. de Zoologia - UFPE

Dra. Ednilza Maranhão dos Santos
Depto. de Biologia - UFRPE

Dr. Marcelo Nogueira de Carvalho Kokubum
Universidade Federal de Campina Grande

Dra. Ana Carlos Asfora El-Deir
Depto. de Biologia - UFRPE

Àqueles que usarem os dados aqui apresentados e discutidos para conservação da fauna brasileira.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Mário e Ednar Andrade, por serem muito mais do que genitores, me permitindo chegar aonde quis, da forma como quis, do modo que nem eles mesmos conseguiram. Virei gente grande e também cresci por causa de vocês.

Ao companheiro-professor-amigo-exemplo Geraldo Moura, por topar mais essa, se mostrando (continuamente) o melhor ecótipo de orientador que possa existir, com sua contínua humanidade, unida à sua competência profissional ímpar e ao seu grau de exigência altamente pertinente. Obrigado por ter dito tudo o que disse.

Ao Professor Dr. Ralf Schwamborn, por ter aceitado ser meu orientador junto ao PPGBA, permitindo que se concluísse algo que não poderia parar, confiando plenamente nas capacidades de trabalho minha e de Geraldo.

À Dra Ednilza Maranhão dos Santos, por estar sempre presente e receptiva nos momentos decisivos em toda minha vida acadêmica, em todos os degraus que estiveram à frente, e por ter sido uma referência ímpar na herpetologia, por aliar conhecimento a humildade, amizade, compreensão e também sermão.

À minha “namorada-para-todas-as-turmas” Íris Virginia Cypriano de Melo (esclerótica) pelos cafunés (sem suor) e companhia em momentos (aulas também) chatos e legais, sem nenhum compromisso.

Aos colegas Francisco Negromonte (Chico), Elizardo Lisboa (Lizard) e Jorge Mário (Papel) pela ajuda na montagem dos baldes e pela companhia. Ah, Lizard, valeu pelo colchão compartilhado.

À minha maior descoberta de 2010, Arthur Vinicius de Oliveira Marrocos de Melo, pela pessoa que é, pelos momentos vividos, pelo apoio, pela sua casa em Peroba (Maragogi), pelas idas a Saltinho, pelos contínuos momentos de verdadeiro companheirismo, pelos sermões e pelos conselhos, pelos questionamentos, e por tornar o que já era bom, muito melhor. É claro...

A Keitz Moura Albertim pelas ajudas oferecidas e usufruídas, na sua importante participação em minhas vidas profissional e pessoal.

Ao amigo Yuri Marinho Valença, pela sua excepcional sensibilidade à fauna silvestre, pelo seu caráter exemplar, pelos (poucos, mas enormes) momentos de companhia em campo e no Ibama (esses foram muitos), e por ser “o dono, o pai ou o rei dos bichos”, que serviu de inspiração para tantos novos questionamentos. Obrigado pelas lições “metaprofissionais” dadas sempre, mesmo sem perceber.

Aos colegas-chefes do Ibama, Maria Catarina Cavalcanti Cabral e Cláudio Cazal de Araújo Lira-Filho, por sempre terem me proporcionado a possibilidade de realização deste e de outros cursos, mesmo que meus fins de semana tenham sido trabalhosos.

Ao colega “meu-chefe”, Manoel Edson de Lima, por ser o melhor ecótipo de chefe que já pude encontrar, ao conciliar idade com experiência vivida, gerando sabedoria na gestão de pessoas de forma íntegra, profissional e, acima de tudo, eficiente. Você é o exemplo de gestor que todo profissional deve ser.

Aos coordenadores da Reserva Biológica Saltinho, Guilherme Dias Façanha, Fábio Adonis, Walter Cabral, pela autorização para o desenvolvimento deste trabalho, pela compreensão das ligações nos fins de semana, pelas reclamações que nos fizeram crescer, pelos conselhos dados de trânsito e postura no interior da mata.

A Sabaré, mateiro da Reserva, por ter mostrado a área para nós todos, compartilhando várias informações importantes para que compreendêssemos melhor o local, assim como gerassem novos questionamentos para trabalhos futuros.

À CAPES pela concessão da bolsa por, poucos, mas muito bem aproveitados, quatro meses.

Ao povo brasileiro por custear parte significativa desse trabalho.

A todos os que contribuíram para a realização deste trabalho, de forma direta (e que eu tenha esquecido) ou de forma indireta (na vida). Obrigado a todos vocês.

SUMÁRIO

	PÁGINA
RESUMO	8
ABSTRACT	9
INTRODUÇÃO	10
REFERÊNCIAS	23
MANUSCRITO A SER SUBMETIDO PARA PUBLICAÇÃO	43
ABSTRACT	44
RESUMO	45
INTRODUÇÃO	46
MATERIAL E MÉTODOS	49
RESULTADOS	54
DISCUSSÃO	57
CONCLUSÃO	65
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	66
FIGURAS	84
LEGENDA DAS FIGURAS	88
TABELAS	89
CONSIDERAÇÕES FINAIS	92
APÊNDICE	94
APÊNDICE 1: Fotografias dos anuros registrados na Reserva Biológica SaltinhoFloresta Atlântica no Nordeste do Brasil. A. <i>Ischnocnema ramagii</i> . B. <i>Rhinella jimi</i> . C. <i>Rhinella</i> gr. <i>margaritifera</i> . D. <i>Dendropsophus branneri</i> . E. <i>Hypsiboas albomarginatus</i> . F. <i>Leptodactylus natalensis</i> . G. <i>Leptodactylus</i> gr. <i>marmoratus</i> . H. <i>Lithobates palmipes</i> . I. <i>Rhinella crucifer</i> . J. <i>Dermatonotus muelleri</i> . K. <i>Leptodactylus vastus</i> . L. <i>Proceratophrys boiei</i> . M. Metamorfo (esquerda) e adulto reprodutivo (direita) de <i>Hypsiboas semilineatus</i> .	95

RESUMO

A Floresta Atlântica apresenta alta biodiversidade, contrastante com seu alto grau de fragmentação, intensificado pela ocorrência de rodovias. Esse trabalho objetivou registrar a influência direta e indireta de rodovias sobre a riqueza, abundância e distribuições temporal e espacial de anuros de solo e a penetração de ruídos na Reserva Biológica Saltinho (RBS), Pernambuco, Brasil. Foram instaladas oito linhas de pitfalls, quatro às margens das rodovias e quatro distantes delas, revisadas semanalmente de jan/2010 a jan/2011. As relações com pluviosidade, temperatura e umidade do ar foram testadas por meio da correlação de Spearman. As áreas foram comparadas usando ANOVA Kruskal-Wallis e ANOSIM. Foram registrados 245 animais, compondo 14 espécies. As estações seca e chuvosa não diferiram nas abundâncias, nem houve correlação entre as abundâncias populacionais com as variáveis abióticas. A ANOSIM não diferenciou a área das rodovias daquelas mais distantes. Vinte espécimes de espécies tolerantes a áreas abertas foram encontrados atropelados, sendo que uma delas representa o segundo registro para o Estado. Os ruídos das estradas penetram cerca de 800 m na floresta, fortemente até 200 m da margem das rodovias, reduzem entre 200 m e 800 m em 1.5 dB/100 m, e após, não há influência sonora das rodovias. Apesar da similaridade na distribuição da anurofauna, não é possível afirmar que as estradas não tenham efeitos negativos sobre os animais, tendo em vista a impossibilidade de dissociar os seus efeitos dos demais impactos sofridos pela RBS. As baixas abundâncias encontradas e os atropelamentos registrados são fenômenos que estão conhecidos como consequência das rodovias indireta e diretamente, respectivamente. Fragmentos florestais pequenos ligados a riachos (caso da RBS) são considerados importantes para a fauna de anfíbios em paisagens muito fragmentadas e as rodovias ainda devem ser observadas com atenção visando à minimização de mortalidades a elas associáveis e conservação da anurofauna que persiste no local.

Palavras-chave: estrada, serrapilheira, anfíbios, anuros, fragmentação.

ABSTRACT

The Atlantic Forest presents high biodiversity, contrasting with its high degree of fragmentation, intensified by the occurrence of highways. This paper aimed to record direct and indirect influences of two highways on the richness, abundance and spatial and temporal distributions of leaf litter anurans, as well as to investigate the penetration of the noise caused by such highways in the Reserva Biológica Salinho (RBS), Pernambuco, Brazil. Eight pitfall trap lines were installed: four along the margins of the highways and four inside the forest. Traps were revised weekly from Jan/2010 to Jan/2011. Correlations with rainfall and air temperature and humidity were tested calculating Spearman's correlation index. We compared the areas using Kruskal-Wallis and ANOSIM. A total of 245 animals were recorded, belonging to 14 species. There was no difference in the species composition between dry and rainy season, and no correlation between population abundance and the abiotic variables tested. Using an ANOSIM, we did not differentiate the area of the highways from areas inside the forest. Twenty specimens of open area species were found dead on the highway, being one of them the second record of its species for Pernambuco. Road noise penetrates nearly 800 m into the forest, with higher intensity up to 200 m from the highway margins, reducing between 200 and 800 m in a 1.5 dB/100 m. Beyond this threshold there was no influence caused by the sound of the highways. Despite the similarity in the distribution of frogs, it is not possible to say that the roads do not have negative effects on animals, in view of the impossibility of dissociating the effects of other impacts suffered by RBS. The low abundances found and the running over registered are phenomena that are known as indirect and direct consequence of the highway, respectively. Small forest fragments linked to streams (the case of RBS) are considered important for the amphibian in highly fragmented landscapes and roads are still to be observed carefully in order to minimize mortality of them assignable and conservation of frogs that remains in the place.

Keywords: road, leaf litter, amphibians, frogs, fragmentation.

INTRODUÇÃO

Diversidade e Conservação da Floresta Atlântica

A Floresta Atlântica é o segundo maior bloco de floresta na região neotropical, no passado cobria uma faixa de terra contínua ao longo da costa atlântica Brasileira, e porções do Paraguai e da Argentina (Galindo-Leal & Câmara 2003), que compreendia mais de 150 milhões de hectares em condições ambientais altamente heterogêneas (Ribeiro et al. 2009).

A porção brasileira da floresta é representada por uma série de variações fitofisionômicas que são raramente encontradas em outros conjuntos florestais do país (Barbosa & Thomas 2002), designando um complexo vegetacional constituído por vários sistemas florestais, englobando formações díspares (Rizzini 1997). Essas diferenciações estão particularmente relacionadas a dinâmicas sucessionais datadas a partir do Terciário e acompanham a diversidade de solos, relevos e características climáticas de sua área de ocorrência tendo, como elemento comum, a exposição a ventos úmidos oriundos do Oceano Atlântico (Barbosa & Thomas 2002). O resultado disso é um mosaico de diversos microhabitats repetidos através de floresta superficialmente uniformes (Barbosa & Thomas 2002).

Essa grande heterogeneidade favoreceu a alta diversidade e a alta taxa de endemismo da Floresta Atlântica, cuja fauna e flora compõem de 1 a 8% do total de espécies do mundo (Silva & Casteleti 2003). Essas espécies não estão distribuídas de forma aleatória, mas ocorrem em porções particulares da Floresta Atlântica, preferencialmente em pelo menos seis centros de endemismos, dos quais dois encontram-se ao norte do Rio São Francisco: os brejos nordestinos e o Centro de Endemismo Pernambuco (Silva & Casteleti 2003; Carnaval & Moritz, 2007). Este último abrange a Floresta Atlântica dos Estados de Alagoas, Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte, e abriga uma diversidade resultante da influência da biota da Floresta Amazônica durante o Neógeno (Prance 1982; Silva & Casteleti 2003) e dos trechos de Mata Atlântica do sudeste do País (Andrade-Lima 1966, 1982; Cavalcanti 2001, 2003).

Contrastando com a alta diversidade biológica, a Floresta Atlântica também é um dos ecossistemas mais ameaçados do planeta, devido à perda e fragmentação florestal (Ribeiro et al. 2009) sendo, por isto, enquadrado dentre as áreas prioritárias para conservação (Myers et al. 2000). A maior parte dos remanescentes florestais existem na forma de pequenos fragmentos, isolados uns dos outros e compostos por florestas secundárias em estágios regressos de sucessão (Tabarelli et al. 2008; Metzger et al. 2009), geralmente localizados em áreas onde a ocupação humana é difícil (Silva et al. 2007).

Ribeiro et al. (2009) estimaram a redução da floresta a 11.73% da cobertura original no território brasileiro, e, no Centro de Endemismo Pernambuco, a redução é estimada a 12.1%. Essa redução é bastante preocupante, uma vez que a Floresta Atlântica nessa região foi identificada por Carnaval et al. (2009) como um *hotspot* dentro do *hotspot* da Mata Atlântica. Assim a fragmentação afeta uma biota única e destrói um registro de processos históricos que levaram a essa diversidade que caracteriza a área como um Centro de Endemismo (Carnaval et al. 2009).

Incluídos no termo fragmentação, encontram-se os efeitos de perda de habitat e várias alterações na qualidade do ambiente (Laurance 2008) e inclusive a ampliação de novos habitats (Andrén 1994), o que influencia fortemente a biodiversidade (Foley et al. 2005, Girão et al. 2007), inclusive a regressão a estágios sucessionais mais iniciais (Tabarelli et al. 2008). Pütz et al. (2011), ao avaliar diferentes processos responsáveis por essa reversão, afirmam que a mortalidade nas bordas explicaram mais de 80% das alterações na composição dos fragmentos (Laurance et al. 2006; Santos et al. 2008), o que resulta em homogeneização biótica (Lobo et al. 2011).

O processo de fragmentação acaba sendo um fator selecionador das espécies em função de sua sensibilidade às novas condições ambientais criadas pela redução da área (Wilson & Crome 1989; Malcolm 1994; Meyer et al. 2008, Lobo et al. 2011). Essas diferenças em sensibilidade são relatadas para os vários grupos de vertebrados terrestres: aves (Newmark 1991; Andrén 1994; Robinson et al. 1995; Trzcinski et al. 1999; Villard et al. 1999; Schmiegelou et al. 1997; Anjos 2006), mamíferos (Diffendorfer et al. 1995; Dunstan & Fox 1996; Laurance 1997; Bayne & Hobson 1998; Bernard & Fenton 2003, Cox et al. 2003; Pardini 2004; Bernard & Fenton 2007, Pontes et al.

2007, Gomes et al. 2011), na herpetofauna (Bell & Donnelly 2006; Cushner 2006; Gardner et al. 2007; Condez 2008; Brsucagin 2010; Rubio & Simonetti 2011).

Os fragmentos florestais ficam imersos em uma matriz de ambientes não florestais ou matriz inter-habitat (Forman & Godron 1986; Franklin 1993). O aumento do contato da floresta com a matriz inter-habitat promove alteração nos parâmetros físicos, químicos e biológicos do sistema (Wiens et al. 1993), fenômeno denominado “efeito de borda” (Primack & Rodrigues 2001, Godefroid & Koedam 2003).

Segundo Murcia (1995), há três tipos de efeito de borda sobre os fragmentos: 1) **efeitos abióticos**, relacionados às mudanças nas condições ambientais resultantes da proximidade a uma matriz inter-habitat diferente. Comumente essas alterações estão ligadas ao aumento da penetração da luz solar, da incidência de ventos (Laurance et al. 1998) que, juntos, ocasionam aumento da temperatura no ambiente (Nichol 1994) e consequentemente aumento da evapotranspiração (Matlack 1994), diminuindo a umidade relativa do ar e do solo (Kapos 1989); 2) **efeitos biológicos diretos**, relacionados a mudanças na abundância e na distribuição das espécies causadas pelas condições físicas próximas à borda e relacionadas às tolerâncias fisiológicas das espécies a essas condições (Didhan & Lawton 1999; Schlaepfer & Gavin, 2001; Baker et al. 2002; Magura 2002; Bolger 2007); e 3) **efeitos biológicos indiretos**, que envolvem mudanças nas interações entre as espécies, envolvendo predação (Andrén & Angelstam 1988, Lahti 2001), parasitismo (Andrén & Angelstam 1988), polinização (Chacoff & Aizen 2006; Chacoff et al. 2008) e dispersão de sementes (Rodrigues-Cabal et al. 2007) e invasão de espécies exóticas (Fraver 1994; McDonald & Urban 2006).

A extensão de uma “zona de borda” é um fator crítico à existência de um habitat de “centro” em fragmentos florestais (Matlack 1994), e ela está relacionada à orientação da borda, à fitofisionomia (Murcia 1995) e à forma do fragmento (Ranta et al. 1998; Ewers & Didham 2006). Fragmentos com formas complexas tem maior proporção de bordas, diminuindo a área de interior (Ranta et al. 1998). Ewers & Didham (2006) apresentam modelos logísticos para descrição de funções para vários parâmetros abióticos e bióticos visando ao delineamento da extensão e da magnitude do efeito de borda.

A fim de se conter a fragmentação florestal e suas consequências, foram criados mecanismos legais de proteção: a **1) Lei 4.771/1965**, que estabelece o Código Florestal, o qual exige a proteção de Áreas de Preservação Permanente e a Reserva Legal, no quantitativo mínimo de 20% de qualquer propriedade rural localizada no Domínio Mata Atlântica; a **2) Lei 9.985/2000**, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – Snuc, o qual cria as Unidades de Conservação – UC, definidas como o *“espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção”*; e a **3) Lei 11.428/2006**, que institui um regime jurídico próprio para a Mata Atlântica, tratando de forma diferenciada a sua exploração de acordo com o grau de regeneração e estabelecendo o fomento, pelo poder público, de plantio de espécies florestais visando à diminuição do efeito de borda.

O Snuc define várias categorias de UC, aproveitando algumas já existentes e criando outras, baseado em diferentes critérios de utilização (Lei 9.985/2000). Uma dessas categorias mantidas é a Reserva Biológica – Rebio. A Rebio foi concebida como uma UC de proteção integral, caso em que é admitido apenas o uso indireto de seus recursos, e tem como objetivo básico *“a preservação integral da biota e demais atributos naturais existentes em seus limites, sem interferência humana direta ou modificações ambientais, excetuando-se as medidas de recuperação de seus ecossistemas alterados e as ações de manejo necessárias para recuperar e preservar o equilíbrio natural, a diversidade biológica e os processos ecológicos naturais”* (Art. 10).

Uma dessas Reservas Biológicas é a Rebio Saltinho criada para proteger um fragmento de Floresta Atlântica de 475,21 ha. Apesar de ser uma UC de proteção integral, a RBS é cortada por duas rodovias estaduais: a PE-060 e a PE-076, que representam a principal via de escoamento dos turistas para as praias do litoral sul do Estado de Pernambuco e norte do de Alagoas.

Efeitos de Estrada sobre os fragmentos florestais

Estradas são comuns em áreas onde há assentamento humano, e é largamente aceito que elas afetam vários aspectos do ecossistema (Forman & Alexander 1998; Forman & Deblinger 2000; Lugo & Gucinski 2000; Fahrig & Rytwinski 2009; Laurance et al. 2009), desde a sua construção até a sua manutenção em longo prazo (Spellerberg 1998). As florestas tropicais, devido à alta abundância de espécies ecologicamente especializadas, são consideradas especialmente vulneráveis às clareiras criadas pelas estradas (Laurance & Goosem 2008).

A construção dessas estradas no interior de uma floresta é considerada uma forma de fragmentação interna (Goosem 1997; Laurance & Goosem 2008), a qual apresenta as mesmas características da fragmentação de uma paisagem, porém ocorrem no sentido oposto: do núcleo destes ambientes para suas bordas (Forman & Deblinger 2000), intensificando o efeito de borda sobre o fragmento florestal (Laurance et al. 2002, Pohlman et al. 2009). Área lateral que sofre influência das estradas é denominada **zona de efeitos de estrada** (Forman & Alexander, 1998; Forman, 2000; Forman & Deblinger, 2000, Laurance et al. 2009).

Dependendo do fator abiótico ou biótico analisado, essa zona pode se estender por várias distâncias nas paisagens às margens da estrada, sendo possível detectar os impactos desde dezenas a até centenas de metros da borda de uma rodovia (Forman & Alexander 1998; Forman & Deblinger 2000). Esses impactos foram compilados por Forman & Alexander (1998) e por Laurance et al. (2009) e incluem alterações no solo, hidrologia e ecossistemas aquáticos devido ao aumento da erosão, poluição química, intensificação do efeito de borda, mortalidade por colisão veicular, atuação das estradas como barreiras à dispersão, invasão de espécies exóticas e aumento na ocupação humana.

Jaeger et al. (2005), com a finalidade de produzir um modelo capaz de detectar quando uma população animal está em risco por conta das rodovias, consideram quatro impactos como sendo os principais a afetar a persistência das populações selvagens: **1) perda de habitat**, o qual se pode dar de forma direta, pela remoção do habitat para a construção da estrada (Lugo & Gucinski

2000; Summers et al. 2011) ou pelo impacto indireto, ligado à emissão de ruídos (Palomino & Carrascal 2007; Eigenbrod et al. 2009), poluentes (Hautala et al. 1995; Zechmeister et al. 2005); **2) mortalidade por colisões com automóveis**, que podem ser prejudiciais nos casos de populações em que as taxas reprodutivas não compensarem as perdas por atropelamentos. **3) inacessibilidade a recursos**, quando as estradas servem como barreira, e os indivíduos não conseguem alcançar recursos complementares ou suplementares (Gibbs 1998; Clark et al. 2001, Laurance 2004; McLaren et al. 2011); contribuindo para a **4) subdivisão da população** e reduzindo o fluxo de indivíduos entre as subpopulações daquelas espécies mais sensíveis à presença das rodovias (Jaeger et al. 2005; Summers et al. 2011). Como resultado, Jaeger et al. (2005) descrevem que as espécies mais vulneráveis às rodovias seriam aquelas mais sensíveis aos ruídos, seguidas por aquelas que, além da sensibilidade a esse parâmetro, tendem a evitar a superfície de rodovias.

Dentre os quatro impactos relatados o do atropelamento é bastante reportado para vários táxons (Glista, 2009) e, mesmo no Brasil, dados de mortalidade de animais por atropelamentos são bastante difundidos (Jácomo et al. 1996; Vieira 1996; Cândido-Jr. et al. 2002; Lima & Obara 2004; Prada 2004; Rosa & Mauhs 2004; Milli & Passamani 2006; Pereira et al. 2006; Prado et al. 2006; Cherem et al. 2007; Silva et al. 2007; Hengemuhle & Cademartori 2008; Gumier-Costa & Sperber 2009; Turci & Bernarde 2009; Zaleski et al. 2009, Sousa & Miranda 2010; Costa 2011; Gomes 2011; Silva et al. 2011), principalmente após a ocorrência do I Road Ecology Brazil (Barroso et al. 2011; Belão et al. 2011; Bóçon et al. 2011; Brum et al. 2011; Bueno & Ribeiro 2011; Bueno et al. 2011; Camargo et al. 2011; Candia-Gallardo et al. 2011; Delazeri et al. 2011; Dornelles & Schlikman 2011; Esperandio et al. 2011; Júnior et al. 2011; Novaes & Dornas 2011; Pereira & Carvalho 2011; Rodríguez et al. 2011; Rosa & Bager 2011; Santos et al. 2011a; Santos et al. 2011b; Zeferino & Bueno 2011).

A compreensão das relações entre as estradas e o ambiente, incluindo o homem, pode servir como ferramenta para a tomada de decisão em planejamento não só de transportes, mas também ambiental (Lugo & Gucinski 2000; Forman, 2004). Em particular, a delimitação de áreas prioritárias para

conservação ou restauração pode ser aprimorada com a inclusão dos conhecimentos sobre os efeitos das estradas (Lugo & Gucinski 2000; Forman 2006), assim como a proposição de formas de mitigação de seus impactos (Jaeger & Fahrig 2004; Laurance et al. 2009; Andrade & Moura 2011). Geralmente, a delimitação destas áreas é definida pela ocorrência de espécies (presença/ausência, distribuição geográfica, Williams et al., 2002; Van Teeffelen et al., 2006), sem considerar sua persistência ao longo do tempo (Cabeza, 2003). Então, estudos recentes sugerem considerar a dinâmica das populações e informações espaciais, tais como fragmentação e conectividade (Briers, 2002; Cabeza, 2003; Van Teeffelen et al., 2006), que podem e devem ser consideradas na gestão de Unidades de Conservação (Silva et al. 2006). Os anfíbios compõem um dos grupos animais usados para esse fim, devido a uma série de características fisiológicas que os tornam altamente dependentes da manutenção das condições da paisagem em ambientes alterados pelo homem (Gibbs 1998).

Os anfíbios anuros ocupam uma grande diversidade de habitats, estando presente nos locais mais inóspitos do planeta e apresentando inúmeras especializações (Duellman e Trueb 1994, Beebee 1996, Haddad e Prado 2005, Pimenta et al. 2005, Frost 2011). Um dos habitats ocupados por anuros é a serrapilheira (Gardner et al. 2007; Salles et al. 2009; Pontes & Rocha 2011), ambiente composto de material biológico precipitado no solo das florestas (folhas, troncos, raízes, fungos, resíduos animais) (Crump 1974, Dias & Oliveira-Filho, 1997), que desempenham papéis-chaves na dinâmica das comunidades de serrapilheira (Fauth et al. 1989, Van Sluys et al. 2007). Algumas espécies habitantes desse extrato florestal tem seus ciclos reprodutivos completamente dependentes de corpos d'água, em algumas os girinos se desenvolvem em ninhos de espuma e depois se deslocam para os corpos d'água e outras apresentam desenvolvimento direto (Haddad & Prado 2005; Pontes & Rocha 2011).

A redução na cobertura vegetal, o isolamento, a perda de habitat e a introdução de espécies exóticas são consideradas as piores ameaças para a anurofauna de serrapilheira (Van Sluys et al. 2007; Keller et al. 2009; Pontes & Rocha 2011), por alterar sua composição ou levar as comunidades à extinção. Porém, segundo Silva & Rossa-Feres (2007), os fragmentos florestais podem

representar os únicos refúgios para muitas espécies de serrapilheira para fins de reprodução, abrigo ou forrageio, inclusive para espécies típicas de áreas abertas.

Os anfíbios apresentam alta sensibilidade às modificações no habitat, poluentes e a mudanças climáticas globais (Phillips 1990, Alford & Richards 1999; Faria et al. 2007). Essa alta sensibilidade é consequência de algumas características da Biologia dos anfíbios, como: pele permeável, postura de ovos e embriões pouco protegidos em massas gelatinosas transparentes, presença de estágio larval livre-natante, alta filopatria, reduzida capacidade de dispersão, áreas de uso pequenas, utilização de um largo espectro de habitats ao longo de um *continuum* aquático-terrestre, e em consequência, eles respondem rapidamente à fragmentação de habitat e outros tipos de alterações ambientais (Vitt et al. 1990, Skelly 1996, Wake 1998, Sparling et al. 2000, Andreani et al. 2003, Juncá 2006; Wells 2007; Rossa-Feres et al. 2008; Rubio & Simonetti 2011).

Em consequência dessa sensibilidade, esses animais tem sofrido um reconhecido declínio populacional, notado a partir da década de 1980 (Moore & Church 2008), que progride a uma taxa considerável (Blaustein 1994, Houlahan et al. 2000; Eterovick et al. 2005), com algumas estimativas de quase um terço da diversidade de anfíbios ameaçadas de extinção (Stuart et al. 2004; Roelants et al. 2007).

Muitas causas desse declínio dos anfíbios têm sido apresentadas, incluindo perda de habitat, espécies invasoras, poluição, doenças infecciosas emergentes e mudança climática (Alford e Richards 1999; Gascon et al. 2007). Halliday (2005) afirma que nenhum fator pode ser considerado o mais importante no declínio desses animais, pois todos podem atuar em sinergia, não havendo um fator em particular (Alford e Richards 1999; Halliday 2008), mais é largamente aceito que a destruição de habitat é responsável por mais declínios do que qualquer outro fator (Beebee e Griffiths 2005).

Anfíbios anuros na Mata Atlântica

O Brasil abriga 877 espécies de anfíbios (Sociedade Brasileira de Herpetologia 2010), correspondentes a 12.95% do total (6.771) de espécies no

mundo (Frost 2011). A Mata Atlântica é um bioma rico em anuros por comportar uma grande diversidade de ambientes e microambientes, favorecendo a presença de espécies e grupos endêmicos com características biológicas especializadas (Rossa-Feres et al. 2008) e, baseado em dados de espécies da anurofauna, Carnaval et al. (2009) identificaram três *hotspots* dentro do *hotspot* Mata Atlântica, considerados como áreas de refúgio durante o Pleistoceno nos Estados de Pernambuco, Bahia e São Paulo.

Cerca de 400 espécies de anfíbios podem ser encontradas na Mata Atlântica (Haddad et al. 2008), correspondentes a mais de 47% da totalidade de espécies do Brasil, e Cruz & Feio (2006) relatam que cerca de 85% da fauna de anfíbios nesse bioma pode ser considerada endêmica. A maior riqueza de espécies é encontrada em florestas ombrófilas densas (Cruz & Feio 2006; Haddad et al. 2008), assim como a maior diversidade de modos reprodutivos (27 dos 39 modos conhecidos no mundo; Haddad & Prado 2005). Corroborando com esses dados, em Pernambuco, 60 das 70 espécies de anuros são registradas na Mata Atlântica (Moura et al. 2011).

No Brasil, cerca de 30 espécies apresentam indícios de declínio populacional, a maioria das quais na região sudeste, em áreas de Mata Atlântica (Eterovick et al. 2005). Eterovick et al. (2005) afirmam que, no Brasil, os registros de declínio, embora pouco conhecidos por conta da escassez de informações, podem ser associados à perda de habitat, flutuações populacionais ou exatamente pela amostragem insuficiente. Carnaval et al. (2005), Toledo et al. (2006) e Carnaval et al. (2006) relatam a presença de animais infectados pelo fungo *Batrachochytrium dendrobatidis* na Mata Atlântica brasileira, e uma das áreas em que a infecção foi registrada é no Município de Jaqueira, em Pernambuco (Carnaval et al. 2006). A presença deste patógeno adiciona mais uma dificuldade na conservação de um bioma já tão ameaçado no Estado (Myers et al. 2000; Tabarelli et al. 2008; Ribeiro et al. 2009).

Apesar disso, é largamente aceito que a destruição de habitat é responsável por mais declínios que qualquer outro fator (Beebee e Griffiths 2005). Esse desmatamento exerce diferentes efeitos sobre as comunidades de anfíbios de florestas tropicais, como o aumento (Heang et al. 1996, Pearman 1997) ou a diminuição da riqueza em espécies de certos táxons (Pearman

1997) e a diminuição da abundância (Lang 2000). Esses táxons mais afetados podem ser utilizados como bioindicadores de qualidade ambiental (Vallan 2000).

Respostas dos Anfíbios à presença das estradas

As estradas podem afetar a biota de forma direta, quando ocorrem colisões dos veículos com animais, ou de forma indireta, pela alteração do habitat (Glista 2007). Há mais relatos de impactos diretos do que indiretos sobre os anfíbios, embora Glista (2007) afirme que eles formam o grupo cujos atropelamentos são menos documentados. A sobrevivência dos anuros nesse tipo de paisagem depende da interação entre os padrões espaciais das rodovias e da vagilidade das características de dispersão das espécies (Fahrig & Grez 1996).

van Gelder (1973) registrou 122 atropelamentos ao longo de 84 noites, em um trecho 1.5 km de estrada próximo a sítios reprodutivos na Holanda. Fahrig et al. (1995) registraram 1856 anuros mortos em 506 km de monitoramento por seis noites em período de reprodução no Canadá. Ashley & Robinson (1996) amostraram 30034 animais mortos em 3.6 km de monitoramento por quatro anos em Ontário. Smith & Dodd (2003) documentam 833 atropelamentos em 3.2 km de monitoramento em um ano nos Estados Unidos. Glista et al. (2007) registraram 9809 atropelamentos em monitoramento por duas vezes na semana, durante um ano, de 12 km de rodovias nos Estados Unidos. Carr & Fahrig (2001), ao comparar duas espécies com diferentes capacidades de dispersão, encontraram que aquela com maior capacidade de deslocamento foi mais afetada pelas rodovias no Canadá.

No Brasil, esses registros têm sido consideravelmente menores. Milli & Passamani (2006) relatam o atropelamento de quatro anuros em uma estrada de 28 km, monitorada por dez meses, no Espírito Santo. Prado et al. (2006) não informam o número exato, mas relatam atropelamentos de anuros em uma rodovia de 19.2 km em monitoramento anual, no Goiás; Silva et al. (2007) registraram 51 atropelamentos em 9 km de estrada no Paraná por sete meses. Hengemühle & Cademartori (2008) registram 64 anuros em 13 km de

monitoramento em 10 meses de monitoramento no Rio Grande do Sul. Turci & Bernade (2009) registram 68 atropelamentos em um ano de monitoramento de uma rodovia de 110 km na Amazônia. Delazeri et al. (2011) detectaram três áreas, por eles denominadas de *blackspots*, onde houve maior mortalidade de anfíbios em três rodovias estaduais no Rio Grande do Sul. Rodríguez et al. (2011) relatam a ocorrência de atropelamentos de anfíbios, sem expressar o quantitativo, de uma rodovia no Estado de São Paulo. Todos esses registros são consideravelmente menores do que aqueles dos outros países.

Glista et al. (2008), ao estudar a taxa de mortalidade por atropelamentos de anfíbios nos Estados Unidos, detectou que o tipo de habitat onde estão as estradas influencia fortemente a frequência de atropelamentos. Os autores afirmam que os anfíbios são especialmente vulneráveis por conta de sua migração em massa para corpos d'água visando à reprodução, registrando mais de 9000 espécimes mortos em um ano de amostragem.

No tocante aos efeitos indiretos, Fahrig et al. (1995) relatam a diminuição na abundância de anuros em sítios reprodutivos próximos a estradas, sem identificar uma causa específica. Vos & Chardon (1998) registraram um efeito negativo da densidade de estradas sobre a ocupação de anuros em um corpo d'água na Europa. Conde & Bergallo (2007) estimaram a extensão do impacto indireto sobre uma espécie, *Brachycephalus ephippium*, em 200 metros. Paris et al. (2009) relatam a vocalização em tom mais alto em condições de alto ruído pelo tráfego por *Crinia signifera* e *Litoria ewingii*. Fahrig & Rytwinski (2009), em revisão, relatam a diminuição da abundância como resposta das populações de anuros às rodovias.

Finalidades da presente Dissertação

No Estado de Pernambuco existem 62 Unidades de Conservação no Domínio Mata Atlântica, um número expressivo ao levar-se em conta o total de 104 Unidades em todo o Nordeste, muito embora pouco ainda se conheça a respeito dessas áreas (Santos 2001). Como uma forma de suprir essa carência, a comunidade científica tem intensificado as pesquisas nesse Domínio (Tabarelli et al. 2002).

A Reserva Biológica Saltinho, localizada na Zona da Mata Sul do Estado de Pernambuco (08°43'59.21" S; 35°10'25.39" W), objetiva a proteção de um fragmento de formato irregular de Floresta Atlântica de 475,21 ha. A RBS foi criada em 1943 como Horto Florestal Saltinho, transformada em Estação Florestal de Experimentação – Eflex – em 1967 e, em 1983, convertida em Reserva Biológica pelo Decreto Federal nº 88.744/1983 (Rebio Saltinho 2003).

A RBS apresenta cobertura florestal secundária Ombrófila Densa de Terras Baixas que se encontra em regeneração desde 1923, hoje apresentando altura de dossel entre 20 e 30 m (Rebio Saltinho 2003). Os sistemas secundários são oriundos de experimentos de reflorestamento ocorridos na área, quando a RBS pertencia à categoria de Eflex. Essas áreas de plantio experimental são encontradas em áreas de menor declividade, assim como nas margens dos açudes e do Córrego Saltinho, onde foram utilizadas predominantemente espécies nativas (Rebio Saltinho 2003).

Apesar de ser uma UC de proteção integral, a RBS é cortada por duas rodovias estaduais: a PE-060, que corta a RBS em cerca de três quilômetros no sentido norte-sul, e a PE-076, em cerca de 1.5 km no sentido oeste-leste. Ambas apresentam largura de cerca de seis metros. De acordo com o Batalhão de Polícia Rodoviária do Estado de Pernambuco, as vias apresentam fluxo aproximado de 20000 veículos na alta estação.

Moura et al. (2011) apresentam uma lista atualizada de anfíbios para a RBS, contabilizando 15 espécies para a localidade, com predominância de espécies arborícolas (Família Hylidae), resultantes de coleta ativa ocasional. Esse trabalho analisa a influência das rodovias na composição dessas populações de serrapilheira próximas às suas bordas, comparando-as com mais quatro parcelas da floresta: duas a uma distância aproximada de 650 m da rodovia PE-060 e duas a uma distância aproximada de 1700 m dessa mesma rodovia.

Paralelo a isso, foi realizado o levantamento de espécimes de anuros atropelados (impacto direto) nessas mesmas rodovias, a partir do percurso a pé e em automóvel a baixa velocidade (média 30 km/h). Além disso, dados de abundância e distribuição temporal para cada população são também apresentados.

A hipótese central deste trabalho foi que a presença das rodovias afeta negativamente a estrutura das comunidades de anuros de solo da Reserva Biológica Saltinho, tanto pela alta taxa de atropelamentos quanto pela baixa abundância de espécies de floresta e maior abundância daquelas de áreas abertas.

REFERÊNCIAS

- ALFORD, R.A. & S.J. RICHARDS. 1999. Global Amphibian Declines: A problem in applied Ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics** 30:133 – 65.
- ANDRADE, E.V.E. & G.J.B. MOURA. 2011. Proposta de manejo das rodovias da Rebio Saltinho para mitigação do impacto sobre a anurofauna de solo. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais** 2: 24 – 38.
- ANDRADE-LIMA, D. 1966. Esboço fitoecológico de alguns “brejos” de Pernambuco. **Instituto de Pesquisas Agronômicas de Pernambuco, Boletim Técnico** 8: 3-9.
- ANDRADE-LIMA, D. 1982. Present day forest refuges in Northeastern Brazil. pp. 245-254. In: G.T. Prance (Ed.). Biological diversification in the Tropics.
- ANDREANI, P., F. SANTUCCI & G. NASCETTI. 2003. Le rane verdi del complesso *Rana esculenta* come bioindicatori della qualità degli ambienti fluviali italiani. **Biologia Ambientale** 17: 35 – 44.
- ANDRÉN, H. & P. ANGELSTAM. 1988. Elevated predation rate as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. **Ecology** 69: 544 – 547.
- ANDRÉN, H. 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. **Oikos** 71(3): 355-366
- ANJOS, L.D. 2006. Bird Species Sensitivity in a Fragmented Landscape of the Atlantic Forest in Southern Brazil. **Biotropica** 38: 229–234
- ASHLEY, E. & J. ROBINSON. 1996. Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the long point causeway, Lake Erie, Ontario. **Canadian Field-Naturalist** 110(3):403-412.
- BAKER, J.; K. FRENCH & R.J. WHELAN. 2002. The edge effect and ecotonal species: bird communities across a natural edge in southeastern australia. **Ecology** 83(11): 3048-3059.
- BARBOSA, M.R.V. & W.W. THOMAS. 2002. Biodiversidade, conservação e uso sustentável da Mata Atlântica no Nordeste do Brasil. In: E. L. Araújo, A. N. Moura, E. V. S. B. Sampaio, L. M. S. Gestinari & J. M. T. Carneiro,

- (Eds.). **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. Universidade Federal Rural do Pernambuco, Sociedade Botânica do Brasil, Seção Regional Pernambuco, pp.19-22.
- BARROSO, C.R.V.; NOVO, S.P.C.; SILVEIRA, V.R.; MACEDO-SOARES, P.H.M.; WANICK, R.C. ; AZEREDO, V.B.S.; BRITTO, F.G.A.; MACHADO, A.C.M.; CARVALHO, N.B.; MURTA, A.L.S.; FREITAS, M.A.V. 2011. Atropelamento de fauna silvestre na rodovia 319, trecho porto velho – Humaitá, Brasil. **Anais do I Road Ecology Brazil, MG**.
- BASTAZINI, C. V.; MUNDURUCA, J. F. V.; ROCHA, P. L. B. & NAPOLI, M. F. 2007. Which Environment 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.
- BAYNE, E.M. & K.A. HOBSON. 1998. The effects of habitat fragmentation by forestry and agriculture on the abundance of small mammals in the southern boreal mixedwood forest. **Canadian Journal of Zoology**, **1998**, **76(1)**: 62-69.
- BEEBEE, T.J.C. 1996. **Ecology and conservation of amphibians**. Chapman & Hall. London, 214 p.
- BEEBEE, T.J.C. & R.A. GRIFFITHS. 2005. The amphibian decline crisis: a watershed in conservation biology? **Biological Conservation** **125**: 271–285.
- BELÃO, M.; R. BÓÇON; S.W. CHRISTO & M.A.M. SOUZA. 2011. Levantamento de mamíferos atropelados na rodovia BR-277, Paraná – Brasil. **Anais do I Road Ecology Brazil, MG**.
- BELL, K.E. & 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.
- BERNARD, E. & M.B. FENTON. 2003. Bat mobility and roosts in a fragmented landscape in Central Amazonia, Brazil. **Biotropica** **35(2)**: 262 – 277.
- BERNARD, E. & M.B. FENTON. 2007. Bats in a fragmented landscape: species composition, diversity and habitat interactions in savannas of Santarém, Central Amazonia, Brazil. **Biological Conservation** **134**: 332-343.

- BLAUSTEIN, A.R., D.B. WAKE, & W.P. SOUSA. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. **Conservation Biology** 8: 60 – 71.
- BÓÇON, R.; BELÃO, M.; BRIXEL, C. 2011. Atropelamento de mamíferos na BR-277, região leste do estado do Paraná. **Anais do I Road Ecology Brazil, MG.**
- BOLGER, D. T. 2007. Spatial and temporal variation in the Argentine ant edge effect: Implications for the mechanism of edge limitation. **Biological Conservation** 136: 295 – 305.
- BRIERS, R. A. 2002. Incorporating connectivity into reserve selection procedures. **Biological Conservation** 103: 77-83.
- BRUM, T.R.; M.S. FILHO; G.R. CANALE & L.H.A. CAMILO. 2011. Comparações de mortalidade de mamíferos atropelados em rodovias em área antropizada (MT-358) e terra indígena Paresi (MT-235). **Anais do I Road Ecology Brazil, MG.**
- BRUSCAGIN, R.T. 2010. **Diversidade de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em uma paisagem fragmentada de Ribeirão Grande, São Paulo. Dissertação de Mestrado.** Universidade de São Paulo. 116 p.
- BUENO, C. & L.A.A. RIBEIRO. 2011. Aspectos da sazonalidade nos atropelamentos da fauna de vertebrados em um trecho de Mata Atlântica. **Anais do I Road Ecology Brazil, MG.**
- BUENO, C.; C.O.M. SOUSA & S.R. FREITAS. 2011. O atropelamento de capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*) e sua relação com a paisagem no entorno da rodovia BR-040. **Anais do I Road Ecology Brazil. MG.**
- CABEZA, M. 2003. Habitat loss and connectivity of reserve networks in probability approaches to reserve design. **Ecology Letters** 6: 665-672.
- CÂMARA, I.G. 1992. **Plano de Ação para a Mata Atlântica.** Ed. Interação. São Paulo, SP, Brasil. 152p.
- CAMARGO, B.M.; MAZIM, F.D.; GARCAS, F.M.; PETRUZZI, V.M. 2011. Variação sazonal e espacial de vertebrados silvestres atropelados em três rodovias do bioma pampa, sul do brasil. **Anais do I Road Ecology Brazil, MG.**
- CANDIA-GALLARDO, C.E.; S.E. BETKOWSKI; R.L. GASPARI Jr & F. GASPARI. 2011. Composição e distribuição espacial da fauna silvestre atropelada em

- trechos das rodovias Transbrasiliana (BR-153) e Marechal Rondon (SP-300) no estado de são paulo. **Anais do I Road Ecology Brazil, MG.**
- CANDIDO-JR., J.F.; V.P. MARGARIDO; J.L. PEGORARO; A.R. D'AMICO; W.D. MADEIRA; V.C. CASALE; L. ANDRADE. 2002. Animais atropelados na rodovia que margeia o Parque Nacional do Iguaçu, Paraná, Brasil, e seu aproveitamento para estudos de biologia da conservação. **III Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Anais.** Fortaleza, Brasil, PP. 553-562.
- CARNAVAL, A. C. & C. MORITZ. 2007. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography** **35**: 1187-1201.
- CARNAVAL, A.C.O.Q; L.F. TOLEDO; C.F.B. HADDAD & F.B. BRITTO. 2005. Chytrid fungus infects high-altitude stream-dwelling *Hylodes magalhaesi* (Leptodactylidae) in the Brazilian Atlantic rainforest. **Froglog** **70**:3
- 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.
- CARR, L.W., FAHRIG, L., 2001. Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. **Conservation Biology** **15**: 1071-1078.
- CAVALCANTI, D.R. 2001. **Distribuição altitudinal de espécies florestais amazônico-nordestinas no Centro de Endemismo Pernambuco.** Monografia de Graduação. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- CAVALCANTI, D.R. 2003. **Distribuição altitudinal de plantas lenhosas e relações históricas entre a floresta Atlântica do sul-sudeste e o Centro de Endemismo Pernambuco.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- CHACOFF, N.P. & M.A. AIZEN. 2006. Edge effects on flower-visiting insects in grapefruit plantations bordering premontane subtropical forest. **Journal of Applied Ecology** **43**: 18-27.
- CHACOFF, N.P, M.A. AIZEN & V. ASCHERO. 2008. Proximity to forest edge does not affect crop production despite pollen limitation. **Proceedings of the Royal Society B** **275**: 907–913.

- CHEREM, J.J.; M. KAMMERS; I.R. GHIZONI-JR; A. MARTINS. 2007. Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Biotemas** 20(2): 81 – 96.
- CLARK, B.K., CLARK, B.S., JOHNSON, L.A., AND HAYNIE, M.T. 2001. Influence of roads on movements of small mammals. **Southwest.Nat.** 46(3): 338–344.
- CONDE, C.F.V. & H.G. BERGALLO. 2007. Estimativa das zonas de efeito das estradas para *Brachycephalus ephippium* (Anura, Brachicephalydae) em unidades de conservação de proteção integral do estado do rio de janeiro. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu - MG
- CONDEZ, THAÍS HELENA. 2008. **Efeitos da fragmentação da floresta na diversidade e abundância de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em uma paisagem do Planalto Atlântico de São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 190 p.
- COOKE, A. S. 1988. Mortality of toads (*Bufo bufo*) on roads near a Cambridgeshire breeding site. **Bulletin of the British Herpetological Society** 26: 29-30.
- COOKE, A. 1995. Road mortality of common toads (*Bufo bufo*) near a breeding site, 1974-1994. **Amphibia-Reptilia** 16:87-90.
- COSTA, L. S. 2011. Levantamento de mamíferos silvestres de pequeno e médio porte atropelados na BR 101, entre os municípios de Joinville e Piçarras, Santa Catarina. **Biosci.J.**27(3): 666-672.
- COX, M.P., C.R. DICKMAN & J.T. HUNTER. 2003. Effects of rainforest fragmentation on non-flying mammals of the eastern Dorrigo Plateau, Australia. **Biological Conservation** 115: 175-189.
- CRUMP, M.L. 1974. Reproductive strategies in a tropical anuran community. **University of Kansas Museum of Natural History Miscellaneous Publications** 61: 1-68.
- CRUZ, C.A.G. & R.N. FEIO. 2007. Endemismos em Anfíbios em Áreas de Altitude na Mata Atlântica no Sudeste do Brasil. *In*: Luciana Barreto Nascimento; Ermelinda Maria de Oliveira. (Org.). **Herpetologia no Brasil 2**. Belo Horizonte: Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2007, v. 2, p. 1-354.

- CUSHMAN, S.A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. **Biol. Conserv.** **128(2)**:231-240.
- DELAZERI, N.R.; M. BORGES-MARTINS & M. TAVARES. 2011. Monitoramento dos atropelamentos de anfíbios, répteis, aves e mamíferos nas rodovias ERS030, ERS389 e ERS786, sul do Brasil. **Anais do I Road Ecology Brazil, MG.**
- DEMAYNADIER, P. AND M. HUNTER JR. 2000. Road effects on amphibians movements in a forested landscape. **Natural Areas Journal** **20**:56-65.
- DIDHAN, R.K. & J.H. LAWTON. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica** **31**:17-30
- DIAS, H.T.C. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 1997. Variação temporal e espacial da produção de serapilheira em uma área de floresta estacional semidecídua montana em Lavras-MG. **Revista Árvore** **21**: 11-2
- DIFFENDORFER, J.E., M.S. GAINES, AND R.D. HOLT. 1995. Habitat fragmentation and movements of three small mammals (*Sigmodon*, *Microtus*, and *Peromyscus*). **Ecology** **76**:827-839.
- DORNELLES, S.S.; S. SCHLICKMAN. 2011. Avaliação da mortalidade de vertebrados na rodovia SC-413, norte de Santa Catarina. **Anais do I Road Ecology Brazil, MG.**
- DUELLMAN, W.E. & TRUEB, L. 1994. **Biology of Amphibians**. Ed. Johns Hopkins. Baltimore, Marylanda, 669p.
- DUNSTAN, C. & B. FOX. 1996. The effects of fragmentation and disturbance of rainforest on ground-dwelling small mammals on the Robertson Plateau, New South Wales, Australia. **Journal of Biogeography** **23(2)**: 187–201.
- EIGENBROD, F., S. J. HECNAR, AND L. FAHRIG. 2008. Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. **Landscape Ecology** **23**:159-168.
- EIGENBROD, F.; S.J. HECNAR & L. FAHRIG. 2009. Quantifying the road effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. **Ecology and Society** **14(1)**:24-42
- ETEROVICK, P. C.; A.C.O.Q. CARNAVAL; D. SILVANO, D.; M. SEGALLA; D.M. BORGES-NOJOSA & I. SAZIMA. 2005. Amphibian declines in Brazil: an overview. **Biotropica** **37**: 166-179.

- ESPERANDIO, I.B.; F.Z. TEIXEIRA & A. KINDEL. 2011. Mortalidade de mamíferos silvestres e domésticos: diferenças e implicações para a conservação. **Anais do I Road Ecology Brazil, MG.**
- EWERS, R. M. & R.K. DIDHAM. 2006. Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. **Journal of Applied Ecology** **43**: 527-536.
- FAHRIG, L. & A.A. GREZ. 1996. Population spatial structure, human-caused landscape changes and species survival. **Revista Chilena de Historia Natural** **69**: 5-13.
- FAHRIG, L., J. PEDLAR, S. POPE, P. TAYLOR, AND J. WEGNER. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. **Biological Conservation** **73**:177-182.
- FAHRIG, L. & T. RYTWINSKI. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecological and Society*. 14, 21 [online]
- FARIA, D. M. ; M. L. B. PACIÊNCIA; M. DIXO; R. LAPS; J.E. BAUMGARTEN & J. BAUMGARTEN. 2007. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations of two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. **Biodiversity and Conservation** **16**: 2335-2357.
- FAUTH, J.E.; B.I. CROTHER & J.B. SLOWINSKI. 1989. Elevational patterns of species richness, evenness and abundance of the Costa Rican leaf-litter herpetofauna. **Biotropica** **21(2)**: 178 – 185.
- FOLEY, J.A.; R. DEFRIES; G.P. ASNER; C. BARFORD; G. BONAN; S.R. CARPENTER; F.S. CHAPIN; M.T. COE; G.C. DAILY; H.K. GIBBS; J.H. HELKOWSKI; T. HOLLOWAY; E.A. HOWARD; C.J. KUCHARIK; C. MONFREDA; J.A. PATZ; I.C. PRENTICE; N. RAMANKUTTY; P.K. SNYDER. 2005. Global consequences of land use. **Science** **309**: 570–574.
- FORMAN, T. T. R. 2000. Estimate of the area effected ecologically by the road system in the United States. **Conservation Biology** **14(1)**: 31 – 35.
- FORMAN RT. 2006. Good and bad places for roads: effects of varying road and natural pattern on habitat loss, degradation, and fragmentation. IN: **Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation**, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC: pp. 164-174.

- FORMAN, T.T.R. & L.E. ALEXANDER. 1998. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics** **29**: 207-231.
- FORMAN, R. T. T. & DUBLINGER, R. D. 2000. Estimated of the area affected ecologically by the roads system in the United States. **Conservation Biology** **14** : 31 – 3
- FORMAN, R.T.T. & M. GODRON. 1986. **Landscape Ecology**. Wiley & Sons, New York.
- FORMAN, R.T.T.; SPERLING, D.; BISSONETTE, J.A.; CUTSHALL, C.D.; DALE, V.H.; FAHRIG, L.; FRANCE, R.; GOLDMAN, C.R.; HEANUE, K.; JONES, J.A.; SWANSON, F.J.; TURRENTINE, T.; WINTER, T.C. 2003. **Road ecology: science and solutions**. Washington Island Press.
- FRANKLIN, J.F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? **Ecological Applications** **3**:202-205.
- FRAVER, S. 1994. Vegetation response along edge-to-interior gradients in the mixed hardwood forests of the Roanoke River Basin, North Carolina. **Conservation Biology** **8**: 822 – 832.
- FROST, D.R. 2011. **Amphibian Species of the World**, an Online Reference. Versão 5.5. Disponível em: <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.php>. [acesso 07 de maio de 2011]
- GALINDO-LEAL, C. & I.G. CÂMARA. 2003. Atlantic forest hotspots status: an overview pp. 3-11. *In*: C. GALINDO-LEAL & I.G. CÂMARA (Eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. CABS & Island Press, Washington.
- GARDNER, T.A., J. BARLOW & C.A. PERES. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: consequences of habitat change for amphibians and reptiles. **Biological Conservation** **138**: 166–179.
- GARDNER, T.A.; RIBEIRO-JUNIOR, M.A.; BARLOW, J.; CRISTINA, T.; AVILA-PIRES, S.; HOOGMOED, M.S. & PERES, C.A. 2007. The value of primary, secondary, and plantation forests for a neotropical herpetofauna. **Conservation Biology** **21**: 775-787.
- GASCON, C., J.P. COLLINS; R.D. MOORE; D.R. CHURCH; J. MCKAY & J. MENDELSON III. 2007. **Amphibian conservation action plan**. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN/SSC Amphibian Specialist Group.

- GIBBS, J.P. 1998. Amphibian movements in response to forest edges, roads, and streambeds in southern new England. **Journal of Wildlife Management** 62(2): 584 – 589.
- GIRÃO, L.C.; A.V. LOPES; M. TABARELLI & E.M. BRUNA. 2007. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic forest landscape. **PLoS One** 2(9), p. e908.
- GLISTA, D. J.; T.L. DEVAULT & J.A. DEWOODY. 2008. Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians. **Herpetological Conservation and Biology** 3(1): 77-87.
- GLISTA, D.J., T.L. DEVAULT, & J.A. DEWOODY. 2009. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. **Landscape and Urban Planning** 91: 1–7.
- GODEFROID, S. & N. KOEDAM. 2003. Distribution pattern of flora in a peri-urban forest: an effect of the city-forest ecotone. **Landscape and Urban Planning**. 65: 169 – 185.
- GOMES, B.A. 2011. Levantamento das classes de vertebrados atropelados na rodovia ES-490, em Itapemirim, Espírito Santo. **Anais do X Congresso de Ecologia do Brasil, 16 a 22 de Setembro de 2011, São Lourenço – MG.**
- GUMIER-COSTA, F. & C.F. SPERBER. 2009. Atropelamentos de vertebrados na Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil. **Acta Amaz.** 39(2): 459-466.
- HADDAD, C.F.B. & PRADO, C.P.A. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. **Bioscience** 55(3): 207-217.
- HADDAD, C.F.B.; L.F. TOLEDO & C.P.A. PRADO. 2008. **Anfíbios da Mata Atlântica: Guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica**. 1. ed. São Paulo: Editora Neotropica, v. 1. 243 p.
- HALLIDAY, T.R. 2005. Diverse phenomena influencing amphibian population declines. pp. 3-6. *In*: M. LANNON (Ed.). **Amphibian declines. The conservation status of United States species**. Berkley, CA: California University Press.
- HALLIDAY, T.R. 2008. Why amphibians are important. **Int. Zoo Yb.** 42: 7–14
- HANSEN, M. & A.P. CLEVENGER. 2005. The influence of disturbances and habitat on the frequency of non-native plant species along transportation corridors. **Biological Conservation** 125: 249-259.

- HAUTALA, E.-L.; R. REIKILÄ; J. TARHANEN & J. RUUSKANEN. 1995. Deposition of motor vehicle emissions and winter maintenance along roadside assessed by snow analyses. **Environmental Pollution** **87**: 45 – 49.
- HEANG, K. B., L. B. LIAT & M. R. K. LAMBERT. 1996. To determine the effects of logging and conversion of primary forests to tree crop plantations on herpetofaunal diversity in Peninsular Malaysia. **Conservation, Management and Development of Forest Resources 1996**: 126-140.
- HELS, T. & E. BUCHWALD. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. **Biological Conservation** **99**: 331-340.
- HENGEMUHLE, A. & C.V. CADEMARTORI. 2008. **Levantamento de mortes de vertebrados silvestres devido a atropelamento em um trecho da Estrada do Mar (RS-389)**. Rio Grande do Sul, Centro Universitário La Salle.
- HEYER, W. R.; M. A. DONNELLY; R. W. MCDIARMID; L. A. C. HAYER & M. S. FOSTER. 1994. **Measuring and monitoring Biological Diversity, Standard Methods for Amphibians**. Smithsonian Institution Press. Washington and London.
- HOULAHAN, J.E., C.S. FINDLAY, B.R. SCHMIDT, A.H. MEYER & S.L. KUZMIN. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. **Nature** **404**:752–755.
- JÁCOMO, A.T.A.; L. SILVEIRA & P.G. CRAWSHAW. 1996. Impacto da rodovia estadual GO-341 sobre a fauna do Parque Nacional das Emas, Goiás. IN: **3º Congresso de Ecologia do Brasil. (ANAIS).UNB**. 174p. DF. 1996.
- JAEGER, J.A.G. & L. FAHRIG. 2004. Effects of road fencing on population persistence. 2004. **Conservation Biology** **18(6)**: 1651 – 1657.
- JAEGER, J.A.G.; J. BOWMAN, J. BRENNAN; L. FAHRIG; D. BERT; J. BOUCHARD; N. CHARBONNEAU; K. FRANK; B. GRUBER; K. T. V. TOSCHANOWITZ. 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. **Ecological Modelling** **185**: 329 – 348.
- JANZEN, D. H. 1974. Tropical Blackwater Rivers, Animals, and Mast Fruiting by Dipterocarpaceae. **Biotropica** **6**: 64-69.

- JELLINEK, S.; D.A. DRISCOLL & 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.A. 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 – 8.
- JÚNIOR, M.C.F.; LEMOS, F.G.; AZEVEDO, F.C.; COSTA, A.N. 2011. Atropelamento de mamíferos de médio e grande porte em trechos de ferrovia no sudeste de goiás, brasil. **Anais do I Road Ecology Brazil, MG**.
- KAPOS, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology** **5**: 173 – 185.
- LANG, D.A. 2000. **What is the impact of conventional logging on anuran diversity and abundance in the Bulungan research forest, East Kalimantan?** Report for the Center of International Forestry Research. Bogor, Indonesia. 49 pp.
- LAHTI, D.C. 2001. The “edge effect on nest predation” theory after twenty years. **Biological Conservation** **99**: 365 – 374.
- LARSON, A., D.B. WAKE, K.P. YANEV. 1984. Measuring gene flow among populations having high levels of genetic fragmentation. **Genetics** **106**: 293-308.
- LAURANCE, W.F. 1997. Responses Of Mammals To Rainforest Fragmentation In Tropical Queensland: A Review Synthesis. **Wildlife Research** **24**: 603-612.
- LAURANCE, W.F. 2004. Responses of understory rain forest birds to road edges in central Amazonia. **Ecological Applications** **14**: 1344-1357.
- LAURANCE, W. F. 2008. Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation** **141**:1731-1744.
- LAURANCE, W.F. & M. GOOSEM. 2008. Impacts of habitat fragmentation and linear clearings on Australian rainforest biota. *In*. **Living in a dynamic Forest Landscape**. pp. 295 – 306.
- LAURANCE, W.F., FERREIRA, L.V., RANKIN-DE-MERONA, J.M., LAURANCE, S.G., HUTCHINGS, R.G., LOVEJOY, T.E. 1998. Effects of forest fragmentation on

- recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology** **12**(2): 460 – 464.
- LAURANCE, W. F.; T.E. LOVEJOY; H.L. VASCONCELOS; E.M. BRUNA; R.K. DIDHAM; P.C. STOUFFER; C. GASCON; R.O. BIERREGAARD; S.G. LAURANCE & E. SAMPAIO. 2002. Ecosystem decay of Amazonian fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology** **16**: 605-618.
- LAURANCE, W.F.; H.E.M. NASCIMENTO; S.G. LAURANCE; A. ANDRADE; J.E.L.S. RIBEIRO; J.P. GIRALDO; T.E. LOVEJOY; R. CONDIT; J. CHAVE; K.E. HARMS & S. D'ANGELO. 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. **Proc. Natl. Acad. Sci.** **103**: 19010–19014.
- LAURANCE, W.F.; M. GOOSEM & G.W. LAURANCE. 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**. **24**(12): 659 – 669.
- LIMA. S. F.& OBARA, A. T. 2004. **Levantamento de animais silvestres atropelados na BR-277 às margens do Parque Nacional do Iguaçu: subsídios ao programa multidisciplinar de proteção à fauna**. Maringá, Universidade Estadual de Maringá.
- LÔBO, D.; T. LEÃO; F.P.L. MELO; A.M.M. SANTOS; M. TABARELLI. 2011. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions** **17**: 287-296.
- LUGO, A.E. & H. GUCINSKI. 2000. Function, effects and management of forest roads. **Forest Ecology and Management** **133**: 249-262.
- MADER, H-J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. **Biological Conservation** **29**: 81-96.
- MAGURA, T. 2002. Carabids and forest edge: spatial pattern and edge effect. **Forest Ecology and Management** **157**: 23 – 37.
- MALCOLM, J.R. 1994. Edge effects in Central Amazonian forest fragments. **Ecology** **75**: 2438-2445.
- MATLACK, G.R. 1994. Vegetation dynamics of the forest edge – trends in space and successional time. **Journal of Ecology** **82**:113-123.
- MCLAREN, A.D.A.; L. FAHRIG & N. WALTHO. 2011. Movement of small mammals across divided highways with vegetated medians. **Can. J. Zool.** **89**: 1214–1222.

- MCDONALD, R.I. & D.L. URBAN. 2006. Edge effects on species composition and exotic species abundance in the North Carolina Piedmont. **Biological Invasions** 8: 1049–1060.
- MEYER C.F.J.; J. FRÜND; W.P. PINEDA & E.K.V. KALKO. 2008. Ecological correlates of vulnerability to fragmentation in Neotropical bats. **Journal of Applied Ecology** 45: 381-391.
- Metzger, J.P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C., Teixeira, A.M.G, Pardini, R., 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142, 1166–1177.
- MILLI, M.S.; M. PASSAMANI. 2006. Impacto da Rodovia Josil Espíndula Agostini (ES-259) sobre a mortalidade de animais silvestres (Vertebrata) por atropelamento. **Natureza on line** 4(2): 40-46.
- MOORE, R.D. & D.R. CHURCH. 2008. Implementing the Amphibian Conservation Action Plan. **Int. Zoo Yb.** 42: 15–23
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403:853-858.
- MOURA, G.J.B.; E.M. SANTOS, E.V.E. ANDRADE & E.M.X. FREIRE. 2011. Distribuição geográfica e caracterização ecológica dos anfíbios do estado de Pernambuco. In. **Herpetologia do Estado de Pernambuco**. Moura, G.J.B.; Santos, E.M.; Cabral, M.C.C. (Eds.). Ed. IBAMA.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution** 10: 58-60.
- NEWMARK, W.D. 1991. Tropical Forest Fragmentation and the Local Extinction of Understory Birds in the Eastern Usambara Mountains, Tanzania. **Conservation Biology** 5(1): 67–78
- NICHOL, J.E. 1994. An examination of tropical rain forest microclimate using GIS modeling. **Global Ecology and Biogeography Letters** 4: 69 – 78.
- NOVAES, R.L.M.; DORNAS, R.A.P. 2011. The influence of roads on bats: what we know can help us conserve the brazilian species? **Anais do I Road Ecology BRAZIL, MG**.

- PALOMINO, D. & L. M. CARRASCAL. 2007. Threshold distances to nearby cities and roads influence the bird community of a mosaic landscape. **Biological Conservation** **140**: 100-109.
- PARIS, K.M.; M. VELIK-LORD; J.M.A. NORTH. 2009. Frogs Call at a Higher Pitch in Traffic Noise. **Ecology and Society** **14(1)**: 25. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art25/>
- PEREIRA, L.G.; A.S. CARVALHO. 2011. Registros de atropelamentos de répteis em uma estrada do sudoeste do Pará. **Anais do I Road Ecology Brazil, MG**.
- PEARMAN, P.B. 1997. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. **Conservation Biology** **11**: 1211-1225.
- PEREIRA, A.P.F.G.; F.A.G. ANDRADE & M.E.B. FERNANDES. 2006. Dois anos de monitoramento dos atropelamentos de mamíferos na rodovias PA-458, Bragança, Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi** **1(3)**: 77 – 83.
- PHILLIPS, K. 1990. Where have all the frogs and toads gone? **BioScience** **40**: 422-424.
- PIMENTA, B. V.; HADDAD, C. F. B.; NASCIMENTO, L. B.; CRUZ, C. A. G.; POMBAL-JR, J. P. 2005. Comment on “Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide”. **Science**, 309:1999.
- POHLMAN, C., S. TURTON & M. GOOSEM. 2009. Temporal variation in microclimate edge effects near powerlines, highways and streams in tropical rainforest. **Agricultural and Forest Meteorology** **149**, 84-95.
- PONTES, J.A.L. & ROCHA, C.F.D. 2011. Os anfíbios da serrapilheira da Mata Atlântica Brasileira: estado atual do conhecimento. **Oecologia Australis** **15(4)**: 750-761
- PONTES, A.R.M.; I.C. NORMANDE; A.C.A. FERNANDES; P.F.R. & M.L. SOARES. 2007. Fragmentation causes rarity in common marmosets in the Atlantic forest of northeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation** **16**: 1175-1182.
- PRADA, C. S. 2004. **Atropelamento de vertebrados silvestres em uma região fragmentada do nordeste do estado de São Paulo**:

quantificação do impacto e análise dos fatores envolvidos.

Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos. SP.

- PRADO, T.R., A.A. FERREIRA & Z.F. GUIMARÃES. 2006. Efeito da implantação de rodovias no cerrado brasileiro sobre a fauna de vertebrados. **Acta Sci. Biol. Sci. 28(3): 237-241**
- PRANCE, G. T. 1982. **Biological Diversification in the Tropics**. Columbia University press, New York.
- PRIMACK, R. B. & E. RODRIGUES. 2001. **Biologia da conservação**. Londrina, Midiograf.
- PYRON, R. A., AND J. J. WIENS. 2011. A large-scale phylogeny of Amphibia including over 2,800 species, and a revised classification of extant frogs, salamanders, and caecilians. **Molecular Phylogenetics and Evolution 61: 543–583**.
- PÜTZ, J. GROENEVELD, L.F. ALVES, J.P. METZGER, A. HUTH. 2011. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling 222(12): 1986-1997**.
- REBIO SALTINHO. 2003. Reserva Biológica Saltinho. Plano de Manejo. Brasília: IBAMA.
- REIJNEN, R.; R. FOPPEN; C. T. BRAAK & J. THISSEN. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction on density in relation to the proximity of main roads. **Journal of Applied Ecology 32: 187-202**
- RIDLEY, M. 2006. **Evolução**. 3a ed. Porto Alegre, Artmed.
- RIZZINI, C.T. 1997. **Tratado de fitogeografia do Brasil, aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. Âmbito Cultural Edições Ltda. Rio de Janeiro. 747p.
- ROBINSON, S.K., F.R. THOMPSON III, T.M. DONOVAN, D.R. WHITEHEAD, AND J.FAABORG. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. **Science 267: 1987-1990**.
- RODRÍGUEZ-CABAL, M., M.A. AIZEN & A. NOVARO. 2007. Habitat fragmentation disrupts a plant-disperser mutualism in the temperate forest of South America. **Biological Conservation 39: 195-202**.

- RODRÍGUEZ-C, K.G.; G. CIOCHETI; M.C. RIBEIRO; P.M. GALETTI JR. 2011. Taxa de atropelamentos em grupos funcionais de vertebrados de pequeno porte na Rodovia Guilherme-Scatena, São Carlos, SP. **Anais do I Road Ecology Brazil, MG.**
- ROELANTS, K., GOWER, D. J., WILKINSON, M., LOADER, S. P., BIJU, S. D., GUILLAUME, K., MORIAU, L. & BOSSUYT, F. 2007. Global patterns of diversification in the history of modern amphibians. **Proceedings of the National Academy of Sciences** **104**: 887–892.
- ROSA, C.A.; BAGER, A. 2011. Efeitos da sazonalidade e paisagem no atropelamento de aves neotropicais: um estudo de caso em áreas úmidas no sul do Brasil. **Anais do I Road Ecology Brazil, MG.**
- ROSA, A.O.; MAHUS, J. 2004. Atropelamentos de animais silvestres na rodovia RS-040. **Caderno de Pesquisa série Biologia** **16(1)**: 35-42.
- ROSSA-FERES, D.C. ; M. MARTINS; O.A.V. MARQUES; I.A. MARTINS; R.J. SAWAYA & C.F.B. HADDAD. 2008. Herpetofauna. In: Fapesp, Sema, Cria, Instituto Florestal. (Org.). **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo** (R.R. Rodrigues et al., coords.). 1 ed. São Paulo: Editora oficial do Estado, 2008, v. 1, p. 83-94.
- RUBIO, A.V. & J.A. SIMONETTI. 2011. Lizard assemblages in a fragmented landscape of central Chile. **Eur J Wildl Res.** **57**:195–199
- SALLES, R.O.L.; WEBER, L.N. & SILVA -SOARES, T. 2009. Amphibia, Anura, Parque Natural Municipal da Taquara, municipality of Duque de Caxias, state of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. **Check List**, **5 (4)**: 840-854.
- SANTOS, J. C. 2001. **Diagnóstico das Reservas Ecológicas da Região Metropolitana do Recife**. 1ª Edição. 79p.
- SANTOS, B.A.; C.A. PERES; M.A. OLIVEIRA; A. GRILLO; C.P. ALVES-COSTA & M. TABARELLI. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation** **141**: 249–260
- SANTOS, R.A.L.; FIGUEIREDO, A.P.; GUILAM, C.M. 2011A. Definição dos pontos críticos de atropelamento de fauna silvestre em cinco unidades de conservação no Distrito Federal. **Anais do I Road Ecology Brazil, MG.**

- SANTOS, R.A.L.; FIGUEIREDO, A.P.; GARCIA, F.A.C.; GREGÓRIO, L.S.; GUILAN, C.M. 2011B. Levantamento de fauna silvestre atropelada no entorno de cinco unidades de conservação do Distrito Federal. **Anais do I Road Ecology Brazil, MG.**
- SCHLAEPFER, M.A. & GAVIN, T.A. 2001. Edge effects on lizards and frogs in tropical forest fragments. **Conservation Biology** **15(4)**: 1079 – 1090.
- SCHMIEGELOW, F.K.A., C.S. MACHTANS, AND S.J. HANNON. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. **Ecology** **78(6)**: 1914-1932.
- SILVA, M.O.; I.S. OLIVEIRA; M.W. CARDOSO; M.M.V. GRAF. 2007. Impacto dos atropelamentos sobre a herpetofauna da Floresta Atlântica (PR-340, Antonina, Paraná). **Acta Biologica Paranaense** **36(1-2)**: 103 – 112.
- SILVA, K.C.D.; D.A.C. FREITAS; K.M. CARNEIRO; N.K.P. LIMA; P.A.S. PIRES; J. BYK. 2011. Quantificação de atropelamentos de vertebrados silvestres em um trecho da GO 213. **Anais do IX Seminário de Iniciação Científica, VI Jornada de Pesquisa e Pós-Graduação e Semana Nacional de Ciência e Tecnologia.**
- SILVA, J.M.C. & C.H.M. CASTELETTI. 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. p. 43-59. *In*: C. GALINDO-LEAL & I. G. CÂMARA (Ed.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook.** CABS & Island Press, Washington.
- SILVA, J.M.C. & M. TABARELLI. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature** **404**: 72-74.
- SILVA, R. J.; L.C.G. VIEIRA; M.P. PINTO; G. OLIVEIRA; B. S. BARRETO. 2006. Malha rodoviária e conflitos de conservação alha no cerrado: um estudo para a preservação de anfíbios. **Acta Sci. Biol. Sci.** **28(4)**: 373 – 378.
- SILVA, W.G.S., METZGER, J.P., SIMÕES, S., SIMONETTI, C., 2007. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover at the Ibiúna Plateau, SP. **Brazilian Journal of Biology** **67**: 403–411.
- SBH. 2010. Brazilian amphibians – List of species. Accessible at <http://www.sbherpetologia.org.br>. Sociedade Brasileira de Herpetologia. Acesso em 22 de janeiro de 2012.

- SKELLY, D.K. 1996. Pond drying, predators and the distribution of Pseudacris tadpoles. **Copeia** 1996: 599-605.
- SPARLING D.W., G. LINDER & C.A. BISHOP. 2000. **Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles**. Pensacola, SETAC Press.
- SPELLERBERG, I. F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: A literature review. **Global Ecology and Biogeography** 7: 317-333.
- STUART, S.N., J.S. CHANSON, N.A. COX, B.E. YOUNG, A.S.L. RODRIGUES, D.L. FISCHMAN & R.W. WALLER. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science** 306: 1783–1786.
- SMITH, L. AND C. K. DODD JR. 2003. Wildlife mortality on U.S. highway 441 across Paynes. Prairie, Alachua County, Florida. **Florida Scientist** 66: 128-140
- SOUSA, M.A.N. & P.C. MIRANDA. 2010. Mamíferos terrestres encontrados atropelados na rodovia BR-230/PB entre Campina Grande e João Pessoa. **BioFar** 4(2): 72 – 82.
- SUMMERS, P.D., G.M. CUNNINGTON AND L. FAHRIG. 2011. Are negative effects of roads on breeding birds caused by traffic noise? **Journal of Applied Ecology** 48: 1527 – 1534.
- TABARELLI, M.; J. F. MARINS & J. M. C. SILVA. 2002. La biodiversidad brasileña amenazada. **Investigación y Ciencia** 308: 42-49
- TABARELLI, M.; L.P. PINTO; J.M.C. SILVA; M.M. HIROTA & L.C. BEDE. 2005. Desafios e oportunidades para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica Brasileira. Megadiversidade: Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade brasileira. **Minas Gerais**. 1(1): 132 – 138.
- TOLEDO L.F; C.F.B. HADDAD; A.C.O.Q. CARNAVAL & F.B. BRITTO. 2006. A Brazilian anuran (*Hylodes magalhaesi*: Leptodactylidae) infected by Batrachochytrium dendrobatidis: a conservation concern. **Amphibian and Reptile Conservation** 4:17–21
- TRZCINSKI, M.K.; L. FAHRIG & G. MERRIAM. 1999. Independent Effects of Forest Cover and Fragmentation on the Distribution of Forest Breeding Birds. **Ecological Applications** 9 (2): 586-593.

- TROMBULACK, S. C. & FRISSEL, C.A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic environments. **Conservation Biology** 14 : 118-130.
- TURCI, L.C.B. & P.S. BERNARDE. 2009. Vertebrados atropelados na Rodovia Estadual 383 em Rondônia, Brasil. **Biotemas** 22(1): 121 – 127.
- VAN GELDER, J. J. L. 1973. A quantitative approach to the mortality resulting from traffic in a population of (*Bufo bufo*). **Oecologia** 13: 93-95.
- VAN SLUYS, M.; D. VRCIBRADIC; M.A.S. ALVES; H.G. BERGALLO & C.F.D. ROCHA. 2007. Ecological parameters of the leaf-litter frog community of an Atlantic Rainforest area at Ilha Grande, Rio de Janeiro state, Brazil. **Austral Ecology** 32: 254-260
- VAN SLUYS, M.; CRUZ, C.A.G.; VRCIBRADIC, D.; SILVA, H.R. & ROCHA, C.F.D. 2009. Anfíbios nos remanescentes florestais de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro. Pp. 175-182. In: H.G. Bergallo, E.C.C. Fidalgo, C.F.D. Rocha, M.C. Uzêda, M.B. Costa , M.A.S. Alves , M. Van Sluys, M.A. Santos , T.C.C. Costa & A.C. Cozzolino (orgs.). **Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no estado do Rio de Janeiro**. Instituto Biomas, Rio de Janeiro. 344p.
- VIEIRA, E.M. 1996. Highway mortality of mammals in Central Brazil. **Ciência e Cultura** 48(4): 270-272.
- VILLARD, M.A., TRZCINSKI, M.K. & MERRIAM, G. (1999) Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. **Conservation Biology** 13: 774–783
- WIENS, J.A., STENSETH, N.C., VAN HORNE, B. & IMS, R.A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. **Oikos** 66: 369 - 380.
- WILSON, E.O. 1997. A situação atual da diversidade biológica. In: Wilson, E. O. (Ed.). **Biodiversidade**. Rio de Janeiro. Ed. Nova Fronteira, pp.: 1 – 24.
- VALLAN, D. 2000. Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. **Biological Conservation** 96: 31-43.
- VAN TEEFFELEN, A. J. A.; CABEZA, M.; MOILANEN, A. 2006. Connectivity, probabilities and persistence: comparing reserve selection strategies. **Biodiversity and Conservation** 15: 899-919.

- VOS, C. C., AND J. P. CHARDON. 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. **Journal of Applied Ecology** 35:44-56.
- VITT, L.J., J.P. CALDWELL, H.M. WILBUR & D.C. SMITH. 1990. Amphibians as harbingers of decay. **Bioscience** 40: 418.
- WAKE, D. B. 1998. Action on amphibians. **Trends in Ecology and Evolution** 13: 379 – 380.
- WELLS, K. D. 2007. **The ecology and behavior of amphibians**. Ed. The university of Chicago press, Chicago.
- WILLIAMS, P. H.; C. R. MARGULES & D. W. HILBERT. 2002. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. **Journal of Biosciences** 27(4): 327-338.
- WILLSON, M.F. & F.H.J. CROME. 1989. Patterns of seed rain at the edge of a tropical Queensland rain forest. **Journal of Tropical Ecology** 5: 301-308.
- ZALESKI, T.; V. J. ROCHA & E.L.A. MONTEIRO FILHO. 2009. Atropelamentos de mamíferos silvestres na região do município de Telêmaco Borba, Paraná, Brasil. *Natureza & Conservação*, v. 7, p. 25-29.
- ZECHMEISTER, H.G.; D. HOHENWALLNER; A. RISS & A. HANUS-ILLNAR. 2005. Estimation of element deposition derived from road traffic sources by using mosses. *Environmental Pollution* 138: 238 – 249.
- ZEFERINO, G. & C. BUENO. 2011. Diversidade e aspectos dos atropelamentos de répteis na BR-040, rio de janeiro/juiz de fora. *Anais do I Road Ecology Brazil*, MG.

**Influência de Rodovias sobre a anurofauna de solo em remanescente de Floresta
Atlântica no nordeste do Brasil**

Edson V. E. Andrade^{1,2}, Geraldo J. B. Moura³, Ralf Schwamborn¹

1. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal. Universidade Federal de Pernambuco. Avenida Prof. Moraes do Rego, s/n, 50670-901, Recife, PE, Brazil.

rs@ufpe.br

2. Centro de Triagem de Animais Silvestres, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Avenida 17 de Agosto, 1057, 52060-590, Recife, PE, Brazil. edvieuan@gmail.com.

3. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Etnobiologia e Conservação da Natureza. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n, 52171-900, Recife, PE, Brazil. geraldojbm@yahoo.com.br

ABSTRACT. Influence of highways on the leaf litter anurofauna in an Atlantic Forest remnant in northeastern Brazil. The Atlantic Forest presents high biodiversity, contrasting with its high degree of fragmentation, intensified by the occurrence of highways. This paper aimed to record direct and indirect influences of two highways on the richness, abundance and spatial and temporal distributions of leaf litter anurans, as well as to investigate the penetration of the noise caused by such highways in the Reserva Biológica Salinho (RBS), Pernambuco, Brazil. Eight pitfall trap lines were installed: four along the margins of the highways and four inside the forest. Traps were revised weekly from Jan/2010 to Jan/2011. Correlations with rainfall and air temperature and humidity were tested calculating Spearman's correlation index. We compared the areas using Kruskal-Wallis and ANOSIM. A total of 245 animals were recorded, belonging to 14 species. There was no difference in the species composition between dry and rainy season, and no correlation between population abundance and the abiotic variables tested. Using an ANOSIM, we did not differentiate

the area of the highways from areas inside the forest. Twenty specimens of open area species were found dead on the highway, being one of them the second record of its species for Pernambuco. Road noise penetrates nearly 800 m into the forest, with higher intensity up to 200 m from the highway margins, reducing between 200 and 800 m in a 1.5 dB/100 m. Beyond this threshold there was no influence caused by the sound of the highways. Despite the similarity in the distribution of frogs, it is not possible to say that they do not have negative effects on animals, in view of the impossibility of dissociating the effects of other impacts suffered by RBS. The low abundances found and the running over registered are phenomena that are known as indirect and direct consequence of the highway, respectively. Small forest fragments linked to streams (the case of RBS) are considered important for the amphibian in highly fragmented landscapes and roads are still to be observed carefully in order to minimize mortality of them assignable and conservation of frogs that remains in the place.

KEYWORDS. road, leaf litter, amphibians, frogs, fragmentation.

RESUMO. A Floresta Atlântica apresenta alta biodiversidade, contrastante com seu alto grau de fragmentação, intensificado pela ocorrência de rodovias. Esse trabalho objetivou registrar a influência direta e indireta de rodovias sobre a riqueza, abundância e distribuições temporal e espacial de anuros de solo e a penetração de ruídos na Reserva Biológica Saltinho (RBS), Pernambuco, Brasil. Foram instaladas oito linhas de pitfalls, quatro às margens das rodovias e quatro distantes delas, revisadas semanalmente de jan/2010 a jan/2011. As relações com pluviosidade, temperatura e umidade do ar foram testadas por meio da correlação de Spearman. As áreas foram comparadas usando ANOVA Kruskal-Wallis e ANOSIM. Foram registrados 245 animais, compondo 14 espécies. As abundâncias nas estações seca e chuvosa não diferiram, nem houve correlação entre as abundâncias populacionais com as variáveis abióticas. A ANOSIM não diferenciou a área das rodovias daquelas mais distantes. Vinte espécimes de espécies tolerantes a áreas abertas foram encontrados atropelados, sendo que uma delas representa o segundo registro para o Estado. Os ruídos das estradas penetram cerca de 800 m na floresta, fortemente até 200 m da margem das rodovias, reduzem entre 200 m e 800 m em 1.5 dB/100 m, e após, não há influência sonora das rodovias. Apesar da similaridade na distribuição da anurofauna, não é possível afirmar

que as estradas não tenham efeitos negativos sobre os animais, tendo em vista a impossibilidade de dissociar os seus efeitos dos demais impactos sofridos pela RBS. As baixas abundâncias encontradas e os atropelamentos registrados são fenômenos que estão conhecidos como consequência das rodovias indireta e diretamente, respectivamente. Fragmentos florestais pequenos ligados a riachos (caso da RBS) são considerados importantes para a fauna de anfíbios em paisagens muito fragmentadas e as rodovias ainda devem ser observadas com atenção visando à minimização de mortalidades a elas associáveis e conservação da anurofauna que persiste no local.

PALAVRAS-CHAVE. estrada, serrapilheira, anfíbios, anuros, fragmentação.

A Floresta Atlântica, no passado, cobria mais de 150 milhões de hectares em condições altamente heterogêneas (Ribeiro et al. 2009), as quais favoreceram a especiação e a alta taxa de endemismo dessa floresta (Silva & Casteleti 2003; Carnaval et al. 2009). Sua alta diversidade se distribui de forma heterogênea em pelo menos seis centros de endemismo, um deles, o Centro de Endemismo Pernambuco – Cepe, abrange a Floresta Atlântica de Alagoas até o Rio Grande do Norte (Silva & Casteleti 2003; Carnaval & Moritz 2007).

Apesar da alta diversidade, esse ecossistema também é um dos mais ameaçados do planeta devido à perda e fragmentação florestal, com estimativas recentes de redução a 11.37% da sua área original e, no Cepe, a 12.1% (Ribeiro et al. 2009). A Mata Atlântica é considerada uma das 25 áreas prioritárias para conservação mundial (Myers et al. 2000), fato este reforçado por Carnaval et al. (2009), ao identificarem três *hotspots* para a conservação de anfíbios dentro da Mata Atlântica, um deles em Pernambuco.

A maior parte da floresta atlântica remanescente existe na forma de pequenos fragmentos, isolados, comumente onde a ocupação humana é difícil (Silva et al. 2007). Eles geralmente apresentam cobertura secundária (Tabarelli et al. 2008; Metzger et al.

2009) e maior homogeneidade biótica (Lobo et al. 2011), e suas as espécies são selecionadas em função de sua sensibilidade a essas condições ambientais (Myers et al. 2008; Lobo et al. 2011; Rubio & Simonetti 2011). Tais fragmentos ficam imersos em uma matriz de ambientes não florestados cujo contato com a floresta causa nesta uma série de alterações em parâmetros abióticos: aumento na penetração de luz, incidência de ventos (Laurance et al. 1998), alteração da temperatura (Nichol 1994), da evapotranspiração (Matlack 1994) e diminuição da umidade relativa do ar (Kapos 1989). Há ainda efeitos bióticos, tanto diretos (mudanças na abundância e na distribuição de espécies devido a mudanças no ambiente próximo à borda - Didham & Lawton 1999; Magura 2002; Bolger 2007), como indiretos (mudanças na interação entre as espécies - Lahti 2001; Rodriguez-Cabal 2007; Chacoff & Aizen 2008). Esse conjunto de alterações é denominado “efeito de borda” (Murcia 1995; Godefroid & Koedam 2003), cuja extensão está relacionada com a fitofisionomia e com a forma do fragmento (Ewers & Didhan 2006).

Para conter as ameaças de destruição, foram criados vários mecanismos de proteção, dentre eles as Unidades de Conservação – UC (Lei 9.985/2000). Porém, em algumas ocasiões, os objetivos de conservação dessas unidades são contrapostos pela existência de estradas dentro de suas áreas (Laurance et al. 2009), afetando, desde sua construção, vários aspectos do ecossistema (Spellerberg 1998).

Considerada uma forma de fragmentação interna (Forman & Deblinger 2000; Laurance & Goosem 2008), as estradas intensificam o efeito de borda nos fragmentos florestais (Pohlman et al. 2009), aumentam a erosão, alterando sistemas hidrológicos, emitem poluentes químicos, ruídos, aumentam a taxa de mortalidade de animais silvestres por conta do atropelamento e aumentam a taxa de ocupação humana, (Laurance et al. 2009). As alterações ecológicas são detectadas a até centenas de metros

de suas margens, comumente exibindo baixas densidade e riqueza de espécies, comparando-se com áreas controle (Forman & Alexander 2000; Hansen & Clevenger, 2005; Palomino & Carrascal, 2007), assim como predominância de espécies tolerantes à presença das rodovias (Jaerger 2005). Laurance & Goosem (2008) afirmam que as florestas tropicais são mais vulneráveis às estradas devido à sua alta abundância de espécies ecologicamente especializadas.

Assim a compreensão das relações entre as estradas e o ambiente, incluindo o homem, pode servir como ferramenta para a tomada de decisão em planejamento não só de transportes, mas também ambiental (Lugo & Gucinski 2000; Forman 2004; Laurance et al. 2009; Andrade & Moura 2011). Geralmente, a delimitação de áreas para conservação é definida pela ocorrência de espécies (Williams et al. 2002; Van Teeffelen et al. 2006) sem considerar sua persistência ao longo do tempo (Cabeza 2003). Para diminuir essa lacuna, estudos recentes sugerem considerar a dinâmica das populações e informações espaciais (Briers 2002; Cabeza 2003; van Teeffelen et al. 2006), que podem e devem ser consideradas na gestão das UC (Silva et al. 2006).

Os anfíbios compõem um grupo animal usado para esse fim, pois são altamente dependentes da manutenção das condições da paisagem em ambientes alterados (Gibbs 1998; Andreani et al. 2003; Juncá 2006). Em razão disso, eles têm sofrido um declínio populacional que progride a uma taxa considerável (Houlahan et al. 2000; Eterovick et al. 2005; Moore & Church 2008), com estimativas de quase um terço da diversidade de anfíbios ameaçadas de extinção (Stuart et al. 2004; Roelants et al. 2007).

É largamente aceito que a destruição de habitat é responsável por mais declínios que qualquer outro fator (Beebee e Griffiths 2005; Gascon et al. 2007) e o conjunto fragmentação do habitat e estradas pode afetar fortemente as dinâmicas das populações de anfíbios (Glista et al. 2007), intensificando os efeitos do desmatamento (Heang et al.

1996; Pearman 1997; Lang 2000). A maioria dos anuros depende de corpos d'água para reprodução (Wells 2007), e essa necessidade aumenta seu grau de exposição às estradas (Gibbs 1998; Carr & Fahrig 2001; Forman et al. 2003; Eigenbrod et al. 2008). Esses táxons mais afetados podem ser utilizados como bioindicadores de qualidade ambiental (Vallan 2000).

O impacto direto das estradas sobre a fauna é bastante difundido (Glista 2009) e comumente envolve espécies tolerantes à presença das rodovias (Jaerger 2005), sendo dependente do padrão espacial das estradas, e da vagilidade e das características de dispersão e necessidade de recursos complementares das espécies (Fahrig & Grez 1996; Laurance 2004). Há mais relatos de impactos diretos do que indiretos sobre os anfíbios, o que levou Fahrig & Rytwinski (2009) a afirmarem que os atropelamentos explicam a maior parte dos impactos das estradas sobre os anfíbios, apesar de Glista et al. (2007) afirmarem que eles são o grupo cujos atropelamentos são menos documentados.

O objetivo deste trabalho foi registrar a influência (direta e indireta) que duas rodovias estaduais têm sobre a anurofauna de solo de um fragmento de Floresta Atlântica localizado no Cepe, sobre os padrões de riqueza, abundância e distribuições temporal e espacial em relação a outras áreas do fragmento distantes das rodovias e descrever a penetração de ruídos por elas produzidos na área florestada.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A Reserva Biológica Saltinho – RBS (Figura 1) está localizada na Zona da Mata Sul do Estado de Pernambuco (08°43'59.21''S; 35°10'25.39'' W), nos municípios de Tamandaré e Rio Formoso, e objetiva a proteção de um fragmento de formato irregular de Floresta Atlântica de 475,21 ha (Rebio Saltinho 2003). A RBS apresenta cobertura florestal secundária Ombrófila Densa de Terras Baixas que se encontra em regeneração

desde 1923, hoje apresentando altura de dossel entre 20 e 30 m (Rebio Saltinho 2003). O clima da região é caracterizado por chuvas de outono-inverno, com pluviosidade anual média de 1500 mm e temperatura anual média de 25°C, sendo os meses mais quentes os correspondentes ao período de novembro a fevereiro, e os menos quentes, julho e agosto (Rebio Saltinho 2003).

Apesar de ser uma UC de proteção integral, a RBS é bastante impactada pela caça, coleta de madeira, presença de várias clareiras, com vestígios de casas em algumas delas, uma grande clareira linear entre a entrada da RBS e os corpos d'água represados, no extremo noroeste dela. Além disso, a RBS é cortada duas rodovias estaduais: a PE-060, que a corta em cerca de três quilômetros no sentido norte-sul, e a PE-076, em cerca de 1.5 km no sentido noroeste-sudoeste. Ambas apresentam duas vias, de sentidos opostos, e largura de cerca de seis metros. De acordo com o Departamento de Estradas e Rodagens do Estado de Pernambuco, as vias apresentam fluxo médio de 20000 mil veículos em alta estação (dezembro a fevereiro).

Amostragem

Os anuros foram amostrados de janeiro de 2010 a janeiro de 2011, por meio de oito linhas de *pitfalls* (Corn 1994; Cechin & Martins 2000), compostos de seis baldes, distanciados em 10 m e ligados por cerca-guia. As armadilhas ficaram abertas ininterruptamente, totalizando 385 dias/balde de amostragem e 9240 horas/balde.

As linhas foram instaladas na RBS (Fig. 1), sempre próximas a corpos d'água e em ambientes o mais semelhantes possível, visando a amostrar uma maior quantidade de indivíduos: quatro às margens das rodovias (Parcelas 5 a 8), a uma distância média de cinco metros de suas margens; e quatro distantes das rodovias (Parcelas 1 a 4). As parcelas foram dispostas a uma distância mínima de 250 m, visando a anular a possibilidade de recaptura de um indivíduo já capturado em outra linha, considerando

que a maior área de uso já registrada para os anuros é de 1900 m² (Wells 2007), e que as maiores migrações entre diferentes localidades raramente excedem algumas centenas de metros em áreas tropicais (Wells 2007). Todas as parcelas estavam a uma distância média aproximada de seis metros da borda da floresta no perímetro da Reserva, caracterizado pelo plantio de cana-de-açúcar, com exceção das parcelas 3 e 4, que estavam a uma distância aproximada de 1090 e 460 metros respectivamente. Apesar dessa distância, devido ao caráter secundário da RBS, ao grande número de clareiras e ao seu formato irregular foi considerado que toda a área encontra-se sob efeito de borda por todas as parcelas, inclusive nas parcelas mais centrais (Rantal et al. 1998).

Uma curva de rarefação de espécies (1000 aleatorizações) foi construída com base nos dados de abundância das populações por todo o período de amostragem, e a riqueza foi estimada calculando-se os estimadores Chao 1 e Chao 2, usando o Software EstimateS 8.0 (Colwell 2006). A diversidade foi calculada por meio dos índices de Shannon-Wiener e Simpson (Magurran 1988), sendo considerada alta quando maior ou igual a 0,7 (Conte & Rossa-Feres 2006). A abundância total da comunidade e a de cada população foram representadas pelos números máximos de indivíduos registrados em cada parcela por todo o período de amostragem, enquanto as abundâncias semanais, pelo somatório do número máximo de indivíduos registrados semanalmente em cada parcela (Bertoluci & Rodrigues 2002). As espécies foram classificadas de acordo com a abundância em: rara (< 10% do total de coletas), comuns (entre 10% e 40%), abundante (entre 40% e 70%) e muito abundantes (mais que 70%) (Bodenheimer 1995).

Os animais foram identificados por comparação com espécimes da Coleção Herpetológica do Laboratório de Estudos Herpetológicos e Paleoherpetológicos – LEHP da Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE. Dos espécimes amostrados,

no máximo cinco foram coletados e depositados como testemunho na Coleção Herpetológica e Paleoherpetológica do LEHP/UFRPE.

Durante todo o período do estudo, as rodovias foram percorridas semanalmente a pé, por duas pessoas, na área das armadilhas, e de carro, a baixa velocidade, nos demais trechos das rodovias dentro da área da RBS, visando a registrar os atropelamentos. As procuras ocorreram nos fins de semana, quando há maior fluxo de veículos, entre 9 h e 11 h, totalizando 106 horas/homem de amostragem. Quando um animal atropelado era encontrado, ele era identificado e removido da rodovia.

As distribuições das abundâncias das populações em cada estação do ano foram comparadas pelo teste de Mann-Whitney (Zaar 1999) e a correlação entre os parâmetros abióticos e as abundâncias, pelo índice de Spearman, com auxílio do programa *Statistica* versão 8.0. As abundâncias das parcelas foram comparadas usando a ANOVA de Kruskal-Wallis, usando o *software* BioEstat 5.0.

Foi gerada uma matriz de similaridade de Bray-Curtis sobre a variação semanal das abundâncias das populações em cada parcela. A partir dela, foi feita uma ANOSIM (Clarke & Warwick 2001) entre as parcelas ligadas às rodovias e as parcelas mais distantes, e entre as parcelas mais distantes entre si. A similaridade entre as parcelas, baseada na matriz de Bray-Curtis, foi representada por MDS (Clarke & Warwick 2001) usando o *software* Primer 6.0.

Coleta de dados abióticos

Considerando a influência de variáveis abióticas no comportamento dos anuros (Duellman & Trueb, 1994; Bastazini et al., 2007), foram amostradas a temperatura e a umidade relativa do ar, usando um Termohigrômetro digital (Marca X-FLEX), e a pluviosidade média semanal, fornecida pela Agência Pernambucana de Águas e Climas.

Foram coletadas, por meio de decibelímetro digital (Marca Instrutemp), as medidas de intensidade de ruído das duas rodovias em estudo e dentro da área florestada da RBS, no mês de janeiro de 2012, correspondendo ao período de alta estação, quando há maior fluxo de veículos em direção às praias das cidades ligadas por estas estradas. A variação, ao longo do dia, durante esse período, não é considerada significativa pelo Batalhão de Polícia Rodoviária do Estado de Pernambuco. Durante a coleta, o aparelho foi mantido ligado por cinco minutos, período em que foram tomadas as menores e maiores intensidades de ruídos. Foi tomado o cuidado de não tomar medições altas nos momentos que em algum animal estivesse emitindo sons (Aves, Homoptera), e decorrente de algum fenômeno pontual, como queda de galhos ou passagens de primatas nas árvores. Como o ruído causado pelo tráfego de veículos é muito variado por ser fortemente afetado pelas condições ambientais, tais como velocidade e direção do vento (Summers et al. 2011), as medições foram feitas protegendo-se o decibelímetro do vento, e, diferente de Summers et al. (2011), em vez do cálculo da média, que estaria associado a um grande desvio-padrão, foram registrados os valores mínimo e máximo encontrados em cada ponto.

Para verificar o quanto os sons emitidos pela estrada se perpetuam dentro da área florestada da RBS, foram feitas medições, seguindo o mesmo procedimento, a cada distância aproximada de 100 m a partir da rodovia PE-060, para dentro da maior área da Unidade, finalizando-se próximo de seu limite oeste, às margens do primeiro reservatório de água. A menor área dividida pela PE-076 foi desconsiderada por haver grande intensidade de uso por pessoas que buscam lazer em uma cachoeira que existe no local. Os trabalhos foram autorizados pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Autorização nº 19115-5).

RESULTADOS

Riqueza, abundância, diversidade e distribuição temporal dos anuros de solo

Foram registrados 245 anuros, distribuídos em 14 espécies e sete famílias (Tab. I), predominando Leptodactylidae (35.72% da abundância total) e Bufonidae (21.42%). A curva de rarefação de espécies não estabilizou (Figura 2), mas houve grande diminuição do desvio-padrão, e ambos os estimadores *Chao 1* e *Chao 2* estimaram 14.35 e 14.14 espécies, respectivamente. A maioria das espécies foi rara (71.42% da abundância total), três foram abundantes (14.28%) e uma foi muito abundante (7.14%). Os índices de Shannon-Wiener e Simpson indicaram uma diversidade de 1.46 e 0.95, respectivamente.

Não houve diferença na abundância dos anuros entre as estações chuvosa ou seca ($U = 145$, $p = 0.14$). Nem a distribuição da abundância total nem as das populações se correlacionaram com qualquer dos parâmetros abióticos (*Leptodactylus* gr. *marmoratus*, Temperatura (T): $r_s = 0.19$ ($p = 0.24$), Umidade (U): $r_s = 0.06$, $p = 0.71$, Pluviosidade (P): $r_s = -0.25$, $p = 0.10$; *L. natalensis*, T: $r_s = -0.24$, $p = 0.13$, U: $r_s = 0.18$, $p = 0.25$, P: $r_s = -0.05$, $p = 0.74$, *R. jimi*, T: $r_s = 0.06$, $p = 0.71$, U: $r_s = 0.19$, $p = 0.09$, P: $r_s = 0.07$, $p = 0.63$; *R. gr. margaritifera*, T: $r_s = 0.80$, $p = 0.01$, U: $r_s = -0.19$, $p = 0.22$, U: $r_s = 0.48$, $p = 0.09$, P: $r_s = -0.09$, $p = 0.56$).

Nenhuma das espécies ocorreu durante o ano inteiro (Tab. II). *Leptodactylus* gr. *marmoratus*, *L. natalensis* e *Rhinella* gr. *margaritifera* apresentaram maior distribuição temporal, seguidas de *R. jimi*, que ocorreu do final da estação seca até o final da chuvosa. Todas apresentaram pico populacional no início da estação chuvosa. *L. vastus* ocorreu durante a estação chuvosa, com um indivíduo no final desta estação.

Chiasmocleis alagoanus, *Dermatonotus muelleri*, *I. ramagii*, *L. spixi*, *L. troglodytes*,

Lithobates palmipes e *Proceratophrys boiei* ocorreram na transição entre a estação seca e a chuvosa.

Distribuição espacial

As linhas mais distantes das rodovias apresentaram as menores abundâncias (Tab. III, P1 = 13 indivíduos, P2 = 12 indivíduos), seguidas das P8 (18 indivíduos), P5 (20 indivíduos), P6 (22 indivíduos) e P4 (37 indivíduos). As P3 e P7 apresentaram as maiores abundâncias (60 e 63, respectivamente). As P2 e P4 apresentaram as menores diversidades, enquanto a P3 apresentou diversidade próximo a 0.6 e as demais a apresentaram alta ou próximo desse valor (0.7). Para todas as parcelas, o índice de Simpson apresentou valores maiores do que os apresentados pelo índice de Shannon-Wiener, indicando a predominância de algumas espécies em detrimento de outras. Nas parcelas P1, P2, P5, P6 e P8 não houve predominância de qualquer espécie, havendo predominância apenas nas P3, P4 (*R. gr. margaritifera* em ambas, e alta abundância de *L. natalensis* na segunda). A P7 apresentou alta abundância de *R. jimi*, *R. gr. margaritifera* e foi a única a apresentar alta abundância de *L. gr. marmoratus*.

Não houve diferença nem na abundância das parcelas (Anova Kruskal-Wallis $H=2.87$, $p = 0.89$), nem na composição das parcelas (Anosim $R=0.22$, $p=0.19$). De forma semelhante, o escalonamento multidimensional não indicou nenhuma separação forte entre os grupos de parcelas e nem mesmo uma disposição delas seguindo qualquer padrão de distância das rodovias (Figura 3).

Atropelamentos

Foram registrados 20 anuros atropelados, nove na PE-060: seis de *Rhinella* gr. *margaritifera* e três de *R. jimi*; e onze na PE-076: seis de *Leptodactylus* gr. *marmoratus*, três de *R. jimi*, um de *R. gr. margaritifera* e um de *Chiasmocleis alagoanus*. Desses animais, três exemplares de *Rhinella jimi* foram encontrados durante

a estação seca, um na PE-060 e dois na PE-076, e um *L. gr. marmoratus* na PE-076, sendo o restante dos animais encontrado entre o início e o meio da estação chuvosa. A PE-060 apresentou uma taxa de três atropelamentos por quilômetro por ano, enquanto a PE-076 a apresentou em 7.3 atropelamentos por quilômetro por ano. Em nenhuma das rodovias foi possível identificar pontos críticos mortalidade.

Distribuição dos ruídos

A RBS apresentou uma intensidade de ruídos mínima e máxima de, respectivamente, 45.96 dB e 54.27 dB, com desvios-padrões de 5.71 e 8.14, respectivamente. A distribuição dos ruídos está ilustrada na Fig. 4. Os ruídos foram mais intensos até a uma distância de cerca de 200 m da rodovia, com queda brusca em aproximadamente 13 dB a partir dos primeiros 100 m, e de aproximadamente 8 dB a 200 m da rodovia. Entre 200 m e 800 m de distância a intensidade dos sons diminuíram em aproximadamente 1.5 dB a cada 100 m, representando uma área em que a emissão dos sons era filtrada pela floresta.

A intensidade volta a subir próximo do riacho Saltinho e das quedas d'água oriundas dos açudes, chegando a um valor máximo de aproximadamente 70 dB no açude menor. A área de influência do ruído produzido por esses corpos d'água não se estende por mais de 100 m a partir de seus locais, voltando, após a queda d'água do segundo (e maior) açude, a valores baixos de intensidade de ruído. Assim, nas áreas sem influência dessas estruturas ruidosas, as medidas de ruído foram de em média 43.38 dB, com desvio-padrão de 2.71 dB para o valor mínimo, e em média 49.85 dB, com desvio-padrão de 4.31 dB para os valores máximos, podendo ser considerados os valores de ruídos médios da área sem influência das rodovias na RBS (figura 4).

A uma distância de cerca de 400 m da PE-060, já é audível a passagem de automóveis de médio-porte (carros de passeio) e, a uma distância de cerca de 800 m,

ainda é audível a passagem de veículos de grande porte (caminhões e ônibus) e de algumas motos. Por isso é possível afirmar que o efeito indireto desta rodovia relativo à emissão de ruídos se estende a mais de 800 m de sua margem (figura 4).

DISCUSSÃO

Riqueza, abundância, diversidade e distribuição temporal dos anuros de solo

Apesar da curva de rarefação não ter estabilizado, a contínua diminuição do desvio-padrão até a variação mínima da curva, associado às estimativas de riqueza de 14.35 e 14.14 espécies pelos índices *Chao 1* e *Chao 2* indicam que, teoricamente, todas as espécies passíveis de serem registradas pelos *pitfalls* foram amostradas. Dessas espécies, *Rhinella* gr. *margaritifera* representa o primeiro registro para o Estado e *Chiasmocleis alagoanus* representa o segundo (Santos & Amorim 2010).

Lloyd et al. (1968) afirmam que em ambientes muito impactados ocorrem muitas espécies raras e poucas dominantes, mais tolerantes às novas condições ambientais (Cushman 2006). Outros estudos também registram altos valores de diversidade de anfíbios em áreas alteradas (Conte & Machado 2005; Conte & Rossa-Feres 2006). Assim, o fato da RBS ser uma área secundária com grande impacto humano pode ser responsável pelos altos valores de diversidade encontrados e pelo alto número de espécies consideradas raras (10), uma vez que todas as espécies registradas são encontradas em áreas abertas (Aquino et al. 2004; Andrade & Carnaval 2004; Colli et al. 2004; Heyer & Carvalho-e-Silva 2004; Juncá & Carnaval 2004; Brasileiro et al. 2008; SOUZA et al., 2008; Angulo 2010; Arzabe & Heyer 2010; Borges-Nojosa & Skuk 2010; Mijares et al. 2010; Oliveira et al. 2010; Solís et al. 2010).

Essa alta raridade associada às baixas abundâncias registradas para tantas espécies tolerantes é preocupante, quando comparadas às abundâncias maiores registradas pelo mesmo método em outros fragmentos de Floresta Atlântica no Estado

(Moura 2010). O conhecimento existente sobre os efeitos de perda de habitat e fragmentação para os anuros evidenciam respostas negativas das populações ao aumento de perturbações ambientais (Cushman 2006; Gardner et al. 2007), e alguns estudos afirmam que a configuração dos fragmentos florestais passa a ser mais importantes do que o efeito de redução da área (Homan et al. 2004).

Seguindo essa óptica, e considerando que estudos recentes apontam que fatores como estrutura da vegetação, microclima, heterogeneidade ambiental e a presença de riachos e corpos d'água são importantes para a manutenção da abundância e riqueza de anuros (Vallan 2000; Jellinek et al. 2004; Dixo & Metzger 2008), era esperado o registro de abundâncias maiores devido à proximidade das parcelas a corpos d'água. Assim, as baixas abundâncias da maioria das espécies tolerantes podem indicar que a RBS esteja sofrendo um impacto maior que a capacidade de tolerância dessas espécies, restando aquelas com maior resistência (*Rhinella* gr. *margaritifera*, *R. jimi*, *Leptodactylus* gr. *marmoratus*, *L. natalensis*; Dixo & Verdade 2006; Bernarde 2007; Andrade et al., 2010; Solís et al., 2010) com maior abundância (Laurance et al. 2002; Henle et al., 2004; Laurance 2008). Abundâncias significativamente menores em ambientes ripários, quando comparados com fragmentos maiores de floresta contínua, já foram observadas em vários ambientes alterados, podendo este ser um padrão generalizado para anfíbios (Marczak et al. 2010).

No tocante à distribuição temporal, a ausência de espécies anuais divergiu do esperado. Vasconcelos e Rossa-Feres (2005) afirmam que a ocorrência de espécies anuais está relacionada com uma estação seca menos rigorosa, que é o caso da RBS. É provável que a ausência de espécies anuais tenha decorrido da baixa abundância registrada, que não foi suficiente para detectar esse padrão de distribuição anual esperado (Vasconcelos & Rossa-Feres 2005). Apenas as espécies mais abundantes, e

provavelmente com maior resiliência aos impactos sofridos pela RBS, apresentaram distribuições mais amplas. A ausência de correlação entre os dados bióticos e abióticos em populações de anuros de serrapilheira é um fenômeno comum (Keller et al. 2009), e já relatado em vários estudos (Grandinetti & Jacobi 2005; Silva & Rossa-Feres 2007).

Distribuição espacial

Fahrig & Rytwinski (2009) afirmam que há duas categorias de espécies afetadas negativamente por estradas: aquelas afetadas pelos distúrbios causados pelo tráfego (ruídos, poluição, intensificação do efeito de borda); e aquelas vulneráveis a atropelamentos. Relativo aos distúrbios, Forman (2000) estimou a extensão do efeito de uma estrada nos Estados Unidos entre 200 e 800 metros. Devido à sensibilidade dos anuros a diversas alterações ambientais, sua distribuição ao longo de um gradiente de impacto é considerado um excelente modelo ecológico para detecção de extensão desse impacto (Blaustein et al. 1994; Schlaepfer & Gavin 2001; Vitt & Caldwell 2001).

Alguns estudos relatam a relação negativa entre a densidade do tráfego e a abundância relativa dos anuros (Fahrig et al. 1995; Carr & Fahrig 2001) e Eigenbrod et al. (2008) relata que o efeito negativo da densidade de estradas sobre a riqueza de anuros em corpos d'água foi maior do que o efeito positivo da cobertura florestal sobre esta, divergindo de outros estudos que apontam efeitos quantitativamente semelhantes (Houlahan & Findlay 2003). Fahrig & Rytwinski (2009), em revisão bibliográfica, relatam que a diminuição da abundância é resposta geral das populações de anuros à presença de rodovias. Assim, a ausência de diferença nas abundâncias das áreas próximas e afastadas das estradas registradas neste trabalho indica que as estradas não causam um efeito indireto diferenciado dos demais impactos da RBS sobre a distribuição das populações de anuros de solo amostradas na RBS. Apesar das estradas serem consideradas como um dos fatores mais importantes como preditores da

presença e da abundância de anfíbios (Fahrig et al. 1995; Lehtinen et al. 1999; Cushman 2006), não houve mais ou menos registros de animais em função das distâncias de cada parcela em relação às rodovias.

Porém, esse resultado não indica ausência de efeito das estradas sobre a anurofauna registrada, mas sim que as populações amostradas podem ser consideradas tolerantes aos efeitos da presença das rodovias (Fahrig 1995; Jaerger et al. 2005; Fahrig & Rytwinski 2009). As espécies mais abundantes neste estudo são tolerantes às condições ambientais associadas a áreas abertas (Andrade & Carnaval 2004; Heyer & Carvalho-e-Silva 2004; Angulo 2010; Solís et al. 2010) e também devem tolerar as condições geradas pelas estradas, diferentemente das outras espécies amostradas, com mais baixa abundância, mas também encontradas em outros fragmentos impactados, sem rodovias, no Estado (Moura et al. 2011). Isso corrobora a afirmação de Fahrig & Rytwinski (2009) de que o efeito negativo e indireto generalizado das estradas sobre os anuros é a redução da abundância, fato também registrado por Gibbs (1998).

Essa conclusão apresenta um grau de especulação por um problema já reportado em outros trabalhos (Houlahan & Findlay 2003; Roedenbeck & Köhler 2006): não há como dissociar os efeitos exclusivos das rodovias dos demais impactos sofridos pelo fragmento florestal. Desse modo a similaridade entre as parcelas encontrada neste trabalho pode ser resultante do conjunto de impactos negativos sobre a RBS (Rebio Saltinho 2003), e não apenas da presença das rodovias e seus efeitos (Forman 2000).

Atropelamentos

O impacto do atropelamento já é bastante relatado para vários táxons (Glista et al., 2009), inclusive no Brasil (Vieira 1996; Rosa & Mauhs, 2004; Milli & Passamani 2006; Prado et al. 2006; Pereira et al., 2006; Cherem et al., 2007; Silva et al., 2007; Gumier-Costa & Sperber 2009; Turci & Bernarde 2009; Zaleski et al. 2009; Sousa &

Miranda 2010; Costa 2011), mas nenhuma referência foi encontrada para Pernambuco, sendo este o primeiro relato. Os anfíbios são bastante afetados pelos atropelamentos, sendo este considerado o principal problema associado a estradas a afetar esses animais (Fahrig & Rytwinski 2009), muito embora Glista et al. (2007) afirmem que eles compõem o grupo cujos acidentes são os menos documentados. Gibbs (1998) reporta que habitats associados a áreas abertas apresentaram maior permeabilidade para a dispersão de anfíbios do que aqueles associados a estradas. A alta ocorrência de atropelamentos em anfíbios está relacionada à sua necessidade de habitats complementares no decorrer de seu ciclo de vida, o que às vezes os levar a ter que atravessar as rodovias (Carr & Fahrig 2001), assim como sua tendência a permanecer imóveis com a aproximação de veículos (Mazerolle et al. 2005; Bouchard et al. 2009). Animais com maiores taxas de dispersão são mais suscetíveis a atropelamentos, como uma das causas de mortalidade na dispersão (Casagrandi & Gatto 1999). A maioria dos registros de animais mortos na RBS ocorreu na estação chuvosa, podendo esse fato ser associado ao deslocamento para corpos d'água para reprodução. Essa necessidade de deslocamento já é conhecida como um fator a intensificar a exposição desses animais ao risco de atropelamentos (Gibbs 1998; Carr & Fahrig 2001; Forman et al. 2003; Eigenbrod et al. 2008).

Apesar disso, o baixo número de registros total não permite uma análise estatística quantitativa. O número de atropelamentos registrados nesse trabalho é muito inferior aos altos números registrados em outras localidades: Fahrig et al. (1995), 1856 carcaças em 506 km por seis noites em período de reprodução no Canadá (3.67 atropelamentos/km/6 dias); Ashley & Robinson (1996), 30034 em 3.6 km por quatro anos em Ontário (2085.7 atropelamentos/km/ano); Smith & Dodd (2003), 833 carcaças em 3.2 km em um ano (260 atropelamentos/km/ano) e Glista et al. (2007), 9809

atropelamentos em monitoramento por duas vezes na semana, durante um ano, de 12 km de rodovias nos Estados Unidos (817 atropelamentos/km/ano).

No Brasil esses registros têm sido consideravelmente menores, e as taxas de três atropelamentos/km/ano da PE-060 e 7.3 atropelamentos/km/ano na PE-076 não são tão diferentes do registrado em outros trabalhos: Milli & Passamani (2006) relatam o atropelamento de quatro anuros em uma estrada de 28 km, monitorada por dez meses (0.14 atropelamentos/km/10 meses); Silva et al. (2007) registraram 51 atropelamentos em 9 km de estrada no Paraná por sete meses (5.6 atropelamentos/km/7 meses); Hengemühle & Cademartori (2008) registram 64 anuros em 13 km de monitoramento em 10 meses de monitoramento (4.92 atropelamentos/km/ano) no Rio Grande do Sul, Turci & Bernade (2009) registram 68 atropelamentos em um ano de monitoramento de uma rodovia de 110 km na Amazônia (0.61 atropelamentos/km/ano).

Apesar da proximidade dos valores, a comparação dos dados é prejudicada por conta da diferença nas escalas e principalmente do esforço amostral não ser padronizado entre os trabalhos, alguns feitos de carro (Prado et al. 2006, Gumier-Costa & Sperber 2009), a pé (Hels & Buchwald 2001; Hengemühle & Cademartori 2008), e outros a pé e de bicicleta ou carro (Ashley & Robinson 1996; Silva et al. 2007, presente trabalho). O monitoramento por carro é considerado menos eficiente que o feito a pé, mesmo quando feito à baixa velocidade, como feito pela maioria dos estudos, diminuindo a possibilidade de detecção de carcaças pequenas como as dos anfíbios (Hels & Buchwald 2001). O registro de maior atropelamento na PE-076 pode estar relacionado à amostragem a pé nessa rodovia, enquanto na PE-060 também foi realizada de carro, caso em que um animal (*Rhinella jimi*) foi visualizado morto.

Hels & Buchwald (2001) chamam atenção para outro ponto importante, o fato de os animais mortos não permanecerem nas estradas por muito tempo, sendo comidos por

animais comedores de carniça ou destruídos pela contínua passagem dos carros sobre elas, e estimam que as carcaças de anuros sejam removidas das rodovias em menos de 24 horas. Assim, considerando a amostragem semanal realizada no presente trabalho, vários animais certamente devem ter sido removidos das rodovias no intervalo entre uma amostragem e outra, que também deve ter ocorrido nos outros trabalhos com intervalos de amostragem maiores. Desconsiderando-se deliberadamente, para fins de representação, a influência da pluviosidade na exposição desses animais ao atropelamento (Eigenbrod et al. 2008) e extrapolando-se os dados obtidos em 55 dias para 365 dias, pode-se esperar o registro aproximado de 133 animais dessas espécies (6.65 vezes maior) 60 na PE-060 (19.90 atropelamentos/km/ano) e 73 na PE-076 (58.66 atropelamentos/km/ano), um número bastante alto, ainda que inferior aos registros de outras localidades fora do Brasil (Fahrig et al. 1995; Ashley & Robinson 1996; Smith & Dodd 2003; Glista et al. 2007).

Distribuição dos ruídos

A redução contínua da intensidade de ruídos era esperada na medida em que aumentasse a distância da PE-060 e os resultados indicam a influência dos sons emitidos pelas rodovias até uma distância aproximada de 800 m na área florestada. Esse valor indica uma área bem maior do que a registrada em estudos anteriores, 350 m (Pocock & Lawrence 2005) e 450 m (Summers et al. 2011), indicando que a estrutura da RBS apresenta uma maior penetrabilidade de sons.

Considerando que os efeitos de estrada apresentam limites diferenciados nas florestas dependendo do tipo de efeito analisado e do ambiente colateral às estradas (Forman & Deblinger 2000), é possível especular que essa penetração maior se deve ao caráter mais “aberto” da vegetação da RBS. Devido à cobertura secundária da floresta, com a presença de várias clareiras, e inclusive uma grande linear que liga a entrada da

RBS aos açudes, há uma menor amortecimento do impacto sonoro devido a uma baixa absorção dos sons que, de outra forma, seriam absorvidos mais rapidamente pela vegetação e evitaria o grande alcance deste efeito indireto de estrada.

Esses ruídos geram uma interferência que reduz a área de percepção de um sinal sonoro como as vocalizações animais (Brumm & Slabberjoorn 2005). A interferência acústica de origens naturais pode levar à modificação nas vocalizações por meio de seleção de sons com características mais eficientes para a comunicação (Littlejohn 1965) e a interferência acústica oriunda de atividades humanas podem atuar da mesma maneira (Katti & Warren 2004; Warren et al. 2006).

Em pássaros, principal grupo de estudo de impacto ambiental, vários efeitos negativos da exposição aos sons das estradas têm sido relatados, embora Summers et al. (2011) apresente questionamentos quanto à exclusividade deste fator como causa negativa. Já os anuros sofrem interferência acústica quando vocalizam em sítios reprodutivos próximos a estradas (Bee & Swanson 2007), caso do presente trabalho. Sun & Narins (2005) demonstram a alteração no comportamento de vocalização em várias espécies de anuros em resposta aos ruídos, caso em que três diminuíram as taxas de vocalização e uma a aumentou. Bee & Swanson (2007), demonstraram a interferência dos ruídos reduzindo a habilidade orientação de fêmeas em direção a machos em vocalização. Parris et al. (2009) demonstram a alteração na frequência dos sons emitidos por duas espécies de anuros, registrando o aumento nesta em casos de interferência sonora. Eigenbrod et al. (2009) relatam a diminuição de abundância de anuros mesmo a centenas de metros de distância de uma rodovia no Canadá.

Embora não tenha sido objetivo deste trabalho, em incursões noturnas nos corpos d'água da RBS próximos às parcelas foi possível constatar uma baixa abundância de animais vocalizando, e a ocorrência principalmente das espécies de áreas

abertas *Dendropsophus* gr. *branneri* (Cochran 1948) e *Hypsiboas semilineatus* (Spix 1824), também em baixa abundância quando comparados com outras localidades (Lisboa et al. 2011). Essa baixa abundância, como discutido acima, também ocorreu nos animais de solo e tais espécies ocorrentes, corroborando com o exposto acima, parecem ser aquelas capazes de sobreviver nas condições ambientais fornecidas pela RBS, como resultado de um processo seletivo que removeu outras espécies de anuros com mais requisitos ecológicos (Ridley 2006), cuja ocorrência seria esperada também para a RBS, em função de sua distribuição geográfica (Moura et al. 2011).

Conclusão

Não foi registrada diferença na distribuição da anurofauna de solo em relação às rodovias, embora não seja possível afirmar que elas não tenham efeitos negativos sobre os animais, tendo em vista a impossibilidade de dissociar os seus efeitos dos demais impactos sofridos pela RBS. Mesmo fragmentos florestais pequenos ligados a riachos (caso da RBS) são considerados importantes para a fauna de anfíbios em paisagens muito fragmentadas (de Lima & Gascon 1999; Becker et al. 2007), ajudando a manter a diversidade de espécies de anuros Rodríguez-Mendoza & Pineda (2010). As baixas abundâncias encontradas e os atropelamentos registrados são fenômenos que estão conhecidos como consequência das rodovias indireta e diretamente, respectivamente. Assim, as rodovias da RBS precisam ser manejadas de modo a permitir a “*preservação integral da biota*” (Lei nº 9.985/2000, Art. 10) da RBS, objetivo desta categoria de unidade de conservação (Reserva Biológica) segundo a Lei nº 9.985/2000.

Medidas de modificação do comportamento dos motoristas (placas informativas e redutores eletrônicos de velocidade) já foram tomadas, sem sucesso, pois os autores visualizaram atropelamentos de outros animais, e também há vários relatos de atropelamento feitos por funcionários da RBS. Assim, resta necessária a alteração do

plano de manejo da RBS, prevendo, por exemplo, a alteração do habitat para a implantação de estruturas que permitam a passagem segura dos anuros pelas rodovias (Romin e Bissonette 1996; Forman et al. 2003). Tais mudanças na área foram sugeridas por Andrade & Moura (2011), visando a mitigar pelo menos o impacto causado pela fragmentação pelas rodovias, e diminuindo a pressão exercida pelos atropelamentos sobre a manutenção da anurofauna que persiste nesta que é uma das Unidades a tentar conservar a biota da altamente depauperada Floresta Atlântica do Brasil.

Agradecimentos. Aos funcionários da RBS pela compreensão e pelo apoio, a Iris Melo, Elizardo Lisboa e Arthur Marrocos pelas contribuições em campo e intelectuais, e aos Dr. Enrico Bernard, Ednilza Maranhão dos Santos e Antônio Rossano Mendes Pontes pela leitura crítica do manuscrito.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALFORD, R. A. & RICHARDS, S. J. 1999. Global Amphibian Declines: A problem in applied Ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics** 30:133-65.
- ANDRADE, E.V.E. & MOURA, G.J.B. 2011. Proposta de manejo das rodovias da Rebio Salinho para mitigação do impacto sobre a anurofauna de solo. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais** 2: 24-38.
- ANDRADE, G. & CARNAVAL, A.C.O.Q. 2004. *Rhinella jimi*. In: **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 25.07.2011
- ANDRADE, H. M. O.; BERMINGHAM, J.; AULESTIA, C. & PAUCAR, C. 2010. Herpetofauna of the Bilsa Biological Station, province of Esmeraldas, Ecuador.

Check list 6(1). Disponível em: <www.checklist.org.br/getpdf?SL002-08>

Acesso em 14.09.2011

ANDREANI, P.; SANTUCCI, F. & NASCETTI, G. 2003. Le rane verdi del complesso *Rana esculenta* come bioindicatori della qualità degli ambienti fluviali italiani.

Biologia Ambientale 17: 35 – 44.

ANGULO, A. 2010. *Leptodactylus marmoratus*. In: **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 25.07.2011

AQUINO, L.; KWET, A.; SEGALLA, M.V. & BALDO, D. 2004. *Rhinella crucifer* In: **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>.

Acesso em: 25.07.2011

ARZABE, C. & HEYER, R. 2010. *Leptodactylus troglodytes*. In: **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em:

25.07.2011

ASHLEY, E.P., AND J.T. ROBINSON. 1996. Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the Long Point Causeway, Lake Erie, Ontario. **Canadian Field Naturalist 110:** 403 – 412.

BASTAZINI, C. V.; MUNDURUCA, J. F. V.; ROCHA, P. L. B. & NAPOLI, M. F. 2007. Which Environment 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.

BEEBEE, T. J. C. & GRIFFITHS, R. A. 2005. The amphibian decline crisis: a watershed in conservation biology? **Biological Conservation 125:** 271–285.

BEE, M. A. & SWANSON, E. M. 2007. Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise. *Animal Behaviour* 74:1765-1776.

- BECKER, C. G. ; FONSECA, C. R. ; HADDAD, C. F. B. ; BATISTA, R. F. & PRADO, P. I. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. **Science** **318**: 1775-1777.
- BERNARDE, P. S. 2007. Ambientes e temporada de vocalização da anurofauna no Município de Espigão do Oeste, Rondônia, Sudoeste da Amazônia - Brasil (Amphibia: Anura). **Biota Neotropica** **7**(2): 87-92.
- BERNARDE, P. S. & MACHADO, R. A. 2000. Riqueza de espécies, ambientes de reprodução e temporada de vocalização da anurofauna em Três Barras do Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). **Cuadernos de Herpetologia**. **14**(2):93-104.
- BERTOLUCI, J. & RODRIGUES, M. T. 2002. Seasonal patterns of breeding activity of Atlantic Rainforest anurans at Boraceia, Southeastern Brazil. **Amphibia-Reptilia** **23**:161-167.
- BORGES-NOJOSA, D. & SKUK, G. 2010. *Proceratophrys boiei*. In: **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 25.07.2011
- BLAUSTEIN, A. R., WAKE, D. B. & SOUSA, W. P. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. **Conservation Biology** **8**:60-71.
- BODENHEIMER, F. S. 1995. **Problems of animal ecology**. Oxford University, 179p.
- BOUCHARD, J., A. T. FORD, F. E. EIGENBROD, AND L. FAHRIG. 2009. Behavioral responses of northern leopard frogs (*Rana pipiens*) to roads and traffic: implications for population persistence. **Ecology and Society** **14** (2): 23. Disponível em: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art23/>

- BRASILEIRO, C.A.; LUCAS, E.M.; OYAMAGUCHI, H.M.; THOMÉ, M.T.C.; DIXO, M. 2008. Anurans, Northern Tocantins River Basin, states of Tocantins and Maranhão, Brazil. **Check List** 4(2): 185–197.
- BRIERS, R. A. 2002. Incorporating connectivity into reserve selection procedures. **Biological Conservation** 103:77-83.
- BROTONS, L. & HERRANDO, S. 2001. Reduced bird occurrence in pine forest fragments associated with road proximity in a Mediterranean agricultural area. **Landscape Urban Plann** 57:77-89.
- BRUMM, H. & SLABBEKOORN, H. 2005. Acoustic communication in noise. **Advances in the Study of Behaviour** 35:151-209.
- CABEZA, M. 2003. Habitat loss and connectivity of reserve networks in probability approaches to reserve design. **Ecology Letters** 6:665-672.
- CECHIN, S. Z. & MARTINS, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 17(3):729-740.
- CHEREM, J. J.; KAMMERS, M.; GHIZONI-Jr., I. R. & MARTINS, A. 2007. Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Biotemas** 20(2):81-96
- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. 2001. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Primer-e, Plymouth.
- COLLI, G.; REICHLE, S.; SILVANO, D. & FAIVOVICH, J. 2004. *Dermatonotus muelleri*. In: **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 25.07.2011
- COLLI, G. R.; ACCACIO, G. M.; ANTONINI, Y.; CONSTANTINO, R.; FRANCESCHINELLI, E. V.; LAPS, R. R.; SCARIOT, A.; VIEIRA, M. V. & WIEDERHECKER, H. C. 2003. A

- fragmentação dos ecossistemas e a biodiversidade brasileira: Uma síntese. *In:* RAMBALDI, D. M. & OLIVEIRA, D. A. S. eds. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas.** Ministério do Meio Ambiente. p.317-324.
- CONTE, C. E.; MACHADO, R. A. 2005. Riqueza de espécies e distribuição espacial e temporal em comunidade de anuros (Amphibia, Anura) em uma localidade de Tijucas do Sul, Parana, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 22: 940-948.
- CONTE, C. E. & ROSSA-FERES, D. C. 2006. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia: Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 23(1):162-175.
- CORN, P. S. 1994. Straight-line drift fences and pitfall traps. *In:* HEYER, W. R.; DONNELLY, M. A.; MCDIARMID, R. W.; HAYEK, L. C. & FOSTER, M. S. eds. **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians.** p.109-117. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- CRUMP, M. L. 1974. Reproductive strategies in a tropical anuran community. **University of Kansas Museum of Natural History Miscellaneous Publications** 61: 1-68.
- CUSHMAN, S.A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. **Biological Conservation** 128: 231 – 240.
- DE LIMA, M. G. & GASCON, C. 1999 The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. **Biological Conservation** 91: 241 – 247.
- DIAS, H. T. C. & OLIVEIRA-FILHO, A. T. 1997. Variação temporal e espacial da produção de serapilheira em uma área de floresta estacional semidecídua montana em Lavras-MG. **Revista Árvore** 21:11-2

- DIXO, M. & VERDADE, V. K. 2006. Herpetofauna de serrapilheira da Reserva Florestal de Morro Grande, Cotia (SP). **Biota Neotropica** 6(2). Disponível em:
<<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00806022006>>
Acesso em: 29.07.2011.
- DRAMSTAD, W. E.; OLSON, J. D. & FORMAN, R. T. T. 1996. **Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use planning**. Island Press, Washington, 80p
- DUELLMAN, W. E. & TRUEB, L. 1994. **Biology of Amphibians**. Johns Hopkins, 669p.
- FAUTH, J. E.; CROTHER, B. I. & SLOWINSKI, J. B. 1989. Elevational patterns of species richness, evenness and abundance of the Costa Rican leaf-litter herpetofauna. **Biotropica** 21(2):178-185.
- FORMAN, R. T. T. 2004. Road ecology's promise: What's around the bend? **Environment** 46(3):8-21.
- FORMAN, T. T. R. & ALEXANDER, L. E. 1998. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics** 29:207-231.
- FORMAN, R. T. T. & DUBLINGER, R. D. 2000. Estimated of the area affected ecologically by the roads system in the United States. **Conservation Biology** 14:31-3
- FORMAN, R. T. T. & GODRON, M. 1986. **Landscape Ecology**. Wiley & Sons, 619p.
- FORMAN, R. T. T.; SPERLING, D.; BISSONETTE, J. A.; CUTSHALL, C. D.; DALE, V. H.; FAHRIG, L.; FRANCE, R.; GOLDMAN, C. R.; HEANUE, K.; JONES, J. A.; SWANSON, F. J.; TURRENTINE, T. & WINTER, T. C. 2003. **Road ecology: science and solutions**. Washington Island Press, 481p.
- FRANKLIN, J. F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? **Ecological Applications** 3:202-205.

FREIRE, E. M. X. & SILVANO, D. 2004. Chiasmocleis alagoanus. *In: IUCN Red List of Threatened Species*. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em:

25.07.2011

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOUCHER, M. & BORGES, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation** 91:223-229.

GIRALDELLI, G.R. 2007. **Estrutura de comunidades de lagartos ao longo de um gradiente de vegetação em uma área de Cerrado em Coxim, MS**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul.

GLISTA, D. J.; DEVAULT, T. L. & DEWOODY, J. A. 2007. Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians. **Herpetological Conservation and Biology** 3(1):77-87.

GLISTA, D. J.; DEVAULT, T. L.; DEWOODY, J. A. 2009. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. **Landscape and Urban Planning** 91:1-7

GOOSEN, M. 1997. Internal fragmentation: the effects of roads, highways, and powerline clearings on movements and mortality of rainforest vertebrates. *In: LAURANCE, W. F. & BIERREGARD, R. O. JR. eds. Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago. p.241-255.

GRANDINETTI, L. & JACOBI, C. M. 2005. Distribuição estacional e espacial de uma taxocenose de anuros (Amphibia) em uma área antropizada em Rio Acima – MG. **Lundiana** 6(1):21-28.

- GREENBERG, C. H., NEARY, D. G. & HARRIS, L. D. 1994. A comparison of herpetofaunal sampling effectiveness of pitfall, single-ended and double-ended funnel traps used with drift fences. **Journal of Herpetology** 28(3):319-324.
- GUMIER-COSTA, F. & C.F. SPERBER. 2009. Atropelamentos de vertebrados na Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil. **Acta Amaz.** 39(2): 459-466.
- HACC – **Herpetological Animal Care and Use Comittee of the American Society of Ichthiologists and Herpetologists**. 2004. Guidelines for use of live amphibians. 42p.
- HADDAD C. F. B. & SAZIMA, I. 1992. Anfíbios anuros da Serra do Japi. In: MORELLATO, L.C.P. ed. **História natural da Serra do Japi**. Editora da Unicamp/ FAPESP, Campinas. p.188-211.
- HANSEN, M. & CLEVINGER, A. P. 2005. The influence of disturbances and habitat on the frequency of non-native plant species along transportation corridors. **Biological Conservation** 125:249-259.
- HEANG, K. B.; LIAT, L. B. & LAMBERT, M. R. K. 1996. To determine the effects of logging and conversion of primary forests to tree crop plantations on herpetofaunal diversity in Peninsular Malaysia. **Conservation, Management and Development of Forest Resources** 1996:126-140.
- HEYER, R. & CARVALHO-E-SILVA, S.P. 2004. *Leptodactylus natalensis*. In: **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 25.07.2011
- HEYER, W. R.; RAND, A. S.; CRUZ, C.A.G.; PEIXOTO, O. L. & NELSON, C. E. 1990. Frogs of Boracéia. **Arquivos de Zoologia** 31:231-410.

- HOULAHAN, J. E.; FINDLAY, C. S.; SCHMIDT, B. R.; MEYER, A. H. & KUZMIN, S. L. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. **Nature** **404**:752–755.
- HOULAHAN, J.E. & FINDLAY, C.S. 2003. The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** **60**: 1078–1094.
- IZECKSON, E. & CARVALHO-E-SILVA, S. P. 2001. **Anfíbios do Município do Rio de Janeiro**. Editora UFRJ, Rio de Janeiro, 148p.
- JUNCA, F. A. 2001. Declínio Mundial das populações de Anfíbios. **Sitientibus, Série Ciências Biológicas** **1(1)**:62-68.
- JUNCA, F. A. 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)**:1-8.
- JUNCA, F. & CARNAVAL, A.C. 2004. *Ischnocnema ramagii*. In: **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 25.07.2011
- KAPOS, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology** **5**: 173-185.
- KATTI, M. & WARREN, P. S. 2004. Tits, noise and urban bioacoustics. **Trends in Ecology and Evolution**. **19(3)**:109-110.
- KELLER, A.; RÖDEL, M-O.; LINSSENMAIR, K. E. & GRAFE, T. U. 2009. The Importance of Environment Heterogeneity for Species Diversity and Assemblage Structure in Bornean Stream Frogs. **Journal of Animal Ecology** **78**:305-314.
- KWET, A.; DI-BERNARDO, M. 1999. **Pró-Mata - Anfíbios–Amphibien–Amphibians**. Porto Alegre: EDIPUCRS.107p.

- KREBS, C. J. 1999. **Ecological Methodology**. 2ed Addison Wesley Longman. 620 p.
- LANG, D. A. 2000. **What is the impact of conventional logging on anuran diversity and abundance in the Bulungan research forest, East Kalimantan?** Report for the Center of International Forestry Research. Bogor, Indonesia. 49p.
- LANGTON, T. E. S. 1989. **Toad Tunnel Conference: Amphibians and Roads**
Proceedings of the Toad Tunnel Conference. Bedfordshire, England. 202 pp.
- LAURANCE, W. F. 1991. Ecological correlates of extinction propo- neses in australian rainforest mammals. **Conservation Biology** 5(1):79-89.
- LAURANCE, W. F. & BIERREGARD, R. O. 1997. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press, 615p.
- LAURANCE, W.F., FERREIRA, L.V., RANKIN-DE-MERONA, J.M., LAURANCE, S.G., HUTCHINGS, R.G. & LOVEJOY, T.E. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology** 12(2): 460 – 464.
- LEHTINEN, R.M., GALATOWITSCH, S.M. & TESTER, J.R. 1999. Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. **Wetlands** 19, 1–12.
- LISBOA, E.B.F., MOURA, G.J.B., MELO, I., ANDRADE, E.V.E., FIGUEIRÊDO-JÚNIOR, J.M. 2011. Aspectos ecológicos de *Hypsiboas semilineatus* (Amphibia, Anura, Hylidae) em fragmento de Mata Atlântica, Nordeste do Brasil. **Revista Íbero Americana de Ciências Ambientais** 2: 21 – 30.
- LITTLEJOHN, M. J. 1965. Premating isolation in the *Hyla ewingii* complex (Anura: Hylidae). **Evolution** 19:234-243.
- LLOYD, M., INGER, R. F., KING & F. W. 1968. On the diversity of reptile and amphibian species in a bornean rain forest. **American Naturalist** 102(928):497-515.

- MACHADO, R. A.; P. S. BERNARDE; S. A. A. MORATO & L. ANJOS. 1999. Análise comparada da riqueza de anuros entre duas áreas com diferentes estados de conservação no município de Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia, Anura). **Revista Brasileira de Zoologia** **16**:997-1004.
- MARCZAK, L. B., SAKAMAKI, T., TURVEY, S. L., DEGUISE, I., WOOD, S. L. R. & RICHARDSON, J. S. 2010 Are forested buffers an effective conservation strategy for riparian fauna? An assessment using meta-analysis. **Ecological Applications** **20**: 126–134.
- MAGURRAN, A. E. 1988. **Ecological diversity and its measurements**. New South Wales, 179 p.
- MATLACK, G. R. 1994. Vegetation dynamics of the forest edge – trends in space and successional time. **Journal of Ecology** **82**:113-123.
- MAZEROLLE, M.; HOUT, M. & GRAVEL, M. 2005. Behavior of amphibians on the road in response to car traffic. **Herpetologica** **61**:380–388.
- MELO, A. S.; PEREIRA, R. A. S.; SANTOS, A. J.; SHEPHERD, G. J.; MACHADO, G.; MEDEIROS, H. F. & SAWAYA, R. J. 2003. Comparing species richness among assemblages using sample units: why not use extrapolation methods to standardize different sample sizes? **Oikos** **101**: 398–410.
- MILLI, M.S.; M. PASSAMANI. 2006. Impacto da Rodovia Josil Espíndula Agostini (ES-259) sobre a mortalidade de animais silvestres (Vertebrata) por atropelamento. **Natureza on line** **4(2)**: 40-46.
- Mijares, A.; Rodrigues, M.T. & Baldo, D. 2010. *Physalaemus cuvieri*. In: **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 25.07.2011

- MOURA, G.J.B. 2010. **Estrutura da Comunidade de Anuros e Lagartos de Remanescente de Mata Atlântica, com Considerações Ecológicas e Zoogeográficas sobre a Herpetofauna do Estado de Pernambuco, Brasil.** Tese de Doutorado. Universidade Federal da Paraíba.
- MOURA, G. J. B.; SANTOS, E. M.; ANDRADE, E. V. E. & FREIRE, E. M. X. 2011. Distribuição geográfica e caracterização ecológica dos anfíbios do estado de Pernambuco. *In*: MOURA, G. J. B.; SANTOS, E. M.; CABRAL, M. C. C. eds. **Herpetologia do Estado de Pernambuco**. Ibama.p. 51-83
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution** 10:58-62.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403:853-858.
- NICHOL, J. E. 1994. An examination of tropical rain forest microclimate using GIS modeling. **Global Ecology and Biogeography Letters** 4:69-78.
- O'CONNELL, M. A. 1989. Population dynamics of neotropical small mammals in seasonal habitats. **Journal of Mammalogy** 70:532-548.
- OLIVEIRA, R.M.; MACIEL, N.M. & VAZ-SILVA, W. 2010. New state Record of *Lithobates palmipes* (Spix, 1824) (Anura:Ranidae) in Brazil. **Herpetology Notes** 3: 277-278
- PALOMINO, D. & CARRASCAL, L. M. 2007. Threshold distances to nearby cities and roads influence the bird community of a mosaic landscape. **Biological Conservation** 140:100-109.
- PARRIS, K.M.; VELIK-LORD, M. & NORTH, J.A. 2009. Frogs call at a higher pitch in traffic noise. *Ecology and Society* 14(1): 25 [on line]. URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art25/>

- PEARMAN, P. B. 1997. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. **Conservation Biology** **11**:1211-1225.
- PEIXOTO, O. L. & PIMENTA, B. 2004. *Ischnocnema vinhai*. In: **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 05.02.2011
- PEREIRA, G. F. P. A.; ANDRADE, G. A. F. & FERNANDES, B. E. M. 2006. Dois anos de monitoramento dos atropelamentos de mamíferos na rodovia PA-458, Bragança, Pará. **Museu de Biologia Emílio Goeldi** **1**(3):77-83.
- PHILLIPS, K. 1990. Where have all the frogs and toads gone? **BioScience** **40**:422-424.
- PLUMPTRE, A. J. & GRIESER-JOHNS, A. D. 2001. Changes in Primate communities following logging disturbance. In: FIMBEL, R.A.; GRAJAL, A. & ROBINSON, J.G. eds. **The cutting edge: Conserving wild life in logged tropical forests**. Columbia University Press.p.71-92.
- POCOCK, Z. & LAWRENCE, R. E. 2005. How far into a forest does the effect of a road extend? Defining road edge effect in eucalyupt forests of south-eastern Australia. Pages 397–405 in C. L. Irwin, P. Garrett, and K. P. McDermott, editors. **Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation**. Center for Transportation and Environment, North Carolina State University, Raleigh, North Carolina, USA.
- PRADO, T.R., A.A. FERREIRA & Z.F. GUIMARÃES. 2006. Efeito da implantação de rodovias no cerrado brasileiro sobre a fauna de vertebrados. **Acta Scientiarum Biological Sciences** **28**(3): 237-241.
- RHEINDT, F. E. 2003. The impact of roads on birds: Does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? **Journal of Ornithology** **144**:295-306.

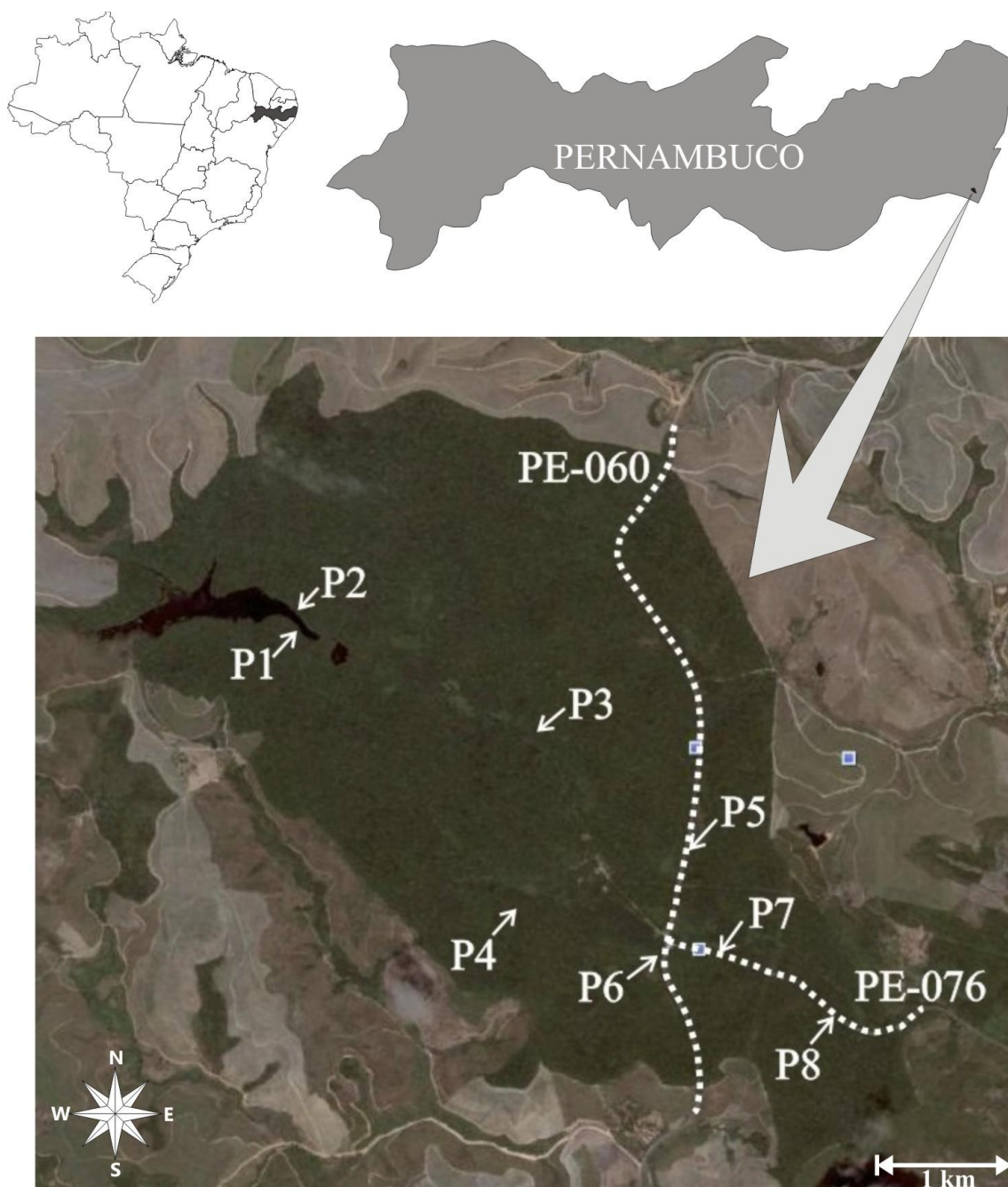
- RIDLEY, M. 2006. **Evolução**. 3a ed. Porto Alegre, Artmed.
- ROCHA, C. F. D.; VAN SLUYS, M.; BERGALLO, H. G. & ALVES, M. A. S. 2005. Endemic and threatened tetrapods in the Restingas of the biodiversity corridors of Serra do mar and of the Central da Mata Atlântica in eastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 65(1):159-168.
- RODRIGUES, E. 1998. Efeitos de borda em ambientes florestais. Cadernos da Biodiversidade. **Curitiba**. 1(2):1-5.
- ROEDENBECK, I. A. & KÖHLER, W. 2006. Effekte der Landschaftszerschneidung auf die Unfallhäufigkeit und Bestandsdichte von Wildtierpopulationen. 2006. **Naturschutz und Landschaftsplanung** 38: 314–322.
- ROMIN, L. A. & BISSONETTE, J. A. 1996. Deer-vehicle collisions: status os state monitoring activities and mitigation efforts. **Wildlife Bulletin** 24(2): 276-283.
- ROSA, O. & MAUHS, J. 2004. Atropelamentos de animais silvestres na rodovia RS – 040. **Caderno de Pesquisa, Série Biologia** 16: 35-42
- SANTOS, J. C. 2001. **Diagnóstico das Reservas Ecológicas da Região Metropolitana do Recife**. Secretaria de Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco, 79p.
- SANTOS, E. M. & AMORIM, F. O. 2010. Chiasmocleis alagoanus - Geographic distribution. **Herpetological Review** 41: 103.
- SANTOS, E. M. & CARNAVAL, A. C. O. Q. 2002. Anfíbios Anuros do estado de Pernambuco. In: TABARELLI, M. & SILVA, J. M. C. eds. **Diagnóstico da Biodiversidade do estado de Pernambuco**. v.2. Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente, 722p.
- SCHLAEPFER, M.A. & GAVIN, T.A. 2001. Edge effects on lizards and frogs in tropical forest fragments. **Conservation Biology** 15(4):1058-1068

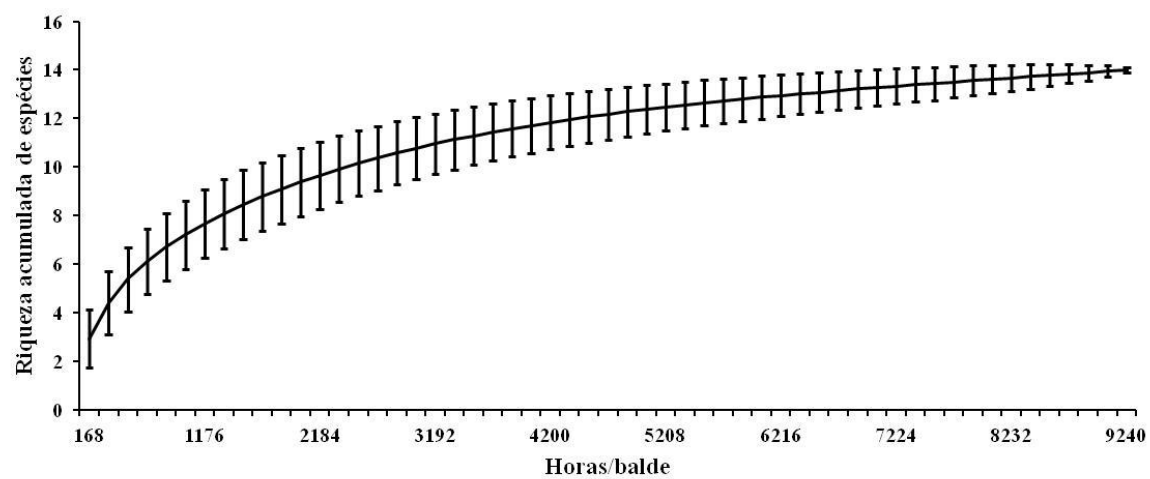
- SCHONEWALD-COX, C. & BUECHNER, M. 1992. Park protection and public roads. *In*: FIELDER, P. L. & JAIN, S. K. eds. **Conservation Biology – The Theory and practice of nature conservation, preservation and management**. Chapman and Hall. p.375-395.
- SICK, H. 1997. **Ornitologia brasileira, uma introdução**. Nova Fronteira, 862p.
- SILVA, F. R. & ROSSA-FERES, D. C. 2007. Uso de fragmentos florestais por anuros (Amphibia) de área aberta na região noroeste do estado de São Paulo. **Biota Neotropica** 7(2):141-148.
- SILVA, J. M. C. & TABARELLI, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature** 404:72-74.
- SILVA, M. O.; OLIVEIRA, I. S.; CARDOSO, M. W. & GRAF, V. 2007. Impacto dos atropelamentos sobre a herpetofauna da Floresta Atlântica (PR-340, Antonina, Paraná). **Acta Biológica Paranaense** 36(1-2):103-112
- SMITH, L.L.; DODD, C.K. 2003. Wildlife mortality on highway US 441 across Paynes Prairie, Alachua County, Florida. **Florida Scientist** 66:128-140.
- SOLÍS, F.; IBÁÑEZ, R.; JARAMILLO, C.; FUENMAYOR, Q.; SILVANO, D.; COLOMA, L.A.; LA MARCA, E.; RON, S. & HOOGMOED, M. 2008. *Rhinella* gr. *margaritifera*. *In*: **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em 11.02.2011
- SOUSA, M.A.N. & P.C. MIRANDA. 2010. Mamíferos terrestres encontrados atropelados na rodovia BR-230/PB entre Campina Grande e João Pessoa. **BioFar** 4(2): 72 – 82.
- SOUZA, V. M.; SOUZA, M. B. & MORATO, E. F. 2008. Efeito da sucessão florestal sobre a anurofauna (Amphibia: Anura) da Reserva Catuaba e seu entorno, Acre, Amazonia sul-ocidental. **Revista brasileira de Zoologia** 5(1):49-57.

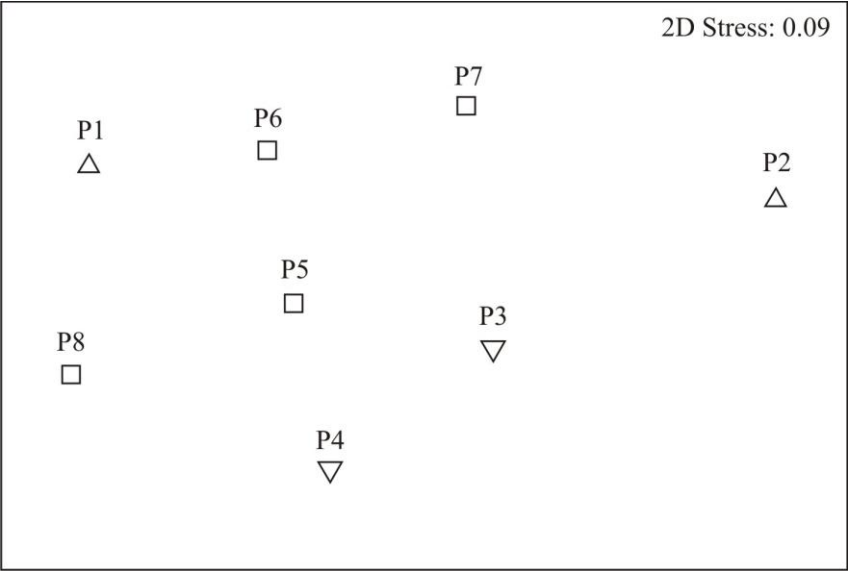
- SPARLING D.W., G. LINDER & C.A. BISHOP. 2000. **Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles**. Pensacola, SETAC Press, 875p.
- STUART, S. N.; CHANSON, J. S.; COX, N. A.; YOUNG, B. E.; RODRIGUES, A. S. L.; FISCHMAN, D. L. & WALLER, R. W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science** **306**:1783-1786.
- SUN, J. W .C. & NARINS, P. M. 2005. Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate. **Biological Conservation** **121**:419-427.
- SUMMERS, P.D.; CUNNINGTON, G.M. & FAHRIG, L. 2011. Are the negative effects of roads on breeding birds caused by traffic noise? **Journal of Applied Ecology** **48**: 1527 – 1534.
- TABARELLI, M.; MARINS, J. F. & SILVA, J. M. C. 2002. La biodiversidad brasileña amenazada. **Investigación y Ciência** **308**:42-49
- TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M. M. & BEDE, L. C. 2005. Desafios e oportunidades para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica Brasileira. Megadiversidade: Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade brasileira. **Minas Gerais** **1**(1):132-138.
- TROMBULACK, S. C. & FRISSEL, C. A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic environments. **Conservation Biology** **14**:118-130.
- TURCI, L. C. B. & BERNARDE, P. S. 2009. Vertebrados atropelados na Rodovia Estadual 383 em Rondônia, Brasil. **Biotemas** **22**(1):121-127
- VALLAN, D. 2000. Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. **Biological Conservation** **96**:31-43.
- VAN SLUYS, M.; VIRCBRADIC, D.; ALVES, M. A. S.; BERGALLO, H. G. & ROCHA, C. F. D. 2007. Ecological parameters of the leaf-litter frog community of an atlantic

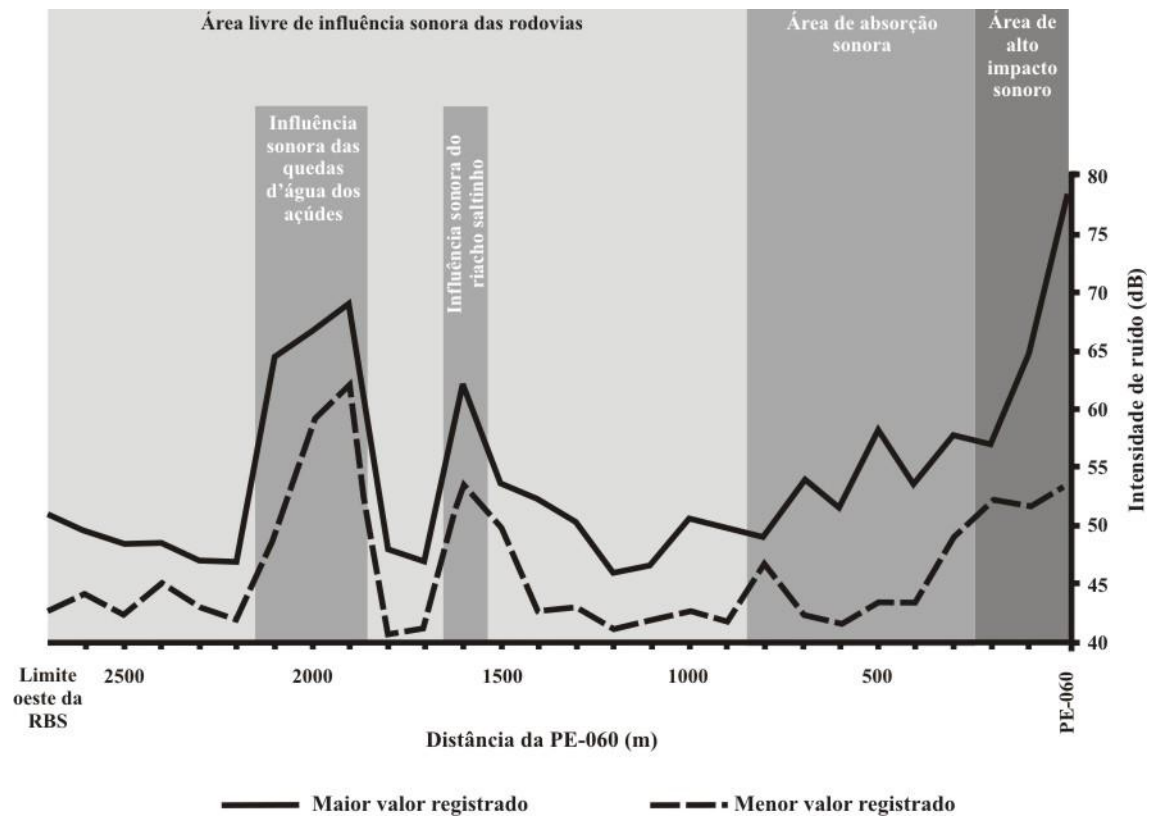
- rainforest area at Ilha Grande, Rio de Janeiro state, Brazil. **Austral Ecology** 32(3):254-260.
- VAN TEEFFELLEN, A. J. A.; CABEZA, M. & MOILANEN, A. 2006. Connectivity, probabilities and persistence: comparing reserve selection strategies. **Biodiversity and Conservation** 15: 899-919.
- VASCONCELOS, T. S. & ROSSA-FERES, D. C. 2005. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica** 5(2):1-14.
- VIEIRA, E.M. 1996. Highway mortality of mammals in Central Brazil. **Ciência e Cultura** 48(4): 270-272.
- VITT, J. K. & CALDWELL, H. M. 2001. The effects of logging on reptiles and amphibians of tropical forests. *In*: FIMBEL, R. A.; GRAJAL, A. & ROBINSON, J.G. eds. **The cutting edge: Conserving wild life in logged tropical forests**. Columbia University Press, p.239-259.
- VITT, L. J.; CALDWELL, J. P.; WILBUR, H. M. & SMITH, D. C. 1990. Amphibians as harbingers of decay. **Bioscience** 40:418.
- WARREN, P. S., KATTI, M.; ERMANN, M. & BRAZEL, A. 2006. Urban bioacoustics: it's not just noise. **Animal Behaviour** 71:491-502.
- WELLS, K. D. 2007. **The ecology and behavior of amphibians**. The university of Chicago Press, 1400p.
- WILLIAMS, P. H.; MARGULES, C. R. & HILBERT, D. W. 2002. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. *Journal of Biosciences* 27(4):327-338.
- ZAAR, J.H. 1999. **Biostatistical analysis**. Prentice-Hall, 663p.

FIGURAS









LEGENDA DAS FIGURAS

Figura 1: Mapa da Reserva Biológica Saltinho, indicando as localizações das rodovias PE-060 e PE-076 (linha tracejada) e das parcelas analisadas. Fonte: Google Earth. P1 – P8: parcelas 1 a 8, distância aproximada das parcelas para as rodovias: P1 e P2, 1700 m; P3 e P4, 650m; P5-P8, 10 m.

Figura 2: Curva de rarefação apresentando a acumulação de riqueza de anuros de solo na Reserva Biológica Saltinho de janeiro/2010 a janeiro/2011. As barras representam a variação no desvio-padrão ao longo da amostragem.

Figura 3: Representação em MDS baseado no índice de similaridade de Bray-Curtis da raiz quarta abundâncias de anuros de solo em oito parcelas distribuídas em diferentes distâncias de duas rodovias estaduais no fragmento de floresta atlântica da Reserva Biológica Saltinho, Pernambuco, Brasil. Distância aproximada das parcelas para as rodovias: P1 e P2, 1700 m; P3 e P4, 650m; P5-P8, 10 m.

Figura 4: Variação na intensidade mínima e máxima de ruídos registrados em um gradiente de distância da margem oeste da rodovia PE-060 na Reserva Biológica Saltinho, fragmento de Mata Atlântica no nordeste do Brasil, durante a alta estação de janeiro de 2012.

TABELAS

Tabela I: Riqueza, abundância total (AT), abundância relativa (AR, %), e classificação quanto a abundancia relativa (CAR) de anfíbios anuros de solo registrados nas estações seca e chuvosa na Reserva Biológica Saltinho, Pernambuco, Brasil.

	Estação chuvosa			Estação seca			Total geral
	(abr - set)			(out - mar)			
	AT	AR(%)	CAR	AT	AR(%)	CAR	
<i>Chiasmocleis alagoanus</i> Cruz, Caramaschi & Freire, 1999	1	1.20	rara	4	2.47	Rara	5
<i>Dermatonotus muelleri</i> (Boettger, 1885)	0	-	-	4	2.47	rara	4
<i>Ischnocnema ramagii</i> (Boulenger, 1888)	0	-	-	10	6.17	rara	10
<i>Leptodactylus</i> gr. <i>marmoratus</i> (Steindachner, 1867)	10	12.05	abundante	41	25.31	abundante	51
<i>L. natalensis</i> A. Lutz, 1930	12	14.46	abundante	15	9.26	rara	27
<i>L. spixi</i> Heyer, 1983	0	-	-	1	0.62	rara	1
<i>L. troglodytes</i> A. Lutz, 1926	0	-	-	1	0.62	rara	1
<i>L. vastus</i> A. Lutz, 1930	3	3.61	rara	1	0.62	rara	4
<i>Lithobates palmipes</i> (Spix, 1824)	0	-	-	4	2.47	rara	4
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	1	1.20	rara	3	1.85	rara	4
<i>Proceratophrys boiei</i> (Wied-Neuwied, 1825)	1	1.20	rara	2	1.23	rara	3
<i>Rhinella crucifer</i> (Wied-Neuwied, 1821)	0	-	-	1	0.62	rara	1
<i>R. jimi</i> (Stevaux, 2002)	17	20.48	abundante	13	8.02	rara	30
<i>R. gr. margaritifera</i> (Laurenti, 1768)	38	45.78	muito abundante	62	38.27	abundante	100
Total geral	83			162			245

Tabela II: Distribuição temporal da abundância total das populações de anuros de solo registrados na Reserva Biológica Saltinho (Pernambuco, Brasil) entre 21/01/2010 e 29/01/2011.

ESPÉCIE	2010												2011	TOTAL
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	
<i>Chiasmocleis alagoanus</i>	-	-	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
<i>Dermatonotus muelleri</i>	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	4
<i>Ischnocnema ramagii</i>	-	2	-	-	-	-	-	-	-	2	4	2	-	10
<i>Leptodactylus gr. marmoratus</i>	3	13	12	2	3	2	3	-	-	1	1	6	5	51
<i>Leptodactylus natalensis</i>	4	3	1	-	3	1	2	6	-	3	3	1	-	27
<i>Leptodactylus spixi</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Leptodactylus troglodytes</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Leptodactylus vastus</i>	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	1	-	-	4
<i>Lithobates palmipes</i>	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	4
<i>Physalaemus cuvieri</i>	-	2	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	4
<i>Proceratophrys boiei</i>	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
<i>Rhinella crucifer</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Rhinella jimi</i>	-	2	10	6	7	2	2	-	-	-	-	-	1	30
<i>Rhinella gr. margaritifera</i>	13	12	17	4	11	9	7	7	2	7	-	5	6	100
Total	21	40	49	14	25	14	15	15	2	13	9	15	13	245

Tabela III: Abundância total, diversidade de cada parcela (P) instalada na Reserva Biológica Saltinho, Pernambuco, Brasil.

ESPÉCIES	Abundância								TOTAL
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	
<i>Rhinella crucifer</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Rhinella jimi</i>	3	1	0	0	5	2	17	2	30
<i>Rhinella</i> gr. <i>margaritifera</i>	1	2	34	23	7	9	15	9	100
<i>Ischnocnema ramagii</i>	3	0	1	1	0	2	1	2	10
<i>Proceratophrys boiei</i>	0	0	0	0	0	0	1	2	3
<i>Physalaemus cuvieri</i>	1	0	0	0	0	2	0	1	4
<i>Leptodactylus</i> gr. <i>marmoratus</i>	4	7	6	6	3	3	22	0	51
<i>Leptodactylus natalensis</i>	0	2	14	5	2	2	1	1	27
<i>Leptodactylus spixi</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Leptodactylus troglodytes</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Leptodactylus vastus</i>	1	0	2	0	1	0	0	0	4
<i>Chiasmocleis alagoanus</i>	0	0	2	0	0	0	2	1	5
<i>Dermatonotus muelleri</i>	0	0	0	0	0	0	4	0	4
<i>Lithobates palmipes</i>	0	0	0	2	0	2	0	0	4
Total	13	12	60	37	20	22	63	18	245
Simpson	0.78	0.59	0.61	0.56	0.77	0.77	0.74	0.70	
Shannon-Wiener	0.7	0.48	0.54	0.48	0.72	0.75	0.67	0.68	

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Não foi registrada diferença na distribuição da anurofauna de solo em relação às rodovias, embora não seja possível afirmar que elas não tenham efeitos negativos sobre os animais, tendo em vista a impossibilidade de dissociar os seus efeitos dos demais impactos sofridos pela RBS. As baixas abundâncias encontradas e os atropelamentos são fenômenos que estão associados às rodovias indireta e diretamente, respectivamente. Considerando que mesmo fragmentos florestais pequenos ligados a riachos (caso da RBS) são considerados importantes para a fauna de anfíbios em paisagens muito fragmentadas (de Lima & Gascon 1999; Becker et al. 2007), ajudando a manter a diversidade de espécies de anuros Rodríguez-Mendoza & Pineda (2010). Assim, as rodovias da RBS precisam ser manejadas de modo a permitir a “*preservação integral da biota*” (Lei nº 9.985/2000, Art. 10) da RBS, objetivo desta categoria de unidade de conservação (Reserva Biológica) segundo a Lei nº 9.985/2000.

Medidas de modificação do comportamento dos motoristas (placas informativas e redutores eletrônicos de velocidade) já foram tomadas, sem sucesso, pois os autores visualizaram atropelamentos de outros animais, e também há vários relatos de atropelamento feitos funcionários da RBS. Assim, resta necessária a alteração do plano de manejo da RBS, prevendo, por exemplo, a alteração do habitat para a implantação de estruturas que permitam a passagem segura dos anuros pelas rodovias (Romin e Bissonette, 1996; Forman et al., 2003). Tais mudanças na área foram sugeridas por Andrade &

Moura (2011a), visando a mitigar pelo menos o impacto causado pela fragmentação pelas rodovias, e diminuindo a pressão exercida pelos atropelamentos sobre a manutenção da anurofauna que persiste nesta que é uma das Unidades a tentar conservar a biota da altamente depauperada Floresta Atlântica do Brasil.

APÊNDICE 1



Apêndice 1: Fotografias dos anuros registrados na Reserva Biológica SalinhoFloresta Atlântica no Nordeste do Brasil. A. *Ischnocnema ramagii*. B. *Rhinella jimi*. C. *Rhinella* gr. *margaritifera*. D. *Dendropsophus branneri*. E. *Hypsiboas albomarginatus*. F. *Leptodactylus natalensis*. G. *Leptodactylus* gr. *marmoratus*. H. *Lithobates palmipes*. I. *Rhinella crucifer*. J. *Dermatonotus muelleri*. K. *Leptodactylus vastus*. L. *Proceratophrys boiei*. M. Metamorfo (esquerda) e adulto reprodutivo (direita) de *Hypsiboas semilineatus*.