



**CENTRO UNIVERSITÁRIO DE VILA VELHA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
ECOSSISTEMAS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**AVALIAÇÃO DO EFEITO DE RODOVIAS SOBRE A FAUNA EM
ÁREAS DE RESTINGA DO SUDESTE DO BRASIL**

PEDRO HENRIQUE NOGUEIRA FREIRE CARNEIRO

VILA VELHA/ES

2011



**CENTRO UNIVERSITÁRIO DE VILA VELHA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
ECOSSISTEMAS**

**AVALIAÇÃO DO EFEITO DE RODOVIAS SOBRE A FAUNA EM
ÁREAS DE RESTINGA DO SUDESTE DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Centro Universitário de Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

PEDRO HENRIQUE NOGUEIRA FREIRE CARNEIRO

Orientador:

Prof. Dr. Charles Gladstone Duca Soares

Co-orientador:

Prof. Dr. Alexandre Rosa dos Santos

VILA VELHA/ES

2011

Catálogo na publicação elaborada pela Biblioteca Central / UVV-ES

C289a Carneiro, Pedro Henrique Nogueira Freire.

Avaliação do efeito de rodovias sobre a fauna em áreas de restinga no sudeste do Brasil / Pedro Henrique Nogueira Freire Carneiro. – 2011.

86 f : il.

Orientador: Prof. Dr. Charles Gladstone Duca Soares.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ecossistemas) - Centro Universitário Vila Velha, 2011.
Inclui bibliografias.

1. Animais silvestres - Rodovias. 2. Conservação I. Soares, Charles Gladstone Duca. II. Centro Universitário Vila Velha. III.



**CENTRO UNIVERSITÁRIO DE VILA VELHA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
ECOSSISTEMAS**

Dissertação de Mestrado

**AVALIAÇÃO DO EFEITO DE RODOVIAS SOBRE A FAUNA EM
ÁREAS DE RESTINGA DO SUDESTE DO BRASIL**

PEDRO HENRIQUE NOGUEIRA FREIRE CARNEIRO

Aprovada em 28 de novembro de 2011,

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Charles Gladstone Duca Soares

Prof. Dr. Paulo Dias Ferreira Júnior - UUV

Prof. Dr. Áureo Banho dos Santos – CCA-UFES/Alegre

Dedico esta dissertação a Deus e a todos seus missionários de luz que estão sempre nos guiando e auxiliando, sem eles nada disso seria possível

A minha mãe Olivia, a meu pai Luiz, a meu irmão Guilherme e a Cris pelo apoio, dedicação e carinho incondicionais

E a meus avós Dona Ernestina e Seu Zeca e Seu Apolônio e Dona Elvira, que não estão mais neste mundo, mas sempre olhando por nós

AGRADECIMENTOS

A Deus e todos seus missionários de luz, sem Eles nada é possível

Ao Centro Universitário Vila Velha – UVV

Ao Fundo de Apoio à Pesquisa do Espírito Santo (FAPES) pela bolsa concedida

Ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IEMA

Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio

A todos os funcionários do Parque Estadual Paulo César Vinha

À Rodosol pela cessão dos dados de atropelamentos

Ao Instituto da Biodiversidade – IBIO

A orientação do prof. Dr. Charles Duca

A co-orientação do prof. Dr. Alexandre Rosa Santos

A amizade e auxílio do doutorando Gustavo Rocha Leite

Ao prof. Dr. Alexandre Coutinho Ramos

Ao prof. Dr. Paulo Dias Ferreira Júnior e ao prof. Dr. Áureo Banho dos Santos por ter aceitado fazer parte da banca desta defesa

Ao prof. Dr. James Roper pelas elucidações sobre o pensar de um ecólogo

Ao auxílio do Msc. André Assis

A meu amigo e batalhador nos trabalhos de campo Lásaro e a todas outras pessoas que me auxiliaram em campo (Tiago, Gizele, Fernanda, Técio, Ana, Marina, Julienda, Natália e Clara)

A minha mãe Olivia, a meu pai Luiz, a meu irmão Guilherme e a Cris, sem eles nada disso seria possível

A meus avós Dona Ernestina e Seu Zeca e Seu Apolônio e Dona Elvira, que não estão mais neste mundo, mas sempre olhando por nós

A meus amigos do mestrado Ronan, Leonardo Brioschi, Leonardo Zago, David, Técio e Luiz Augusto

E a todos meus amigos e familiares que de alguma forma contribuíram para construção desta dissertação

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1** Localização das áreas amostrais de pequenos mamíferos não-voadores no município de Guarapari, Espírito Santo. Detalhe em vermelho para o trecho da Rodovia ES-060/Rodovia do Sol. **15**
- Figura 2** Áreas de amostragem de pequenos mamíferos não-voadores em locais sem túneis de passagem de fauna no Parque Estadual Paulo César Vinha (B, C e E) e na Área de Proteção Ambiental de Setiba (A, D e F). km 36: áreas A e B; km 37,5: D e C; km 38: E e F. **16**
- Figura 3** Áreas de amostragem de pequenos mamíferos não-voadores em locais com túneis de passagem de fauna, que não são Unidade de Conservação. km 45: H e G; km 50: I e J; km 59,5: L e M. **17**
- Figura 4** Desenho amostral da disposição das estações de captura de pequenos mamíferos não-voadores em fragmentos florestais da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol). **18**
- Figura 5** Dendograma de similaridade de Cluster para dez áreas amostrais de pequenos mamíferos não-voadores em um trecho da Rodovia do Sol, Guarapari/ES **30**
- Figura 6** Comparação entre a porcentagem de pequenos mamíferos não-voadores que não realizaram travessia com os que realizaram travessia em áreas sem e com túneis de passagem de fauna em um trecho da Rodovia do Sol, Guarapari/ES. **30**

CAPÍTULO 2

- Figura 1** Área de estudo delimitada de 3000 m, em um trecho de 26,65 km, entre os km 32 e km 59, medida a partir da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol) Guarapari/ES. **49**
- Figura 2** Uso e ocupação da terra do *buffer* de 3000 m em um trecho de 26,65 km, entre os km 32 e km 59, medida a partir da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol) Guarapari/ES. **51**
- Figura 3** Fluxograma utilizado na geração de modelo de vulnerabilidade a atropelamentos de fauna para um trecho da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol), Guarapari/ES. **57**

Figura 4	Vulnerabilidade aos atropelamentos de fauna em um trecho da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol), Guarapari/ES.	59
Figura 5	Classes de vulnerabilidade aos atropelamentos de fauna em um trecho da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol), Guarapari/ES.	60
Figura 6	Proporção de atropelamentos de fauna entre os km 25 e km 60, entre os anos de 2001 e 2010, dividida em trechos de 5 km cada.	61

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1	Lista de espécies e relação entre espécie, hábito alimentar e locomoção das espécies de pequenos mamíferos não-voadores registrados ao longo de um trecho da Rodovia do Sol, Guarapari/ES.	22
Tabela 2	Número de capturas/recapturas por espécie de pequenos mamíferos não-voadores nas diferentes áreas amostrais (A a M), com duas linhas cada (1 a 24), e seus respectivos número de indivíduo por linha e sucessos de captura, registrados em um trecho da Rodovia do Sol, Guarapari/ES.	23
Tabela 3	Distância média de deslocamento, número de deslocamentos e travessias por espécie de pequenos mamíferos não-voadores registrados em um trecho da Rodovia do Sol, Guarapari/ES.	26

CAPÍTULO 2

Tabela 1	Escala de comparadores utilizada para hierarquizar as feições vetoriais de impactos antrópicos e os aspectos potencializadores de atropelamento da fauna em um trecho da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol), Guarapari/ES.	55
Tabela 2	Classificação temática da vulnerabilidade da ação ambiental aos atropelamentos de fauna.	56
Tabela 3	Estatística de classes de vulnerabilidade aos atropelamentos de fauna em um trecho da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol), Guarapari/ES.	72

LISTA DE QUADROS

Quadro I	Classes de uso e ocupação da terra utilizadas no <i>buffer</i> de 3000 m ao longo de um trecho da Rodovia ES-60 (Rodovia do Sol), com suas respectivas legendas de cores.	50
Quadro II	Feições vetoriais antrópicas e potencializadoras de impactos utilizadas para determinar a vulnerabilidade com relação aos atropelamentos de fauna em um trecho da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol), Guarapari/ES.	52
Quadro III	Distâncias em linha reta das feições antrópicas e potencializadoras de atropelamentos de fauna em um trecho da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol), Guarapari/ES.	53
Quadro IV	Padronização <i>fuzzy</i> das distâncias em linha reta das feições antrópicas e potencializadoras de atropelamentos de fauna em um trecho da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol), Guarapari/ES.	54

LISTA DE ABREVIATURAS

ADP - Área pastagem/pastagem

AFF - Área fragmento florestal/ fragmento florestal

AFN - Área fragmento florestal/ área arbustiva aberta não inundável

AFP - Área Fragmento florestal/Pastagem

ANI - Área herbáce-arbustiva/ herbáce-arbustiva

ANB - Área arbustiva aberta não inundável / brejo

ANIE - Área arbustiva aberta não inundável/edificação

AHP – Analytic Hierarchy Process (Método de Análise Hierárquica)

APA – Área de Proteção Ambiental

APC - Área com prisma de concreto (gelo baiano)

APD - Área pista dupla

APE - Área com pastagem/edificações

APP – Área de Proteção Permanente

APS - Área de pista simples

ATG - Área do trevo de Guarapari;

ATS - Área do trevo de Setiba

CEPEMAR – Centro de Pesquisa Marinha

COE – Concil of Europe (Conselho Europeu)

ES – Espírito Santo

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

IEMA - Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Espírito Santo

IPEMA – Instituto de Pesquisa da Mata Atlântica

LO - Licença de Operação

PEC - Padrão de Exatidão Cartográfica

PEPCV – Parque Estadual Paulo César Vinha

SIG - Sistema de Informações Geográficas

UC – Unidade de Conservação

UFES – Universidade Federal do Espírito Santo

UTM – Universal Transversa de Mercator (Projeção Universal Transversal de Mercator)

VAF - Vulnerabilidade a atropelamentos de fauna

SUMÁRIO

Introdução Geral.....	1
Fundamentação Teórica.....	2
Referências Bibliográficas 1.....	5
Capítulo 1 - Avaliação do impacto de rodovia do sol em populações de pequenos mamíferos não-voadores em áreas de restinga.....	8
Resumo.....	9
Abstract.....	10
1 - Introdução.....	11
2 – Materiais e Métodos.....	12
2.2 – Metodologia Amostral.....	13
2.3 – Análise de dados.....	23
3 - Resultados.....	24
4 - Discussão.....	37
5 - Conclusões.....	43
Referências Bibliográficas 2.....	44
Capítulo 2 - Modelo para avaliação da vulnerabilidade da fauna marginal de rodovias a colisões com veículos.....	51
Resumo.....	52
Abstract.....	52
1 - Introdução.....	53
2 – Material e Métodos.....	55
2.1 – Modelagem de vulnerabilidade a atropelamentos de fauna.....	55
3 - Resultados.....	69
4 - Discussão.....	73
6 - Conclusão.....	76
Referências Bibliográficas 3.....	77

INTRODUÇÃO GERAL

A Mata Atlântica passa por um processo de degradação e fragmentação de florestas contínuo há séculos, tornando-a um dos ecossistemas mais ameaçados do planeta. A divisão de florestas causa o isolamento populacional de algumas espécies fazendo-se necessário o conhecimento mais aprofundado dos impactos antrópicos sobre a fauna para que se possa minimizar os efeitos. Estes impactos advem principalmente do crescimento populacional e econômico das diversas regiões do globo, havendo a necessidade de conexões entre cidades e, conseqüentemente, da construção de rodovias.

O impacto da fragmentação de hábitat causado pela construção de rodovias e seus efeitos sobre a fauna é um assunto que tem sido debatido em diversos estudos internacionais. No Brasil, entretanto, trabalhos acerca destes impactos utilizando uma abordagem ecológica ainda são escassos. O que há, em sua maioria, são dados pulverizados sobre atropelamentos, negligenciando as características específicas das espécies e da paisagem cortada pelas rodovias.

O conhecimento destes impactos e a extensão de sua magnitude, aplicados na realidade das rodovias, podem minimizar os efeitos negativos desta fragmentação. Faz-se necessário tornar este conhecimento mais acessível a órgãos públicos, sociedade civil, empresas, organizações não-governamentais e centros acadêmicos, para que os resultados destes estudos sejam aplicados e replicados durante tomadas de decisões nas diversas esferas da sociedade.

Dentro deste contexto, o presente estudo faz uma abordagem ecológica deste tipo de impacto sobre a população de pequenos mamíferos não-voadores e propõe um modelo de previsão de atropelamento de fauna, utilizando características locais do uso da terra associado ao formato e trajeto da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol), no município de Guarapari/ES.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A fragmentação de hábitat tem sido reconhecida há décadas como um dos principal fator de ameaça à biodiversidade (Laurance & Bierregaard 1997). A redução do tamanho populacional, devido ao isolamento, pode levar à diminuição da variabilidade genética e/ou aumento do endocruzamento, já que estradas agem como barreiras para o movimento da fauna, aumentando as diferenças genéticas entre as populações isoladas (Corlatti *et al.* 2009; Balkenhol & Waits 2009). Este isolamento populacional pode ocasionar extinções locais dependendo da vulnerabilidade das espécies e suas características, tais como tamanho corporal, nível trófico, longevidade e fecundidade (Tracy & George 1992; Nunney & Campbell 1993; Castro & Fernandez 2004).

A fragmentação de hábitat devido às rodovias dificulta o acesso a recursos, aumentando a taxa de mortalidade e subdividindo populações (Forman 2000). O risco de extinção está associado principalmente a colisões de animais e veículos (Ramp 2006). A suscetibilidade destes acontecimentos esta relacionada a características espécie/específicos, tais como hábitat utilizado pela espécie, taxa de reprodução, recursos necessários e área de vida (Forman *et al.* 2003).

A divisão dos fragmentos causada pela ação antrópica deve ser mitigada por conexões entre eles, possibilitando a ligação entre populações isoladas (Dixon *et al.* 2006). A técnica mais utilizada para realizar estas conexões é a criação de cercas e telas de proteção nas laterais da estrada, associadas à construção e manutenção de corredores naturais e passagens transversais (túneis e pontes) adaptadas à travessia de animais (Romin & Bissonette 1996; Steen & Smith 2006). Para melhorar a conservação da biodiversidade local é necessário adotar conceitos adequados, fazer uma estimativa minuciosa sobre a extensão e a gravidade dos problemas e selecionar as soluções apropriadas, associadas a um monitoramento contínuo (Brito 2009).

A Mata Atlântica concentra 7% da riqueza mundial de espécies (Cerqueria *et al.* 1990), porém apenas 8% da sua área ainda mantém seu estado original (Galindo-Leal & Câmara 2003), tornando-a um dos ecossistemas mais ameaçados do Mundo (Fonseca 1985). Está entre os 25 *hotspots* de biodiversidade, possuidora

de 261 espécies de mamíferos, 73 delas endêmicas (Myers *et al.* 2000), sendo a maioria destas constituída de marsupiais, roedores e primatas (Costa *et al.* 2000).

A Mata Atlântica conta atualmente com aproximadamente 8% da sua cobertura original, os quais representam apenas 956.541 km², isto devido a diversos processos de supressão florestal. Seus principais remanescentes concentram-se nos Estados das regiões Sul e Sudeste, recobrando parte da Serra do Mar e Mantiqueira, onde o processo de ocupação foi dificultado pelo relevo acidentado e pouca infra-estrutura de transporte (Capobianco 2001). Este ecossistema é constituído de florestas de planícies de altitude, matas costeiras e de interior, ilhas oceânicas, brejos litorâneos, incluindo os ecossistemas associados como manguezais e restingas (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2011).

No Estado do Espírito Santo, a Mata Atlântica cobria 90% de sua superfície e o restante era ocupado por ecossistemas associados, como brejos, restingas, mangues, campos de altitude, campos rupestres e restingas (Fundação SOS Mata Atlântica *et al.* 1993). O desmatamento nas restingas gerou uma perda de 876 ha entre 1990 e 1995, representando uma diminuição de 2,74% sobre a cobertura antes avaliada, restando 31.822 há deste ecossistema (Ipema 2005, Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2011).

As restingas são caracterizadas por apresentar planícies costeiras arenosas com um conjunto de comunidades vegetais fisionomicamente distintas, sob influência marinha e flúvio-marinha, distribuídas em mosaico e com grande diversidade ecológica, podendo alcançar até as primeiras elevações da Serra do Mar (Rizzini 1979; Maciel 1990; Sugiyama 1998; Assis *et al.* 2003). No Espírito Santo distribuem-se por toda extensão de 411 km do litoral, indo desde a divisa com o sul da Bahia até a divisa com o norte do Rio de Janeiro (Ruschi 1979).

Segundo o Código Florestal Brasileiro (Brasil 1965), as restingas são fundamentais como fixadoras de dunas e estabilizadoras de manguezais, sendo consideradas área de preservação permanente (APP). Sua supressão total ou parcial só será admitida quando for necessária à execução de obras, planos, atividades ou projetos de utilidade pública ou interesse social, com prévia autorização do Poder Executivo Federal. Estas áreas vem sofrendo com a ocupação para atividades turísticas e comerciais, sendo a exploração irregular de areia para construção civil uma das atividades mais impactantes (Ipema 2005). É importante observar que a

maioria das medidas compensatórias com relação a estes impactos tem sido negociadas e implementadas fora das áreas objeto da ação, ou seja, na periferia do local do impacto ou até mesmo em outras áreas (Sá 2002).

No Espírito Santo, Unidades Conservações que contemplem áreas de restinga são escassas, apesar de haver diferentes categorias que protegem este ecossistema . As mais representativas são o Parque Estadual de Itaúnas e Área de Proteção Ambiental (APA) de Conceição da Barra, ambos no município de Conceição da Barra; a Reserva Biológica de Comboios, no município de Aracruz; o Parque Estadual Paulo César Vinha (PEPCV) e a APA de Setiba, ambas no município de Guarapari; a Área de Proteção Ambiental das Tartarugas, no município de Anchieta; a APA da Lagoa Guanandy, englobando os municípios de Piúma e Itapemirim e o Parque Natural Municipal de Jacarenema, no município de Vila Velha (Ipema 2005).

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICAS 1

As citações e referências bibliográficas da dissertação foram realizadas seguindo as normas da NATUREZA & CONSERVAÇÃO disponíveis no site: <http://www.abecol.org.br/publicacoes/natureza-e-conservacao>

Assis AM *et al.*, 2003. Florística de um trecho de floresta de estinga no município de Guarapari, Espírito Santo, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 8:191-201.

Balkenhol, N, 2009. Identifying future research needs in landscape genetics: Where to from here? *Landscape Ecology*, 24:455–463.

Brasil. *Código Florestal Brasileiro*. Lei ordinária nº 4.771, de 15 de setembro de 1965.

Brito D, 2009. Genetic consequences of population subdivision: the marsupial *Micoureus paraguayanus* (Mammalia: Didelphimorphia) as a case study. *Zoologia*, 26:684-693.

Capobianco JPR, 2001. *Situação atual e perspectivas para a conservação da Mata Atlântica*. In.: LIMA, A. (Org.). Documentos do ISA, v.7: Aspectos jurídicos da proteção da Mata Atlântica. São Paulo: Instituto Socioambiental, p. 9-15.

Castro EBVC & Fernandez FAS, 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 119:73–80.

Cerqueira R *et al.*, 1990. Mamíferos da restinga de Barra de Maricá, Rio de Janeiro. *Papéis Avulsos Zoologia*, 37: 141-157.

Corlatti L *et al.*, 2009. Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. *Conservation Biology*, 23:548–556.

Costa, LP *et al.* 2005. Mammal Conservation in Brazil. *Conservation Biology*, 19:672-679.

Dixon JD *et al.*, 2006. Effectiveness of a regional corridor in connecting two Florida black bear populations. *Conservation Biology*, 20:155–162.

- Fonseca GAB, 1985. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 34: 17–34.
- Forman RTT *et al.*, 2003. *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press, Washington.
- Forman RTT, 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology*, 14:31–35.
- Fundação SOS Mata Atlântica *et al.*, 1993. *Atlas da Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1985-1990*. São Paulo.
- Fundação SOS Mata Atlântica, 1998. Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica período 2008-2010. São Paulo: *Instituto Socioambiental e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais*.
- Galindo-Leal C & Câmara IG, 2003. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats and outlooks*. Washington: Island Press, p. 488.
- Ipema-Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica, 2004. *Conservação da Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo: Cobertura Florestal, Unidades de Conservação e Fauna Ameaçada* (Programa Centros para a Conservação da Biodiversidade — Conservação Internacional do Brasil), Ipema, Vitória, 112 pp.
- Laurance WF & Bierregaard ROJr, 1997. *Tropical forest remnants*. The University of Chicago Press, pp. 502-514. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard Jr. (eds.), *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press.
- Myers N *et al.*, 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Nunney L & Campbell KA., 1993. Assessing minimum viable population size: demography meets population genetics. *Trends in Ecology and Evolution*, 8:234–239.
- Ramp D *et al.*, 2006. Assessing the impacts of roads in periurban reserves: Road-based fatalities and road usage by wildlife in the Royal National Park, New South Wales, Australia. *Biological Conservation*, 129:348–359.

Rizzini CT, 1979. *Tratado de fitogeografia do Brasil*. v.2. Aspectos ecológicos. Hucitec / Edusp, São Paulo

Romin, LA & Bissonette JA, 1996. Deer-vehicle collisions: status os state monitoring activities and mitigation efforts. *Wildlife Society Bulletin*, 24:276-283.

Ruschi A. 1979. *Aves do Brasil*. Rios, São Paulo.

Sá, CFC, 2002. Regeneração de um trecho de floresta de restinga na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquarema, Estado do Rio de Janeiro: II - Estrato arbustivo. *Rodriguésia*, 53: 5-23.

Steen Da & Smith LL, 2006. Road survey for turtles: consideration of possible sample bias. *Herpetology conversation and biology*, 1:1-15.

Sugiyama M, 1998. Estudo de florestas da restinga da Ilha do Cardoso, Cananéia, São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Botânica*,11: 119-159.

Terborgh J, 1992, Maintenance of tropical forests. *Biotropica*, 24:283-292.

Tracy CR & George TL, 1992. On the determinants of extinction. *American Naturalist* 139:102–122.

CAPÍTULO 1

AVALIAÇÃO DO IMPACTO DE RODOVIA DO SOL EM POPULAÇÕES DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES EM ÁREAS DE RESTINGA

RESUMO

CARNEIRO, P. H. N. F. **Avaliação do impacto de Rodovia do Sol em populações de pequenos mamíferos não-voadores em áreas de restinga.** Orientador: Charles Gladstone Duca Soares.

Alguns estudos demonstraram o efeito negativo de estradas em animais silvestres devido ao atropelamento e isolamento de populações. No entanto, há uma carência deste tipo de avaliação para região neotropical. O objetivo do presente estudo é avaliar o impacto da Rodovia ES-060/Rodovia do Sol e seus possíveis efeitos sobre a comunidade de pequenos mamíferos não-voadores. Foi utilizado o método de captura, marcação e recaptura em seis pontos amostrais, sendo três localizados em áreas com túneis de passagem de fauna e as outras três em áreas sem túneis de passagem de fauna. Foram verificados os efeitos da rodovia sobre a abundância, riqueza e diversidade. Além disso, observou-se as distâncias de deslocamento de indivíduos por espécies. Durante o trabalho de campo foi capturado um total de 53 indivíduos de pequenos mamíferos não-voadores, divididos em 11 espécies, três famílias e duas ordens. Houve um total de 30 recapturas. Foram capturadas nove espécies insetívoras/onívoras e duas frugívoras. Quanto à locomoção, foram quatro terrestres, quatro escansoriais e três arborícolas. Com relação à distância da rodovia, não houve uma diferença significativa na abundância de indivíduos. Com relação aos locais com e sem túneis de passagem de fauna, não houve diferença significativa nem abundância de indivíduos, nem com relação à riqueza, nem com a diversidade. Os mesmos resultados se repetem em áreas que são UC e áreas que não o são. A presença de túneis de passagem de fauna não influenciou a presença de nenhuma das espécies. Foram observadas duas travessias: uma de *Mus musculus* e outra *Didelphis aurita*. Não houve diferença significativa entre as travessias em áreas com e sem túneis de passagem de fauna. Entretanto, houve uma diferença altamente significativa com relação ao isolamento de espécies. A espécie que apresentou maior distância de deslocamento por indivíduo foi *Riphidomys mastacalis* com 120 m. As espécies *D. aurita*, *M. musculus*, *Marmosops incanus*, *Marmosa demerarae* e *Marmosa murina* apresentaram maior número de deslocamento por indivíduo. Conclui-se a ineficiência das passagens de fauna para este grupo de mamíferos, além de um forte impacto sobre o deslocamento de indivíduos roedores e marsupiais de pequeno porte entre fragmentos cortados pela Rodovia do Sol.

Palavras-chave: Pequenos mamíferos não-voadores, Fragmentação de habitat, Rodovia ES-060/Rodovia do Sol, isolamento populacional.

ABSTRACT

CARNEIRO, P. H. N. F. Impact assessment of the Rodovia do Sol in populations of small non-flying mammals in areas of restinga.

Some studies have shown the negative effect of roads on wildlife due collisions with vehicles and isolation of populations. However, there is a lack of this type of assessment in the Neotropical Region. The objective is to evaluate the impact of ES-060 Road (Rodovia do Sol) and its possible effects on the community of small non-flying mammals. It was used the capture/mark/recapture method sampling atin six points, three located in areas with passage of wildlife tunnels and the other three areas without this passages. We checked the effects of the road on the abundance, richness and diversity of this community. In addition, we observed the distances traveled by individual species for estimating the effects of habitat fragmentation on species/specific behavior. During the field work were captured a total of 53 individuals from small non-flying mammals, 11 species divided into three families and two orders. A total of 30 recaptures. Seven nine were insectivorous/omnivorous and two frugivorous. As to the distance from the road, there was a significant difference to the abundance of individuals. With respect to sites with and without passage of wildlife, no significant difference between the abundance of individuals, not about the richness and diversity. The same results are repeated in areas that are Units of Conservation (UC) and areas that are not protected areas. The presence of the passage of wildlife did not influence the distribution of either species. Two crossings were observed: a *Mus musculus* and one *Didelphis aurita*. There was no significant difference between the crossings in areas with and without passage of fauna. Entertaining a significant difference with respect to the isolation of populations. The species with the highest travel distance per individual was *R. mastacalis* to 120 m. The species *D. aurita*, *M. musculus*, *Marmosops incanus*, *Marmosa demerarae*, *Marmosa murine* and had the highest number of displacement per individual. That is, the 30 individuals recaptured only two crossed from one side to the other road.

Keywords: small non-flying mammals, Habit fragmentation, ES-060 Road (Rodovia do Sol), populacition isolation

1. INTRODUÇÃO

A fragmentação de hábitat é o processo pelo qual uma área florestal contínua é tanto reduzida quanto dividida em dois ou mais fragmentos (Wilcove *et al.* 1986; Shafer 1990), provocando efeitos negativos sobre os organismos, processos e ecossistemas (Lovejoy *et al.* 1986). Ela é derivada, principalmente, de empreendimentos antrópicos, como estradas, podendo afetar negativamente populações de mamíferos, removendo porções de hábitat, inibindo a dispersão, a migração e aumentando a propagação de distúrbios (fogo, poluentes e caça) para o interior das áreas impactadas (Scoss *et al.* 2004). A fragmentação também potencializa efeitos intrínsecos às comunidades faunísticas, como competição e predação (Cullen *et al.* 2000), sendo os mamíferos um dos grupos mais afetados (Chiarello 1999).

Com a aplicação da Teoria da Biogeografia de Ilhas (MacArthur & Wilson 1967), verificou-se que o tamanho do fragmento e o isolamento contribuem com as variações na abundância, riqueza e composição das comunidades de uma determinada área (Lovejoy *et al.* 1986). Entretanto, atualmente as características das matrizes do entorno dos fragmentos demandam maior atenção, sendo o tamanho do fragmento e o isolamento fatores considerados parte dos componentes que contribuem com as variações da estrutura das comunidades (Laurance 1999; Ricketts 2001; Laurance 2009; Vieira *et al.* 2009).

Os impactos advindos da fragmentação de hábitat causados pelas estradas geram efeitos severos sobre a fauna (Catharinus *et al.* 2006), podendo alterar negativamente as rotas de migração, áreas de vida, tamanho territorial e fontes de recursos alimentares (Harris & Scheck 1991). Levam também a alterações comportamentais e mortalidade de indivíduos em atropelamento (Coffin 2007). As estradas atuam como uma barreira à movimentação faunística, por combinar diversos efeitos negativos, tais como ruídos, movimentação de veículos, poluição, além de facilitar a movimentação humana dentro dos fragmentos limítrofes, podendo facilitar atividades de caça (Catharinus *et al.* 2006).

O aumento das atividades de caça é um efeito secundário causado pela fragmentação, tornando a fauna ainda mais vulnerável (Bennett 1991; Robinson & Bodmer 1999; Chiarello 1999; Cullen 2000). O acesso humano pode aumentar também a ocorrência de certos impactos, tais como extração de madeira e incidência de incêndios, podendo explicar a diminuição da diversidade e a abundância de espécies em certas áreas (Laurance 1999; Chiarello 2000). Estes fatores combinados subdividem as populações em grupos menores, diminuindo o fluxo gênico, podendo levar à extinção local (Johnson & Collinge 2004; Holderegger & Giulio 2010).

Na Mata Atlântica, os pequenos mamíferos não-voadores (roedores e marsupiais) podem responder várias questões relacionadas à fragmentação e à regeneração das florestas (Vieira *et al.* 2003; Pardini *et al.* 2005). Este grupo possui mais de 90 espécies e um alto grau de endemismo, com aproximadamente 43 espécies restritas à Mata Atlântica (Fonseca *et al.* 1996), podendo ser utilizado como indicador do grau de perturbação ambiental (D'andrea *et al.* 1999).

Para o presente estudo utilizou-se pequenos mamíferos não-voadores para avaliar o impacto de rodovias, por ser um grupo que possui espécies capazes de ocupar diferentes estratos nas florestas (Passamani 1995, Vieira *et al.* 2003) e por ser sensível a alterações na composição e abundância de espécies em localidades com ao efeito de borda (Pardini 2004). Devido a estes fatores espera-se que a Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol) afete este grupo de fauna com relação à composição, aos padrões de deslocamento, à abundância, à riqueza e diversidade. Com isso, pretende-se avaliar qual a influência de um trecho desta rodovia, no município de Guarapari/ES, sobre a população de pequenos mamíferos não-voadores desta região.

2. MATERIAL E MÉTODOS

As coletas de dados foram realizadas duas vezes por mês com duração de quatro noites cada entre os meses de julho/2010 e março/2011, no município de Guarapari/ES, às margens da Rodovia ES-060/Rodovia do Sol, nos km 36; km 37,5; km 38 ; km 45; km 50 e km 59,5 (Figura 1), totalizando um esforço amostral de 4320

armadilhas/noite Estas áreas amostrais abrangem o Parque Estadual Paulo César Vinha (PEPCV) e a Área de Proteção Ambiental (APA) de Setiba (km 36; km 37,5; km 38) (Figura 2), que são áreas sem túneis de passagem de fauna. Compreendem também fragmentos florestais (km 45; km 50 e km 59,5) (Figura 3), que não são Unidades de Conservação (UC), porém com túneis de passagem de fauna.

As áreas A/B (km 36) e E/F (km 38) são compostas por uma vegetação área arbustiva aberta não inundável. As áreas C/D (km 37,5), G/H (km 45), I/J (km 50) e L/M (km 59,5) apresentam uma vegetação de mata seca. Sendo a área amostral G cercada por uma matriz antropizada e a área L por silvicultura de seringueira em meio à vegetação nativa.

As áreas arbustiva aberta não inundáveis são organizada de maneira a constituir agrupamentos de plantas arbustiva, havendo, geralmente, um indivíduo de maior porte na região central de cada moita (Pereira 2003). Já as áreas de floresta não inundável , apresentam maior altura e riqueza, quando comparadas com áreas arbustiva aberta não-inundável, estando, geralmente, em faixas mais afastadas do mar (Pereira 2003, Assis *et al.* 2004).

O PEPCV é uma área de extrema prioridade de conservação do Espírito Santo e considerado a restinga mais bem preservada do Estado (IPEMA 2005). Está localizado entre os km 29,5 e km 39 da Rodovia do Sol, Guarapari/ES. Possui aproximadamente 1500 ha, entre as coordenadas de 20° 33' e 20° 38' S e 40° 23' e 40° 26' W. O clima da região, segundo a classificação de Koëpen (1948) é Aw, com temperatura média anual de 23,3 °C (Cepemar 2007). A precipitação média anual é de 1.307 mm, não havendo meses secos ao longo do ano, podendo ocorrer no máximo meses com características sub-secas (Ferreira *et al.* 2010).

A APA Setiba fica aproximadamente a 80 km da capital do Estado do Espírito Santo, Vitória, possui 12.960 ha de extensão, abrangendo desde o extremo sul do município de Vila Velha (km 25) à região nordeste de Guarapari (km 42) (Ferreira *et al.* 2010). Fica localizada à direita do PEPCV (sentido sul da Rodovia do Sol), havendo áreas com combinação de fragmentos vegetais de restinga com algumas edificações rurais isoladas ou conglomeradas.

2.2 - METODOLOGIA AMOSTRAL

O inventário e monitoramento de pequenos mamíferos não-voadores foi feito utilizando-se três tipos de armadilhas: gaiola (45cmx15cmx15cm e 25cmx15cmx15cm) e Sherman (31cmx8cmx8cm), conforme licença do ICMBio/SISBIO 22386-1. Os animais capturados foram marcados com brinco de identificação na orelha. As armadilhas foram iscadas com uma mistura de farofa de amendoim, banana, sardinha e fubá.

Os inventários de campo foram feitos utilizando-se pontos amostrais com duas linhas de 120 m de comprimento cada, paralelas à Rodovia do Sol. As linhas foram dispostas à margem da rodovia e a 30 m para o interior do fragmento. Foi empregado um total de 24 linhas, distribuídas em 12 pontos amostrais. As linhas de numeração ímpar à margem da rodovia e as pares no interior do fragmento (Figura 4).

Nas linhas foram dispostas cinco estações de captura com duas armadilhas cada, uma no estrato terrestre e outra no estrato arbóreo (entre 1 m e 2 m de altura), equidistantes 30 m entre si. Esta estratégia permitiu inventariar pequenos mamíferos de hábitos terrestres e arborícolas (Passamani 1995). Foi escolhida a distância de 30 m para este trabalho, pois este é o espaçamento entre os lados da rodovia. Desde modo, padronizou-se a distância de um possível deslocamento da fauna estudada.

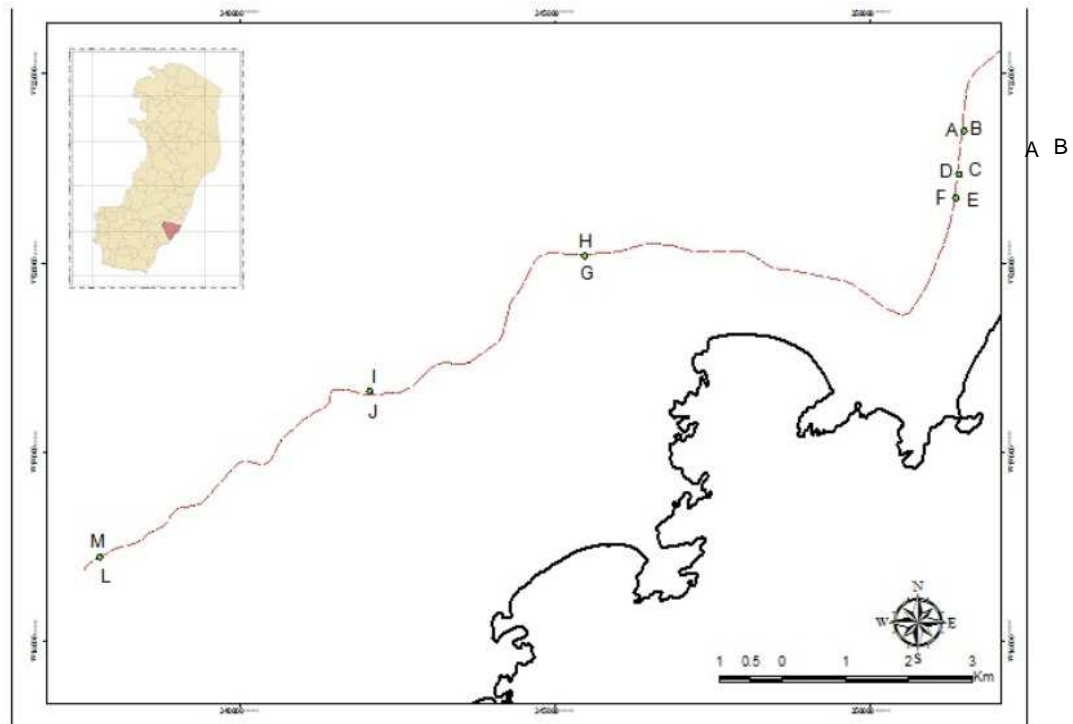


Figura 1 – Localização das áreas amostrais de pequenos mamíferos não-voadores (em verde) no município de Guarapari, Espírito Santo. Detalhe em vermelho para o trecho da Rodovia ES-060/Rodovia do Sol.



Figura 2 – Áreas de amostragem de pequenos mamíferos não-voadores em locais sem túneis de passagem de fauna no Parque Estadual Paulo César Vinha (B, C e E) e na Área de Proteção Ambiental de Setiba (A, D e F). km 36: áreas A/B; km 37,5: D/C; km 38: E/F.



Figura 3 – Áreas de amostragem de pequenos mamíferos não-voadores em locais com túneis de passagem de fauna, que não são Unidade de Conservação. km 45: H/G; km 50: I/J; km 59,5: L/M.

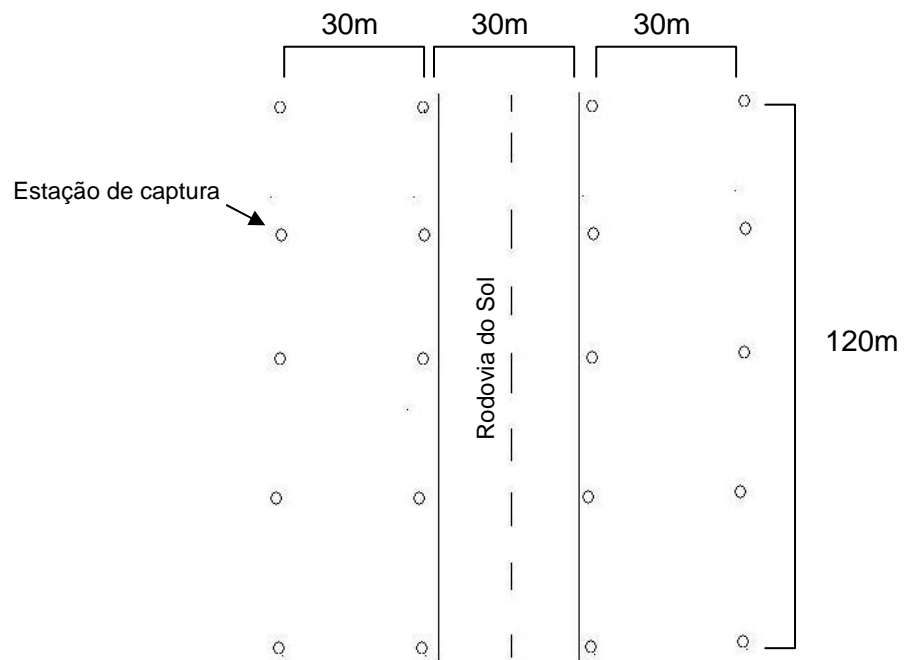


Figura 4 – Desenho amostral da disposição das estações de captura de pequenos mamíferos não-voadores em fragmentos florestais da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol).

2.3– ANÁLISE DE DADOS

A normalidade dos dados foi verificada por meio do teste de Shapiro-Wilk. Os testes t (para dados normais) e de Mann-Whitney (para dado não-normais) foram utilizados para verificar diferenças na abundância, riqueza e diversidade de espécies entre áreas com e sem passagem de fauna, entre os lados da rodovia, e entre as duas distâncias da margem da rodovia, determinada pelas linhas paralelas a ela.

O qui-quadrado com teste de aderência para proporções esperadas iguais foi utilizado para verificar a associação entre o número de indivíduos capturados e o lado da rodovia. O teste-G de Williams (tabela de contingência) foi empregado para verificar se havia diferença significativa entre a abundância de indivíduos entre os lados da rodovia em áreas com e sem túneis de passagem de fauna.

A regressão logística foi utilizada para verificar se havia relação entre a presença de cada espécie capturada e áreas com e sem passagem de fauna. Para gerar o dendograma de similaridade para as áreas amostrais, via análise Cluster, foi utilizado o programa Biodiversity Pro (McLanne 1997). Para todas as outras análise foi empregado o BioEstat 3.0 (Ayres *et al.* 2003).

O cálculo do sucesso de captura foi realizado por meio da razão entre o número total de capturas e o esforço amostral (em armadilhas/noite), multiplicada por 100. O cálculo do deslocamento dos indivíduos recapturados foi feito pela medida da distância da reta entre os pontos de captura e recaptura. Para os indivíduos recapturados no mesmo local de captura não foi contabilizado o deslocamento.

3. RESULTADOS

Durante o trabalho de campo, foram capturados 53 indivíduos de pequenos mamíferos não-voadores, divididos em 11 espécies, três famílias e duas ordens (Tabela 1), totalizando um sucesso de captura de 1,22% (Tabela 2). Houve 30 recapturas de indivíduos, o que representou um sucesso de 56,6%. Deste total de recapturas, 20 foram dos seguintes marsupiais: 12 de *Didelphis aurita*, três de *Marmosops incanus*, dois de *Marmosa murina*, três de *Marmosa demerare* e dez dos seguintes roedores: duas de *Akodon cursor*, seis de *Mus musculus* e duas de *Rhipidomys mastacalis*.

De acordo com a guilda alimentar, foram capturadas nove espécies insetívoras/onívoras e duas frugívoras. Quanto à locomoção, foram quatro escansoriais, quatro terrestre e três arborícolas (Tabela 1).

A distância da rodovia não influenciou a abundância de indivíduos (variável dependente) ($U = 66$; $P = 0,729$), nem a riqueza ($U = 69$; $P = 0,862$) e nem a diversidade ($U = 69$; $P = 0,862$). Com relação aos locais com e sem túneis de passagem de fauna, não houve diferença significativa entre a abundância de indivíduos ($t = -0,421$, $GL = 22$; $P = 0,677$), nem com relação a riqueza ($t = 0,571$; $GL = 22$; $P = 0,573$), nem com relação à diversidade ($t = 0,487$; $GL = 22$; $P = 0,630$). Os mesmos resultados se repetem comparando-se áreas que são e não são UC. Pois as áreas sem túneis de passagem de fauna coincidem com áreas que não são Unidade de Conservação (UC) e as que possuem passagem com as que não são UC.

Com relação aos lados da rodovia, não houve diferença significativa referentes à abundância de indivíduos ($U = 70,50$; $P = 0,931$), nem com relação à riqueza ($U = 63,50$; $P = 0,623$), nem com a diversidade ($U = 60,50$; $P = 0,506$).

A presença de túneis de passagem de fauna não influenciou a presença de indivíduos de nenhuma das espécies. As áreas com maiores similaridades com relação à distribuição do número de indivíduos por espécies foram as áreas F e C, sendo a área M a mais discrepante entre elas (Figura 5). As áreas I e J não

aparecem no dendograma, pois não houve nenhuma captura de pequenos mamíferos não-voadores nestas áreas, já que o programa utilizado não aceita resultados iguais zero para gerar os resultados para esta análise.

Dos 30 indivíduos recapturados apenas dois atravessaram de um lado para o outro da rodovia: *Mus musculus* no km 38 (da área F para E) e *Didelphis aurita* no km 45 (da área G para H). Tal dado demonstra uma diferença altamente significativa entre o número de travessias e de recapturas de pequenos mamíferos não-voadores na área de estudo ($X^2 = 22,53$; GL = 1; $P < 0,001$).

Não houve diferença significativa entre as travessias em áreas com e sem túneis de passagem de fauna ($G = 0,196$; GL = 1; $P = 0,657$). Em áreas com túneis de passagem de fauna, houve 20 recapturas com apenas uma travessia. E, em áreas sem túneis de passagem de fauna, houve dez recapturas para uma travessia (Figura 6).

A espécie que apresentou maior distância de deslocamento por indivíduo foi *R. mastacalis* com 120 m. Dos 18 deslocamentos individuais registrados no presente estudo, a espécie *D. aurita* foi a que apresentou maior número de deslocamentos, seguida por *Mus musculus*, *Marmosops incanus*, *Marmosa demerarae* e *Marmosa murina* (Tabela 3). O número de deslocamento não é o mesmo de recapturas, pois 12 indivíduos foram recapturados no mesmo local de captura.

A área que apresentou maior número de deslocamentos foi a área G (39% dos deslocamentos totais), seguida das áreas H (18%), E (18%), F (11%), M (7%) e C (7%) (Figura 13). Sendo também a área G a que apresentou maior abundância de indivíduos de pequenos mamíferos não-voadores. Os dados completos das campanhas de campo encontram-se na Tabela 5.

Tabela 1 – Lista de espécies e relação entre espécie, hábito alimentar e locomoção das espécies de pequenos mamíferos não-voadores registrados ao longo de um trecho da Rodovia do Sol, Guarapari/ES. Legenda: IO – Insetívoro/onívoro; FG – Frugívoro/Granívoro; SC – Escansorial; TE - Terrestre; AR – Arborícola. Classificado de acordo com Fonseca *et al.* (1996).

Ordem	Família	Espécie (nº de indivíduos capturados/recapturados)	Hábito Alimentar		Locomoção		
			IO	FG	SC	TE	AR
Rodentia	Cricetidae	<i>Akodon cursor</i> (2)	X			X	
		<i>Mus musculus</i> (10)	X			X	
		<i>Rhipidomys mastacalis</i> (2)		X			X
	Echimyidae	<i>Trinomys iheringi</i> (5)		X		X	
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis aurita</i> (20)	X		X		
		<i>Gracilinanus microtarsus</i> (4)	X				X
		<i>Marmosops incanus</i> (3)	X		X		
		<i>Marmosa murina</i> (1)	X		X		
		<i>Metachirus nudicaudatus</i> (1)	X			X	
		<i>Marmosa demerarae</i> (3)	X				X
		<i>Philander frenatus</i> (2)	X		X		

Tabela 5 – Número de capturas/recapturas por espécie de pequenos mamíferos não-voadores nas diferentes áreas amostrais (A a M), com duas linhas cada (1 a 24), e seus respectivos números de indivíduos por linha e sucessos de captura, registrados em um trecho da Rodovia do Sol, Guarapani/ES.

Áreas Amostrais	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	L	M	%												
Linhas	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	15	16	13	14	17	18	19	20	21	22	23	24	Total
<i>Akodon cursor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	4%
<i>Didelphis aurita</i>	0	0	0	1	1	0	1	0	2	0	3	4	2	3	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	38%
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8%
<i>Marmosops incanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6%
<i>Marmosa murina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2%
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2%
<i>Marmosa demerarae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6%
<i>Mus musculus</i>	0	0	0	1	0	5	2	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19%
<i>Philander frenatus</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4%
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4%
<i>Trinomys iheringi</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9%
Nº de indivíduos/linha	0	1	0	1	2	3	2	6	3	3	1	3	10	5	5	0	0	0	0	0	2	1	2	1	100%
Sucesso de captura (%)	0	1	0	1	1	2	1	3	2	2	1	2	5	3	3	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1.22

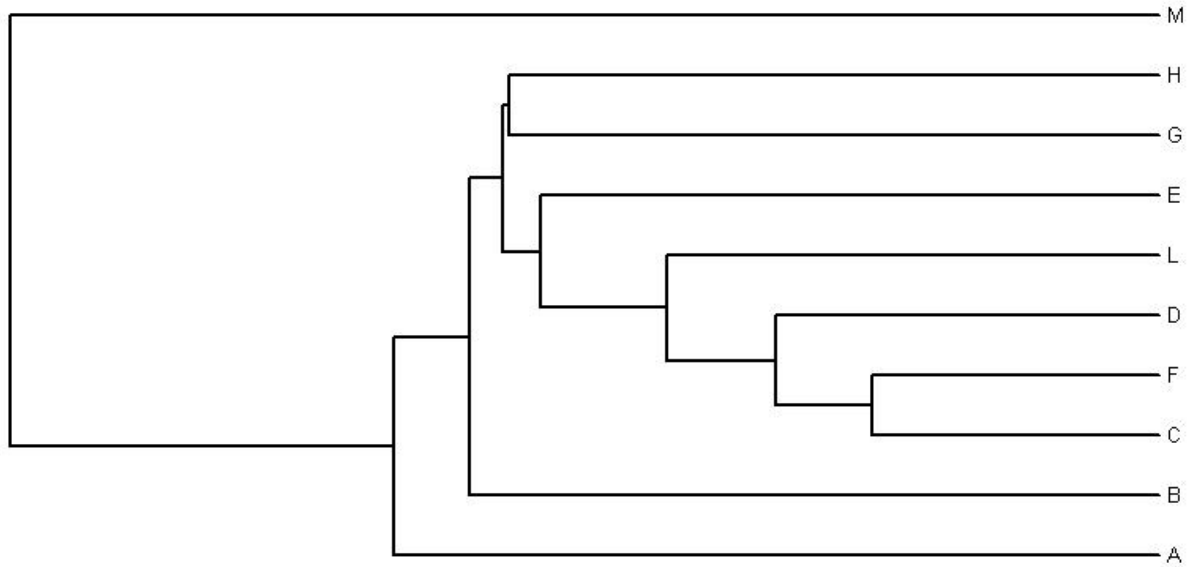


Figura 5 – Dendrograma de similaridade de Cluster para dez áreas amostrais de pequenos mamíferos não-voadores em um trecho da Rodovia do Sol, Guarapari/ES.

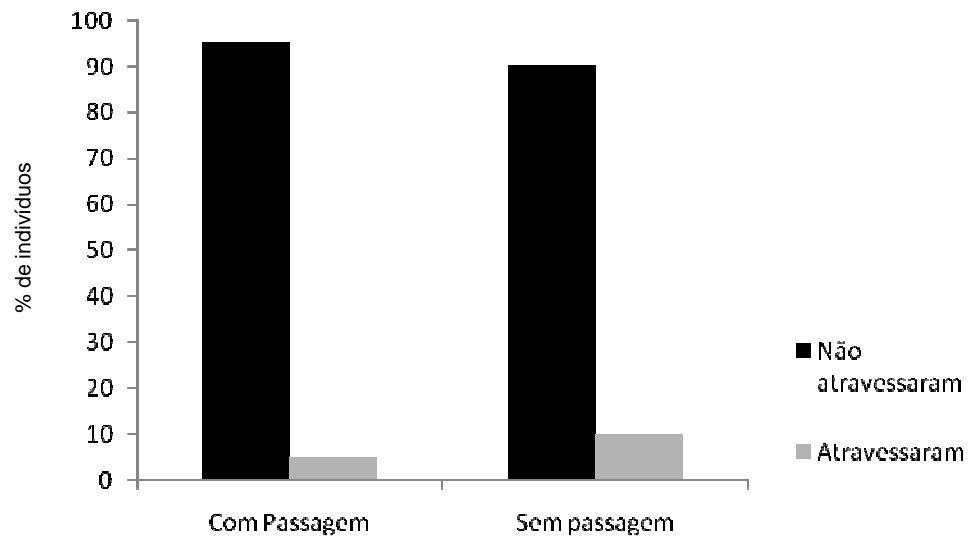


Figura 6 – Comparação entre a porcentagem de pequenos mamíferos não-voadores que não realizaram travessia com os que realizaram travessia em áreas sem e com túneis de passagem de fauna em um trecho da Rodovia do Sol, Guarapari/ES.

Tabela 3 – Distância média de deslocamento, número de deslocamentos e travessias por espécie de pequenos mamíferos não-voadores registrados em um trecho da Rodovia do Sol, Guarapari/ES. Legenda: *Área não protegida na forma de UC e com túneis de passagem de fauna; **Área protegida na forma de UC e sem túneis de passagem de fauna.

Espécie	Número de indivíduos que se deslocaram - Distância média de deslocamento (m)	Número de deslocamentos - Número de travessias (km do deslocamento)
<i>Akodon cursor</i>	1 - 30,0	1-0
<i>Didelphis aurita</i>	4 - 32,0	7-1 (km 45)*
<i>Marmosops incanus</i>	1 - 30,0	2-0
<i>Marmosa murina</i>	1 - 48,5	2-0
<i>Marmosa demerarae</i>	1 - 48,5	2-0
<i>Mus musculus</i>	3 - 36,2	3-1 (km 38)**
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	1 - 120	1-0

4. DISCUSSÃO

Corroborando com os resultados registrados por alguns pesquisadores (Oxley 1974; Bissonette & Rosa 2009), no presente estudo não foi verificada uma influência da distância das margens da rodovia sobre a abundância, riqueza e diversidade da comunidade de pequenos mamíferos não-voadores. Talvez devido à falta de informações a respeito dos efeitos da influência da rodovia sobre este grupo de fauna (Lynam & Billick 1999; Clevenger *et al.* 2003). O que demonstra a necessidade de estudos sobre ecologia deste grupo de fauna.

A capacidade de dispersão e as taxas de movimentação de pequenos mamíferos entre fragmentos de Mata Atlântica ainda são desconhecidas para a maioria das espécies (Brito & Fernandez 2002). Para as poucas espécies já estudadas, sabe-se que os eventos de deslocamento entre fragmentos são pouco frequentes ou pelo menos raramente detectados (Bueno 2008).

Neste estudo, a maioria dos roedores capturados tinham em comum a locomoção terrestre (*Akodon cursor*, *Mus musculus*, *Trinomys iheringi*), provavelmente por serem pouco afetadas pela fragmentação e pelo efeito de borda de rodovias (Mata *et al.* 2008).

O roedor *A. cursor* parece estar associado tanto a matrizes menos impactadas (Feliciano *et al.* 2002), quanto a bordas de fragmentos (Emmons & Feer 1997; Pires *et al.* 2005). Sendo encontrado em ambientes antropogênicos (plantações homogêneas de eucalipto, áreas de agricultura e áreas rurais com construções) e em vegetação nativa (Umetsu & Pardini 2006; Umetsu *et al.* 2008). Apesar disso, essa espécie se desloca em pequenas distâncias (20 m) (Pires *et al.* 2002; Vieira *et al.* 2003), como verificado no presente trabalho (30 m). O gênero *Akodon* possui espécies terrestres, normalmente solitárias, alimentando-se basicamente de insetos, sementes e brotos.

O roedor *Rhipidomys mastacalis*, que foi a espécie com maior distância média de deslocamento por indivíduo, pode ter apresentado esta tendência por ser uma espécie associada às bordas e matrizes de fragmentos (Stevens & Husband 1998). Além disso, utiliza todos os estratos das florestas, principalmente o dossel, podendo descer ao chão ocasionalmente (Emmons & Feer 1997).

O roedor *Mus musculus* é mais facilmente encontrado na matriz do que dentro do fragmento (Feliciano *et al.* 2002). É uma espécie exótica, associada às pestes, de locomoção terrestre, podendo às vezes escalar. Alimenta-se principalmente de grãos, suplementando com insetos. Na região de Mata Atlântica habita as proximidades de residências isoladas, estando geralmente associado à grama ou vegetação rala (Adams & Geis 1983; Adams 1984; Emmons & Feer 1997). Isto talvez possa indicar por que só houve registro desta espécie em área arbustiva aberta não inundável, que é uma área de vegetação rala. Estando nas proximidades de residências isoladas, na APA Setiba, e da sede administrativa do PEPCV.

A construção de rodovias provoca mudanças complexas na estrutura da cadeia trófica (Terborg *et al.* 1997) e uma possível invasão de espécies exóticas ou de diferentes populações das residentes (Lovejoy *et al.* 1986). A presença do roedor exótico *M. musculus*, segunda espécie mais abundante neste estudo, demonstra que a fragmentação de hábitat causada por rodovias pode favorecer a invasão deste tipo de espécie, como observado por Forman & Deblinger (2000), além de aumentarem a competição por recursos com espécies nativas (Brito *et al.* 2004), diminuindo a abundância de espécies residentes (Collinge 1996).

O roedor *Trinomys iheringi* é encontrado na Mata Atlântica, sendo comum tanto em vegetação densa, quanto em mata secundária, habitando, geralmente, nas proximidades de raízes e árvores caídas (Emmons & Feer 1997, Lara & Patton 2000). É uma espécie solitária, noturna e locomoção lenta, com uma área de vida que pode variar entre 0,3 ha e 1 ha (Bergallo 1996).

Como visto, das 11 espécies capturadas somente três eram arborícolas, o que pode demonstrar que a fragmentação provocada pela rodovia diminui a presença deste tipo de espécies. Esta tendência pode ser explicada, pois estas são mais sensíveis às alterações provocadas pelo efeito de borda e pelo tipo de matriz adjacente (Passamani 1995; Leite *et al.* 1996; Emmons & Feer 1997).

Este resultado pode ter sido encontrado, pois o deslocamento das espécies arborícolas está geralmente associado às características do dossel, tais como conexão entre árvores e disponibilidade de recursos alimentares (Passamani 1995). Havendo uma diminuição da abundância de espécies terrestres e/ou generalista da borda para o interior do fragmento (Bueno 2008).

A área G (km 45) apresentou o maior número de espécies recapturadas de pequenos mamíferos não-voadores. Este ponto amostral é cercado por

empreendimentos com intenso ruído de caminhões, um ambiente de manguezal com predominância de samambaias, residências, pequenas trilhas com vestígios de atividade humana e a Rodovia do Sol. Estas características podem confinar as espécies, por haver matrizes antropizadas ao redor. Sendo que, fragmentos isolados por matrizes de difícil dispersão confinam espécies, favorecendo somente o deslocamento local (Lindenmayer *et al.* 1999).

Ainda na área G, houve o maior número de capturas dos marsupiais *Didelphis aurita*, *Micoureus demerarae* e *Marmosa murina*, indo ao encontro de outros estudos, que apontam estas espécies como associadas a áreas alteradas, sejam elas bordas de fragmentos ou matas secundárias (Pires *et al.* 2002; Pardini 2004), como o fragmento em questão. *Micoureus demerarae* é uma espécie noturna, arborícola e solitária, que se alimenta de insetos, frutas e néctar. É geralmente visto na parte mediana entre o chão e o dossel, podendo descer se o alimento estiver escasso (Emmons & Feer 1997; Brito & Fernandes 2000). Eles constroem seu próprio ninho utilizando folhas de palmeiras e outras árvores. É um gênero agressivo, encontrado em matas em sucessão primária e secundária, matas de galeria, pomares e plantações (Emmons & Feer 1997).

Foram registradas poucas travessias de indivíduos de mamíferos de pequeno porte (duas), pois para este grupo a rodovia é como um trecho longo e difícil de atravessar e de se dispersar, retardando os processos de dispersão (Vermeulen 1994). As estradas produzem uma combinação de fatores que podem inviabilizar a movimentação desta fauna, por produzirem ruídos, movimentação de veículos e poluição (Catharinus 2006). Sendo também suscetíveis a atropelamentos por veículos, por apresentarem uma movimentação lenta e por, ocasionalmente, espécies arborícolas descerem ao chão e se deslocarem com menos habilidade que espécies terrestres e escansoriais (Goosem 2001; Aresco 2005; Coelho 2008; Laurance *et al.* 2009).

Não houve capturas de mamíferos de pequeno porte nas áreas I e J (km 50; com túneis de passagem de fauna), provavelmente devido à ocorrência de um incêndio neste local antes de iniciar o presente estudo. Isto demonstra, mais uma vez, que a proximidade com a rodovia facilita a ação antrópica negativa, aumentando o número de queimadas e caça (Chiarello 1999; Scoss *et al.* 2004).

As espécies que atravessaram a rodovia (*Didelphis aurita* e *Mus musculus*), são insetívoras/onívoras, sendo que a primeira possui deslocamento escansorial e a segunda terrestre. Este fato pode demonstrar uma relação entre a guilda alimentar e o tipo de movimentação espécie/específico com o deslocamento entre fragmentos. Já que espécies generalistas podem ocupar tanto áreas preservadas, quanto alteradas, o que possibilita uma facilidade de deslocamento entre matrizes perturbadas (Umetsu & Pardini 2007), como a rodovia. Estas duas espécies foram as dominantes neste trabalho, corroborando com estudos que indicam que comunidades de pequenos mamíferos são normalmente dominadas por uma ou duas espécies (Paglia *et al.* 1995).

A outra espécie que atravessou a rodovia, *D. aurita*, é uma espécie de hábitos generalistas e locomoção escansorial (Paglia *et al.* 1995; Emmons & Feer 1997), que pode se deslocar até 700 m (Pires *et al.* 2002), por isso, menos atingida pelos efeitos da fragmentação do que as especialistas (Andrén 1994). Esta espécie foi a com maior abundância no presente estudo, provavelmente por combinar estas características em sua história natural.

No km 59,5 foi encontrado registro de caça ilegal, com uso de armadilhas artesanais do tipo “caixa”. Esta área é cercada por pequenas residências rurais, com silvicultura de seringueira dentro da área amostrada. Tais características podem favorecer a movimentação constante de trabalhadores e o surgimento de pequenas trilhas para passagem humana. Isto pode interferir no deslocamento de pequenos mamíferos não-voadores, facilitando a entrada de caçadores e a retirada de madeira para uso doméstico e comercial, como foi verificado na área, podendo facilitar atividades de caça ilegal (Cullen 2000).

Das 11 espécies capturadas no desenvolvimento deste trabalho, sete foram marsupiais, o que sugere um domínio destes sobre os roedores em ambientes fragmentados. Os marsupiais podem atingir alta densidade local em áreas com abundância de recursos alimentares, agindo como *R* estrategistas, adaptando-se em ambientes instáveis de matas secundárias com ação antrópica (Brito & Fernandes 2002; Passamani & Ribeiro 2009), o que pode explicar a tendência encontrada neste estudo.

5. CONCLUSÕES

Por meio deste estudo, verificou-se que não houve influência da distância da margem de contato do fragmento com a rodovia com relação à abundância, à riqueza e à diversidade de pequenos mamíferos não-voadores. Houve locomoções dos roedores: *A. cursor*, *R. mastacalis* e *Mus musculus*. O roedor *M. musculus* foi uma das espécies que atravessou. E *R. mastacalis* foi a espécie com maior distância de deslocamento. Das 11 espécies capturadas, quatro foram roedores e três arborícolas, havendo uma tendência para captura de pequenos mamíferos não-voadores escansoriais, terrestres e marsupiais às margens da rodovia. Os marsupiais apresentaram maior número de deslocamentos. O marsupial *D. aurita*, além de ter atravessado a rodovia, apresentou maior número de deslocamentos e maior abundância de indivíduos neste estudo. A área G (km 45) apresentou maior número de espécies capturadas e maior número de deslocamentos. O incêndio nas áreas I e J (km 50), as atividades de caça e a retirada de madeira nativa na área M (km 59,5) podem ter afetado a abundância de pequenos mamíferos não-voadores nestes locais.

A capacidade de ocupar a matriz parece ser um bom parâmetro para avaliar a vulnerabilidade das espécies ao isolamento em detrimento da fragmentação (Castro & Fernandez 2004; Passamani & Ribeiro 2009), já que, além do fragmento principal, as matrizes podem ser utilizadas como parte da área de vida (Lira *et al.* 2007; Bueno 2008). Estudos futuros que envolvam as matrizes podem ser úteis para verificar esta influência. A utilização de um maior esforço amostral e com diferentes técnicas de capturas, como armadilhas de queda (*pitfall*), podem também viáveis em estudos futuros. A utilização de uma abordagem genética da população de pequenos mamíferos não-voadores dos fragmentos à margem da Rodovia do Sol também pode ser abordada em pesquisas futuras, já que a diminuição da taxa de migração pode afetar também a variabilidade genética populacional (Allendorf 1983), principalmente, em pequenas populações isoladas por rodovias (Hanski & Ovaskainen 2000; Riley 2006; Balkenhol & Waits 2009).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA 2

As citações e referências bibliográficas da dissertação foram realizadas seguindo as normas da NATUREZA & CONSERVAÇÃO disponíveis no site: <http://www.abecol.org.br/publicacoes/natureza-e-conservacao>

Adams LW, 1984. Small mammal use of an interstate highway median strip. *Journal of Applied Ecology*, 21:175–178.

Adams LW & Geis AD, 1983. Effects of roads on small mammals. *Journal of Applied Ecology*, 20:403–415.

Allendorf FW & Leary RF, 1986. Heterozygosity and fitness in natural populations of animals. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer, Sunderland, p. 57–76.

Andrén H, 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71:355–366.

Assis AM *et al.* 2004. Fitossociologia de uma floresta de restinga no Parque Estadual Paulo César Vinha, Setiba, município de Guarapari (ES). *Revista Brasileira de Botânica*, 27:349–361.

Ayres M, *et al.*, 2003. Bioestat: Versão 3.0. *Sociedade Civil Mamirauá*. MCT-CNPQ, Belém.

Balkenhol N & Waits LP, 2009. Molecular road ecology: Exploring the potential of genetics for investigating transportation impacts on wildlife. *Molecular Ecology*, 18:4151–4164.

Bergallo HG, 1996. The population dynamics of the spiny rat (*Proechimys iheringi*) and the rice rat (*Oryzomys intermedius*) in southeast Brazil. *Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, 48:193–197.

Bennett AF, 1991. *Roads, roadsides and wildlife conservation: a review*. In: Saunders, D.A., Hobbs, R.J. (Eds.), *Nature Conservation: The Role of Corridors*.

Chipping Norton, Australia, Surrey Beatty, p. 99–117.

Bonvicino CR *et al.*, 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology*, 62:765-774.

Brito D & Fernandez F, 2002. Patch relative importance to metapopulation viability: the neotropical marsupial. *Animal Conservation*, 5:45–51.

Brito D *et al.*, 2004. An overview of mammalian conservation at Poço das Antas Biological Reserve, southeastern Brazil. *Journal for Nature Conservation* 12:219-228

Brito D *et al.*, 2006. Is the Atlantic Forest protected area network efficient in maintaining viable populations of *Brachyteles hypoxanthus*. *Biodiversity & Conservation*, 15:3255-3268.

Bueno, A. A. 2008. *Pequenos mamíferos da Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista: uma avaliação da ameaça de extinção e da resposta a alterações no contexto e tamanho dos remanescentes*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo.

Castro, EB & Fernandez F, 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 119: 73-80.

Catharinus CF *et al.*, 2006. Flattened fauna and mitigation: Traffic victims related to road, traffic, vehicle, and species characteristics. *Transportation Research*, 11:264–276.

CEPEMAR, 2007. *Plano de Manejo do Parque Estadual Paulo César Vinha, Guarapari, ES*. Relatório Técnico.

Chiarello AG, 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammals communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89:71-82.

Clevenger AP, *et al.* 2003. E. *Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations*. *Biological Conservation*, 109:15–26.

Coelho IP, 2008. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, 54:689–699.

- Coffin AW, 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15:396–406.
- Collinge K, 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*, 36: 59-77.
- Cullen, LJr *et al.*, 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation*, 95:59-56.
- D'andrea PS *et al.* 1999. Ecology of small mammals in a Brazilian rural área. *Revista Brasileira de Zoologia*, 16: 611 - 620.
- Emmons LH & Feer F, 1997. *Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide*. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Feliciano BR *et al.*, 2002. Population dynamics of small rodents in a grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Mammalian Biology*, 67:304–314.
- Ferreira LC *et al.*, 2010. Estrutura populacional e padrão espacial de *Protonotaria icariba* (DC.) Marchand na Área de Proteção Ambiental de Setiba, Espírito Santo, sudeste do Brasil. *Natureza on line*. 8:39-45.
- Fonseca GAB *et al.* 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology*, 4:1-38.
- Fonseca GAB *et al.*,1985. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 34: 17–34.
- Gascon C *et al.*, 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91:223-229.
- Goosem, M., 2001. Effects of tropical rainforest roads on small mammals: inhibition of crossing movements. *Wildlife Research*, 28:351–364.
- Grilo C. *et al.*, 2009. Spatial–temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: consequences for mitigation. *Biological Conservation*, 142:301 –313
- Hanski I & Ovaskainen O, 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature*, 404:755-758.
- Harris LD & Scheck J, 1991. From implications to applications: the has transcended

island biogeographic theory. *Biological Conservation*,141:731–744.

Holderegger R & Giulio MD, 2010. The genetic effects of roads: A review of empirical evidence. *Basic and Applied Ecology*, 11:522–531.

Johnson WC & Collinge SK, 2004. Landscape effects on black-tailed prairie dog colonies. *Biological Conservation*,115:487–497.

Köppen W, 1948. *Climatologia*. Fondo de Cultura Económica, México.

Lara, M.C., Patton, J.L., 2000. Evolutionary diversification of spiny rats (genus *Trinomys*, Rodentia: Echimyidae) in the Atlantic Forest of Brazil. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 130:661-686.

Laurance WF *et al.*, 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 24:659-669.

Laurance WF *et al.*, 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 12:659-669.

Laurance WF, 1999. Introduction and synthesis. *Biological Conservation*, 91:101-107.

Laurance WF, 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141:1731 –1744.

Leite YLR *et al.*, 1986. Diet and vertical space use of three sympatric opossums in a Brazilian Atlantic Forest reserve. *Journal of Tropical Ecology*, 12:435–440.

Lim HC & Sodhi NS, 2004. Responses of avian guilds to urbanisation in a tropical city. *Landscape and Urban Planning*, 66:199-215.

Lindenmayer DB *et al.*, 1999. A large-scale experiment to examine the effects of landscape context and habitat fragmentation on mammals. *Biological Conservation* 88: 387-403.

Lira PK *et al.*, 2007. Use of a fragmented landscape by three species of opossum in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 23: 427–435.

Lovejoy TER *et al.*, 1986. Edge effects and other effects of isolation an Amazon forest fragments. In: Soulé, ME (ed). *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, p. 257-285

- Lynam J & Billick L, 1999. Differential responses of small mammals to fragmentation in a Thailand tropical forest. *Biological Conservation*, 91:191-200.
- MacArthur RH & Wilson EO, 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, University Press, Princeton.
- Malcolm, JR, 1988. Small mammal abundance in isolated and non-isolated primary forest reserves near Manaus, Brazil. *Acta Amazonica*, 18:7-83.
- Mata C *et al.*, 2008. Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. *Journal of Environmental Management*, 88(3):407-415.
- McAleece *et al.* 1997. Biodiversidade Profissional. Beta-Version. London, The Natural History Museum and The Scottish Association for Marine Sciences.
- Oxley DJ *et al.*, 1974. The effects of roads on small mammals. *Journal of Applied Ecology*, 11:51–59.
- Paglia AP *et al.*, 1995. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 12:67–79.
- Pardini R & Umetsu F, 2006. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande – distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. *Biota Neotropical*, 6:1-21.
- Pardini R *et al.*, 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. *Biological Conservation*, 124: 253-266.
- Pardini R, 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, 13:2567–2586.
- Passamani, M., 1995. Vertical stratification of small mammals in Atlantic Hill forest. *Mammalia* 59:276–279.
- Passamani M & Ribeiro D, 2009. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 69:305-309.
- Pires AS & Fernandez FAS, 1999. Use of space by the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in south- eastern Brazil. *Journal of*

Tropical Ecology 15:279–290.

Pereira, O.J. Restinga: origem, estrutura e diversidade. Jardim, M.A.G.; Bastos, N.N.C. & Santos, J.U.M. (Eds.) *Desafios da Botânica Brasileira no Novo Milênio: Inventário, Sistematização e Conservação da Diversidade Vegetal*. Belém :MPEG, UFRA; Embrapa, Brasil/:Museu Paraense Emílio Goeldi. 2003. p.177-179.

Pires AS *et al.*, 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 108: 29–237.

Pires AS *et al.*, 2005. Influence of edge and fire-induced changes on spatial distribution of small mammals in Brazilian Atlantic Forest fragments. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40:7-14.

Ricketts TH, 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*. 158:87–99.

Riley SPD *et al.*, 2006. A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology*, 15:1733–1741.

Robinson JG & Bodmer RE, 1999. Towards wildlife management in tropical forests. *Journal of Wildlife Management*, 63:1–13.

Scoss LM *et al*, 2004. Uso de parcelas de areia para o monitoramento de impacto de estradas sobre a riqueza de espécies de mamíferos. *Revista Árvore*, 28:121-127.

Shaffer, M L, 1981. Minimum population size for species conservation. *BioScience*, 31:131-134.

Soulé ME. 1987. *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.

Stevens SM & Husband TP, 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation*, 85:1-8.

Szacki J, 1999. Spatially structured populations: how much do they match the classic metapopulation concept? *Landscape Ecology* 14:369–379.

Umetsu F & Pardini R, 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats – evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology*, 22: 517-530.

- Umetsu F *et al.*, 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic Forest small mammals. *Ecography*, 31:359–370.
- Umetsu, F & Pardini R, 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitat: evaluating matrix quality in an Atlantic Forest landscape. *Landscape Ecology*, 22:517–530.
- Vargas J & Simonetti JR, 2004. Small mammals in a tropical fragmented landscape in Beni, Bolivia. *Mammalian Biology*, 69:65-69.
- Vermeulen HJW, 1994. Corridor function of a road verge for dispersal of stenotopic heathland ground beetles (Carabidae). *Biological Conservation*, 3:339-349.
- Vieira MV *et al.*, 2009. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biological Conservation*, 142:1191-1200.
- Vieira EM *et al.*, 2003. Fruit and seed exploitation by small rodents of the Brazilian Atlantic forest. *Mammalia*, 67:533–539.
- Watson JEM *et al.*, 2004. Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forests of southeastern Madagascar. *Biological Conservation*, 120: 311-327.
- Wilcove DS *et al.*, 1986. *Habitat Fragmentation in the temperate zone*. In: M. E. Soulé (ed.), *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, p. 237-256..

CAPÍTULO 2

MODELO PARA AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE DA FAUNA MARGINAL DE RODOVIAS A COLISÕES COM VEÍCULOS

RESUMO

CARNEIRO, P. H. N. F. Modelo para avaliação da vulnerabilidade da fauna marginal de rodovias a colisões com veículos

Um estudo de vulnerabilidade da fauna a atropelamentos foi conduzido em um trecho de 26,65 km da Rodovia ES-060/Rodovia do Sol, entre os km 37 ao km 59,5, no município de Guarapari/ES. O objetivo foi gerar um modelo, no qual seja possível prever os principais trechos e impactos sobre a fauna no trecho citado. Foi utilizado o Sistema de Informação Geográfica (SIG), por meio da ferramenta fuzzy, utilizando 13 principais impactos antrópicos e potencializadores de impactos com relação à vulnerabilidade do trecho a atropelamento da fauna silvestre. As feições vetoriais de impactos antrópicos utilizadas foram: prismas de concreto, pista dupla, pista simples, trevos de Guarapari e Setiba. Os aspectos potencializadores de atropelamentos de fauna foram fragmentos florestais em lados opostos, fragmentos florestais e área arbustiva aberta não inundável em lados opostos, fragmento florestal e pastagem, fragmento florestal e área urbana, área arbustiva aberta não inundável em lados opostos, área arbustiva aberta não inundável e brejo, área arbustiva aberta não inundável e área urbana e pastagem e área urbana. Estes fatores foram ranqueados de acordo com seu maior ou menor potencial a atropelamentos da fauna. Verificou-se que o trecho com altíssimo risco de atropelamento de fauna está entre os km 35 e km 45, por combinar três ou mais fatores de impactos antrópicos.

Palavras-chave: Vulnerabilidade, Impactos antrópicos, Sistema de Informação Geográfica (SIG), fuzzy.

ABSTRACT

CARNEIRO, P. H. N. F. **Model for assessing the vulnerability of marginal wildlife collisions to road vehicles**

A study of the vulnerability of wildlife roadkill was conducted in a stretch of 26.65 km of Highway ES-060/Rodovia the Sun, between km 59.5 to km 37, in Guarapari / ES. The aim was to generate a model in which we can predict the main parts and impacts on wildlife in quotation. We used the Geographic Information System (GIS), through the fuzzy tool, using 13 major enhancer of human impacts and impacts related to the vulnerability of the stretch run over the wildlife. The features vector human impacts used were as follows: concrete materials, two-lane, single lane, clovers and Guarapari Setiba. And the aspects of wildlife roadkill of forest fragments were on opposite sides, forest fragments and herbaceous and shrubby open area on opposite sides, the forest fragment and pasture, and urban forest fragment area, herbaceous and shrubby open on opposite sides, area-herbaceous open and shrub swamp, herbaceous and shrubby open area and urban area and urban area and pasture. These factors were ranked according to their greater or lesser potential road kill wildlife. It was found that the portions were very high risk of being run over wildlife is between km 35 and km 45, by matching three or more factors of human impacts.

Keywords: Vulnerability, human impacts, Geographic Information System (GIS) and fuzzy.

1. INTRODUÇÃO

A fragmentação do hábitat tem sido reconhecida há décadas como um dos principais fatores de ameaça à biodiversidade (Laurance & Bierregaard, 1997). A partir da década de 1990 iniciam-se pesquisas acerca dos efeitos antrópicos da fragmentação de hábitat sobre a fauna (Turner 1989; Fahrig 1995; Saunders 1991; Thorne *et al.* 1991; Forman 1986; Collinge 1996; Forman & Alexander 1998; Forman 2000), juntamente com o delineamento de políticas públicas sobre o tema, como a Estratégia Global para a Biodiversidade (Unesco *et al.* 1992). A Europa avançou nesse último quesito, estabelecendo a European Ecological Network, em 1992, e mais tarde a Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy (COE 2006).

No Brasil, estudos sobre efeitos da fragmentação de hábitat sobre a fauna iniciam-se também em meados da década de 1990 (Lovejoy *et al.* 1986; Murcia 1995; Laurance & Bierregaard 1997; Laurance 1998; Sullivan *et al.* 1998; Chiarello 1999; Gascon *et al.* 1999; Brito & Fernandes 2000; Chiarello 2000). É nesta época também que se iniciam estudos sobre vulnerabilidade ambiental utilizando imagens de satélites, mapas pedológicos, geológicos, de geomorfologia, de vegetação e de clima, tais como cartas de vulnerabilidade à erosão e a integração de dados do meio físico-biótico a dados socioeconômicos (Ross 1992; Ross 1994; Ross 1995; Crepani 1996). Estas variáveis, tratadas de forma integrada, possibilitam obter um diagnóstico das diferentes categorias hierárquicas da fragilidade dos ambientes naturais (Ross 1994).

A construção de estradas é uma das ações antrópicas que provocam fragmentação de hábitat afetando diversos ecossistemas (Oxley *et al.* 1997; Trombulak & Frissell 2000; Underhill & Angold 2000; Carr *et al.* 2002; Spellerberg 2002, Forman *et al.* 2003). O risco de extinção, em detrimento de rodovias, está associado principalmente ao aumento da mortalidade devido a colisões de animais e veículos (Ramp *et al.* 2006).

Durante a sua construção as estradas geram efeitos negativos sobre a fauna como a perda direta de hábitat, efeitos de atividades de infra-estrutura ao redor da estrada e efeitos de atividade em outros locais (e.g. fornecimento de material para aterros). Após a sua construção, continuam gerando efeitos negativos sobre a fauna com a falta de acesso a recursos, o aumento da taxa de mortalidade e a subdivisão

de populações (Schonewald-Cox & Buechner 1992; Forman 2000; Fahrig & Rytwinski; 2009), além de agirem como barreiras na movimentação, migração e dispersão da fauna (Kostrzewa 2006), isolando populações.

A diversidade de características ao longo do percurso de uma estrada pode afetar de forma distinta a fauna em cada trecho, pois há diferentes tipos de uso da terra nas suas margens, diferentes obras estruturais, número de pistas, fluxo de veículos e ruídos, entre outros fatores (Schonewald-Cox & Buechner 1992; Forman & Alexander 1998; Scoss *et al.* 2004).

O Sistema de Informações Geográficas (SIG) é uma ferramenta que tem sido utilizada para definir e modelar impactos ambientais de estradas (Li *et al.* 1999; Li *et al.* 2002; Jaarsma & Willems 2002; Clevenger & Waltho 2005; Li 2006; Marulli & Mallarach 2006; Liu *et al.* 2008; Boyd & Foody 2011). O SIG, por se tratar de conjuntos interativos de subsistemas, possibilita a organização espacial de dados auxiliando a tomada de decisões (Santos 2001). Tais conjuntos são indicados para estudos que apresentam dados ambíguos e/ou abstratos e não possuem limites rígidos ou estáticos (Burrough & McDonnell 1998). Desta forma, torna-se possível organizar e avaliar a importância relativa entre critérios e medir a consistência dos julgamentos, estruturando modelos hierárquicos compostos por processos de comparação por importância relativa, preferências e probabilidade entre critérios (Câmara 2001).

No Brasil são escassos estudos a respeito dos efeitos de estradas sobre a fauna, a única certeza que se tem é que há uma variedade de impactos negativos sobre a fauna ao longo de rodovias (Scoss *et al.* 2004). O presente trabalho visa criar um modelo, utilizando a metodologia SIG, no qual seja possível prever os principais trechos de impactos sobre a fauna ao longo de um segmento de 26,6 km da Rodovia ES-060/Rodovia do Sol.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 – ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado em um segmento de 26,65 km da Rodovia do Sol entre os km 32 e o km 59, que abrange o município de Guarapari/ES. Neste trecho encontram-se localizadas duas Unidades de Conservação (UC), o Parque Estadual Paulo César Vinha (PEPCV) e a Área de Preservação Ambiental (APA) de Setiba.

O PEPCV é uma área de extrema prioridade de conservação do Espírito Santo e considerado a restinga mais bem preservada do Estado (IPEMA 2005). Está localizado entre os km 29,5 e km 39 da Rodovia do Sol, Guarapari/ES. Possui aproximadamente 1500 ha, entre as coordenadas de 20° 33' e 20° 38' S e 40° 23' e 40° 26' W. O clima da região, segundo a classificação de Koëpen (1948) é Aw, com temperatura média anual de 23,3 °C (Cepemar 2007). A precipitação média anual é de 1.307 mm, não havendo meses secos ao longo do ano, podendo ocorrer no máximo meses com características sub-secas (Ferreira *et al.* 2010).

A APA Setiba fica aproximadamente a 80 km da capital do Estado do Espírito Santo, Vitória, possui 12.960 ha de extensão, abrangendo desde o extremo sul do município de Vila Velha (km 25) à região nordeste de Guarapari (km 42) (Ferreira *et al.* 2010). Fica localizada à direita do PEPCV (sentido sul da Rodovia do Sol), havendo áreas com combinação de fragmentos vegetais de restinga com algumas edificações rurais isoladas ou conglomeradas.

A Rodovia do Sol foi duplicada no ano 2000 entre o Trevo da Rodovia Darly Santos (km 11), em Vila Velha/ES, até o Trevo de Setiba, em Guarapari (km 39,5). A segunda parte da obra foi a construção do Contorno de Guarapari em 2002 (Rodosol 2011).

O Contorno de Guarapari possui uma extensão de 28 km, iniciando-se no Trevo de Setiba (km 39,5) indo até o balneário de Meaípe (km 67,5). O primeiro segmento do Contorno, entre o Trevo de Setiba (km 39,5) e a Rodovia Governador Jones Santos Neves (km 50), possui 10,5 km de extensão em pista dupla. Este trecho possui duas passagens de fauna nas proximidades do km 45. Já o segundo segmento do Contorno, entre a Rodovia Governador Jones dos Santos Neves (km

50) e Meaípe (km 67,5) possui 17,5 km de extensão em pista simples com passagens de fauna no km 59,5 (Rodosol 2011).

2.1 – MODELAGEM DE VULNERABILIDADE A ATROPELAMENTOS DE FAUNA

A estruturação da base de dados para a modelagem da vulnerabilidade da Rodovia do Sol a atropelamentos de fauna foi feita por meio da plataforma ArcGis 10 (ESRI 2010). As aerofotos do município de Guarapari/ES foram cedidas pelo Ortofotomosaico do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Espírito Santo (IEMA 2007/2008). O ortofotomosaico é um produto cartográfico digital de escala 1:15.000 PEC “A” (Padrão de Exatidão Cartográfica classe “A”), onde o erro de posicionamento de 90% dos pontos amostrados deve ser no máximo de 0,5 mm na escala da Carta. Para a escala de 1/15.000, corresponde a um erro de posicionamento de no máximo 7,5 m. O Ortofotomosaico IEMA 2007/2008 é um documento cartográfico e georreferenciado no Sistema de Projeção UTM, Datum WGS84, zona 24S. Os dados georreferenciados de campo foram obtidos com auxílio de GPS Garmin V no Sistema de Projeção UTM, Datum South America 1969 (SAD 69).

Com a utilização deste material, foi gerado um *buffer* de 3000 m a partir da Rodovia do Sol em um trecho de 26,65 km, entre os km 32 e km 59, com uma área de 182,05 km² e perímetro de 68,90 km (Figura 1). Em seguida, foram utilizadas 21 classes de uso da terra (Quadro I) para elaborar um mapa de uso e ocupação da terra da área de estudo (Figura 2).

Desta forma, foram definidos 13 principais impactos antrópicos e potencializadores de impactos com relação à vulnerabilidade do trecho a atropelamento de fauna silvestre da Rodovia do Sol. As feições vetoriais de impactos antrópicos utilizadas foram as seguintes: (i) prismas de concreto (gelo baiano); (ii) pista dupla; (iii) pista simples; (iv) trevos de Guarapari e (v) Setiba. Os aspectos pontencializadores de atropelamentos de fauna foram: (i) fragmentos florestais em lados opostos; (ii) fragmento florestal e área arbustiva aberta não inundável em lados opostos; (iii) fragmento florestal e pastagem; (iv) fragmento florestal e área urbana; (v) área arbustiva aberta não inundável aberta em lados

opostos; (vi) área arbustiva aberta não inundável e brejo; (vii) área arbustiva aberta não inundável e área urbana e (viii) pastagem e área urbana (Quadro II). Estes fatores foram ranqueados de acordo com seu maior ou menor potencial em aumentar a probabilidade de atropelamentos da fauna.

Sobre as 13 imagens vetoriais poligonais foi aplicada a função “distância em linha reta” (*straight line*) com o objetivo de encontrar a distância mais próxima, uma linha reta (imagem matricial de distância), a partir de cada célula para a origem mais próxima. Neste caso, quanto mais próximo (menor distância) da classe estudada, maior a probabilidade de ocorrência de atropelamento de fauna em um trecho da Rodovia do Sol (Quadro III).

Todas as 13 imagens vetoriais poligonais (Quadro II) foram ponderadas pelos pesos dos subcritérios por meio da ferramenta *fuzzy* (Liang & Wang 1991), objetivando-se padronizar os valores iniciais e finais entre 0 e 1, mantendo-se a proporcionalidade das imagens matriciais de distâncias geradas anteriormente (Quadro IV).

Para representar de forma mais real as condições encontradas na área de estudo, os dados foram ponderados, utilizando-se o Método de Análise Hierárquica (AHP – *Analytic Hierarchy Process*), proposto por Saaty (1977), por meio da decisão do problema em níveis hierárquicos.

É importante observar que para cada fator ambiental é necessário avaliar a extensão da zona de efeitos das estradas (Scoss *et al* 2004). Apesar dos impactos estarem em localizações diferentes dentro da área de estudo, por meio da padronização dos impactos antrópicos verificou-se a necessidade de classificar essa distância na mesma escala de valores para fins de comparação, por isso optou-se pelo método AHP.

Este método determina, por meio da síntese dos valores dos agentes de decisão, uma medida global para cada alternativa, priorizando-as ou classificando-as ao finalizar o método (Gomes *et al.* 2004). Logo, foi utilizada a matriz de comparação par a par ou matriz de decisão, fazendo uso da escala fundamental de Saaty (Tabela 1). O método de elaboração da matriz faz uso de uma escala de comparação em que se pode definir linearmente a hierarquia de importância entre os 13 fatores pré-definidos.

Após a atribuição dos pesos estatísticos de cada classe vetorial poligonal, foi utilizada a função mapemática denominada calculadora matricial (*raster calculator*)

para geração do modelo matemático estatístico de vulnerabilidade de atropelamentos de fauna (VAF) representado por:

$$\text{VAF} = 0.0112 * \text{"APE"} + 0.0136 * \text{"ADP"} + 0.0171 * \text{"ANIE"} + 0.0212 * \text{"AFP"} + 0.028 * \text{"ATG"} + 0.0367 * \text{ATS} + 0.0489 * \text{"APS"} + 0.0648 * \text{"APD"} + 0.085 * \text{"ANI"} + 0.1112 * \text{"AFNA"} + 0.1426 * \text{"ANIB"} + 0.1842 * \text{"APC"} + 0.2353 * \text{"AFF"}$$

Em que (Quadro II),

VAF: Vulnerabilidade a atropelamentos de fauna

APE: Área com pastagem/edificações;

ADP: Área pastagem/pastagem;

ANIE: área arbustiva aberta não inundável /edificação;

AFP: Área fragmento florestal/pastagem;

ATG: Área do trevo de Guarapari;

ATS: Área do trevo de Setiba;

APS: Área de pista simples;

APD: Área pista dupla;

ANI: área arbustiva aberta não inundável / área arbustiva aberta não inundável;

AFN: Área fragmento florestal/ área arbustiva aberta não inundável;

ANB: Área arbustiva aberta não inundável/brejo;

APC: Área com prisma de concreto (gelo baiano);

AFF: Área fragmento florestal/fragmento florestal.

Com intuito de favorecer a interpretação espacial e temática da vulnerabilidade da influência da ação antrópica sobre aos atropelamentos de fauna, foi aplicada a função de reclassificação (*reclassify*) com intervalos definidos de 20% ou 0,2, totalizando cinco classes (Tabela 2). Finalmente, foram aplicadas técnicas de

análise tridimensional sobre os mapas representativos dos resultados obtidos. O fluxograma contendo todas as etapas metodológicas desenvolvidas no trabalho é mostrado na Figura 3.

A empresa concessionária da Rodovia do Sol, a Rodosol, forneceu o relatório do Monitoramento dos Animais Atropelados ao longo desta rodovia, referente ao Programa de Monitoramento da Fauna Silvestre e Animais Silvestres Atropelados, em cumprimento à condicionante nº 27 da Licença de Operação (LO) 03/03, o qual foi utilizado para comparação entre os dados do modelo proposto e os dados reais de atropelamento de fauna (Rodosol 2011).

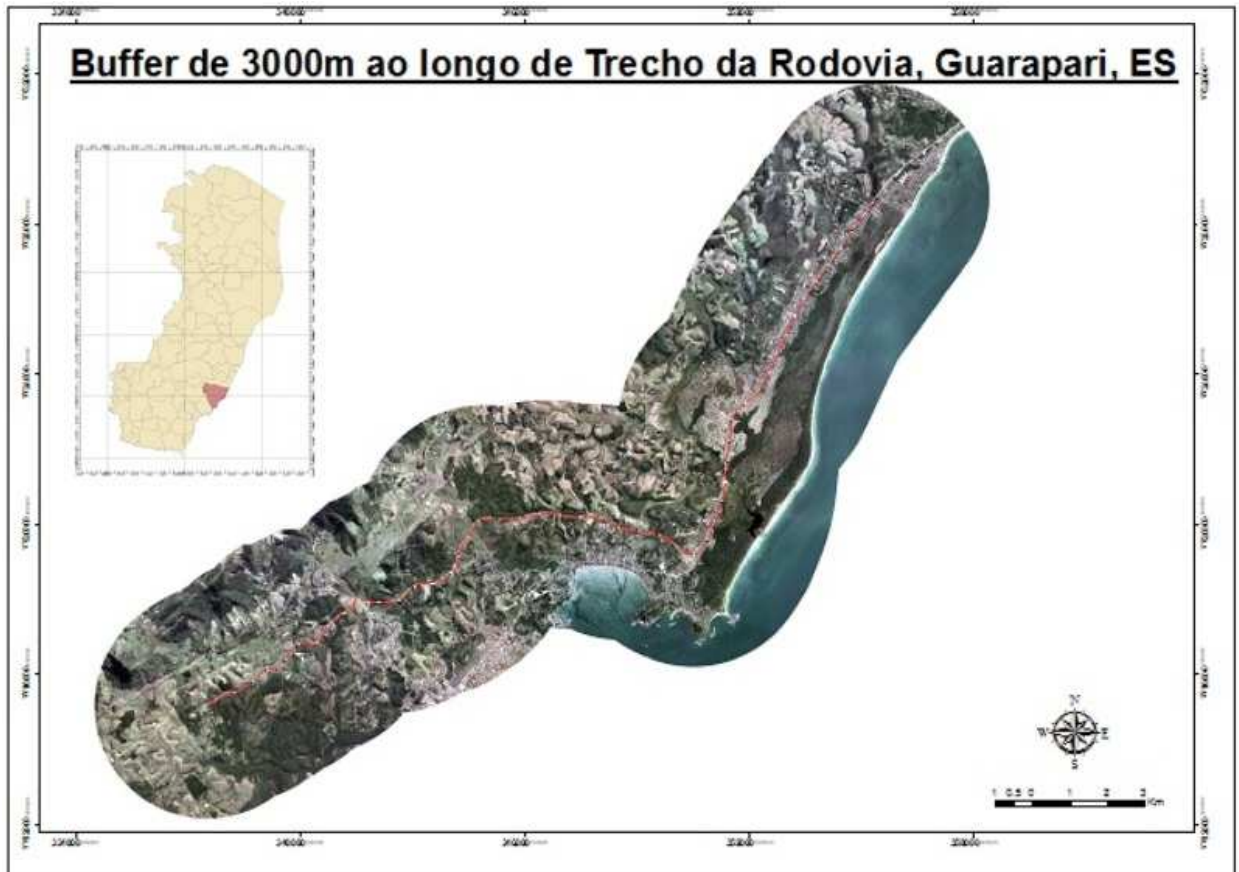


Figura 1 – Área de estudo delimitada de 3000 m, em um trecho de 26,65 km, entre os km 32 e km 59, medida a partir da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol) Guarapari/ES.

Quadro I – Classes de uso e ocupação da terra utilizadas no *buffer* de 3000 m ao longo de um trecho da Rodovia ES-60 (Rodovia do Sol), com suas respectivas legendas de cores.

Area rural edificada	Area urbana	Campo sujo	Capoeira	Corpos d'água	Estrada não pavimentada
Silvicultura	Reservatório	Solo exposto	Formação rochosa	Fragmento florestal	Pastagem
Várzea	Vegetação rala	Area agricultada	Mangue	Herbácea arbusitiva	Vegetação Rupestre
Brejo herbáceo		Oceano Atlântico		Rodovia ES-060	

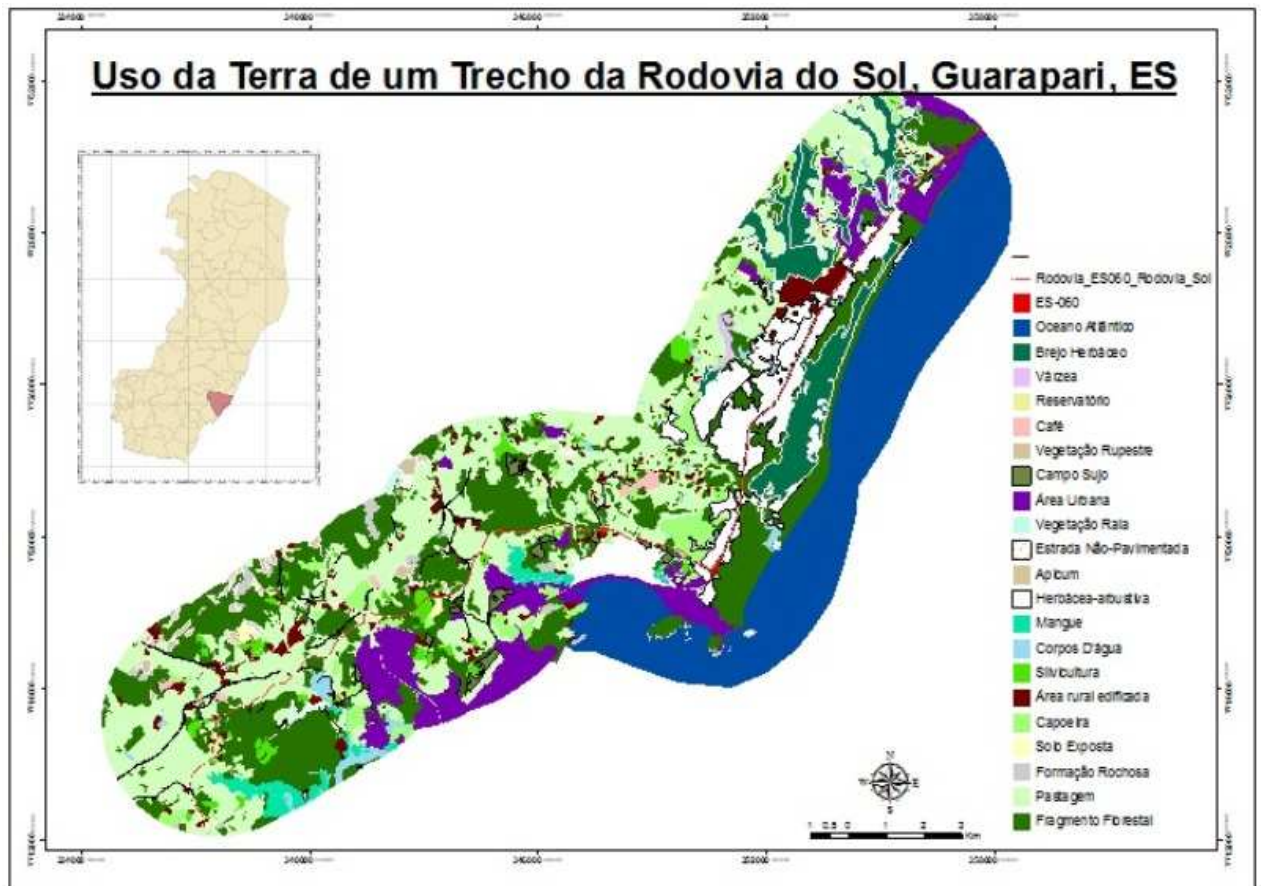
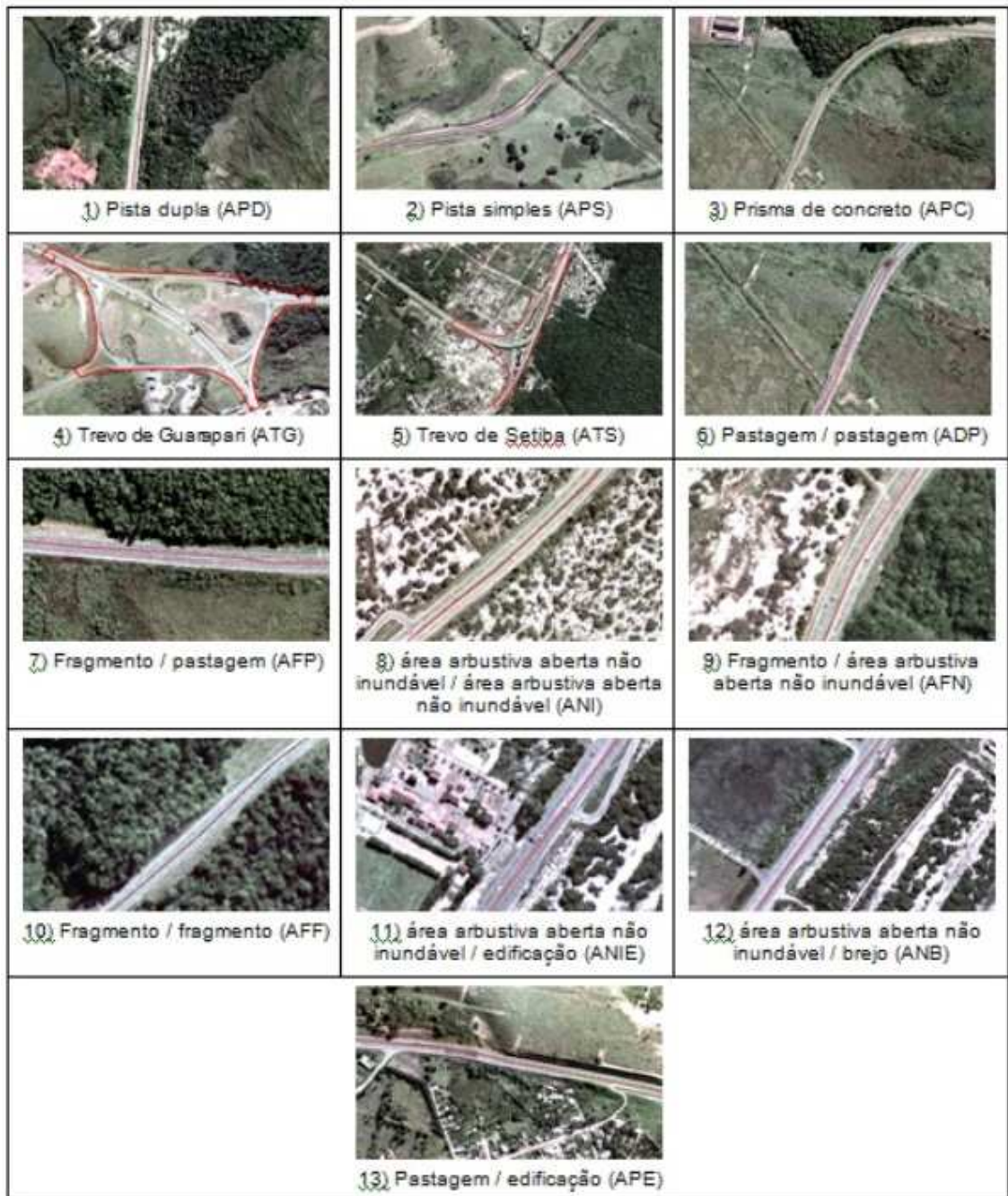
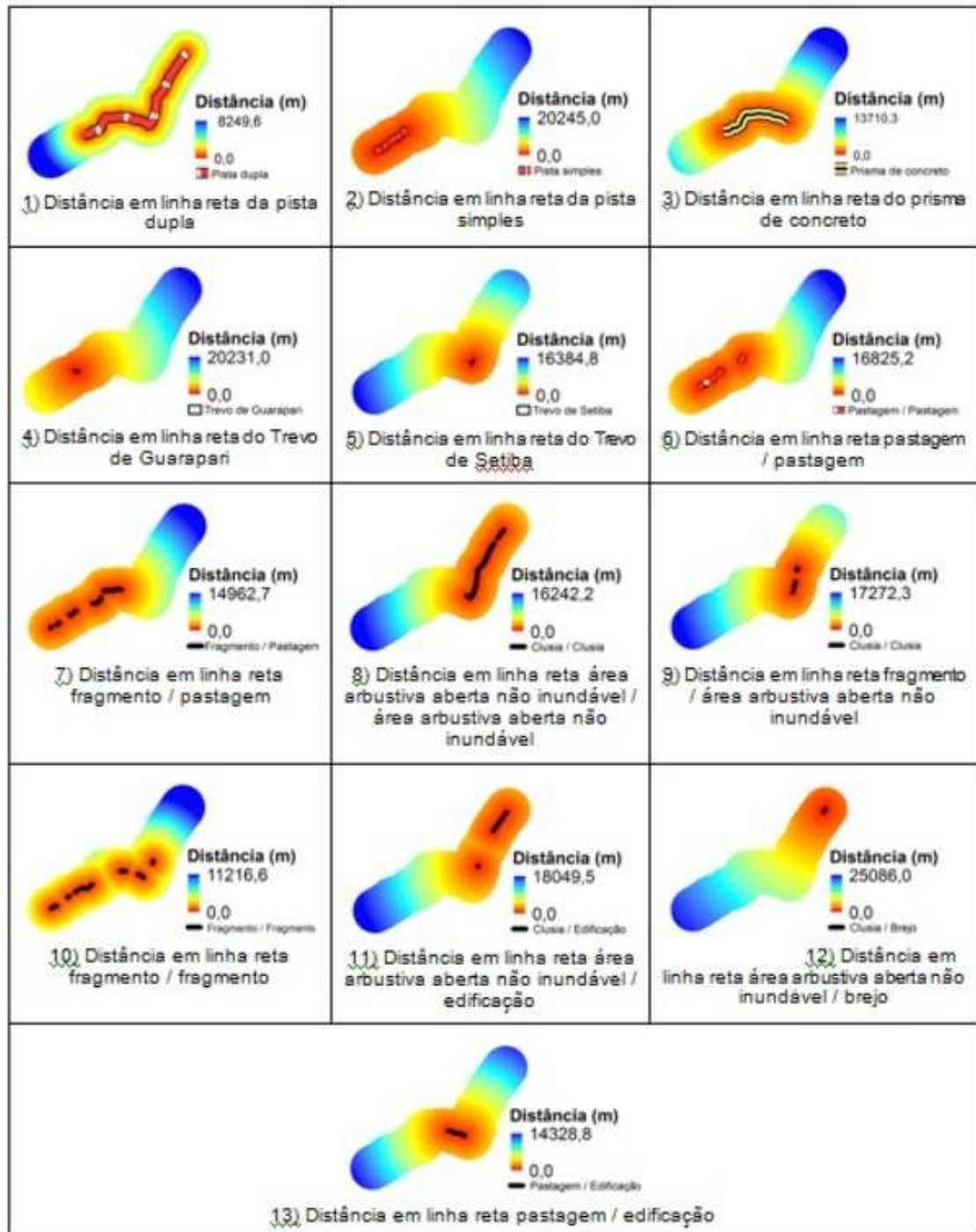


Figura 2 – Uso e ocupação da terra do *buffer* de 3000 m entre os km 32 e km 59, medida a partir da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol) da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol) Guarapari/ES.

Quadro II - Feições vetoriais antrópicas e potencializadoras de impactos utilizadas para determinar a vulnerabilidade com relação aos atropelamentos de fauna em um trecho da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol), Guarapari/ES.



Quadro III - Distâncias em linha reta das feições antrópicas e potencializadoras de atropelamentos de fauna em um trecho da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol), Guarapari/ES.



Quadro IV – Padronização *fuzzy* das distâncias em linha reta das feições antrópicas e potencializadoras de atropelamentos de fauna em um trecho da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol), Guarapari/ES.

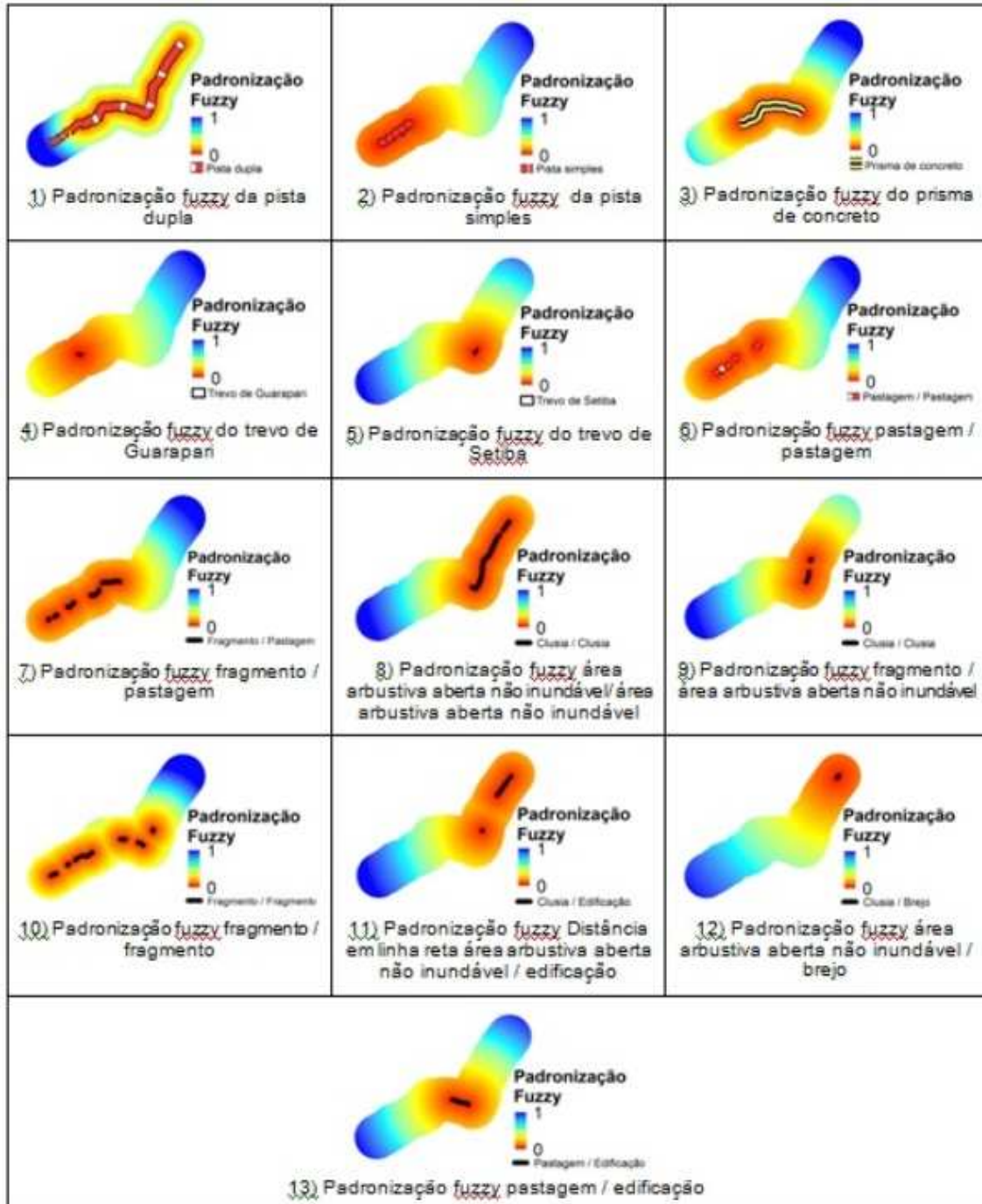


Tabela 1 - Escala de comparadores utilizada para hierarquizar as feições vetoriais de impactos antrópicos e os aspectos potencializadores de atropelamento da fauna em um trecho da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol), Guarapari/ES.

Valores	Importância mútua
1/9	Extremamente menos importante que
1/7	Muito fortemente menos importante que
1/5	Fortemente menos importante que
1/3	Moderadamente menos importante que
1	Igualmente importante a
3	Moderadamente mais importante que
5	Fortemente mais importante que
7	Muito fortemente mais importante que
9	Extremamente mais importante que

Fonte: Saaty (1977), *apud* Rosot (2000), adaptado.

Tabela 2 – Classificação temática da vulnerabilidade da ação ambiental aos atropelamentos de fauna.

Classes	Vulnerabilidade
0 – 0,2	Altíssimo/alto risco
0,2 – 0,4	Alto/médio risco
0,4 – 0,6	Médio risco
0,6 – 0,8	Médio/baixo risco
0,8 – 1,0	Baixo/baixíssimo risco

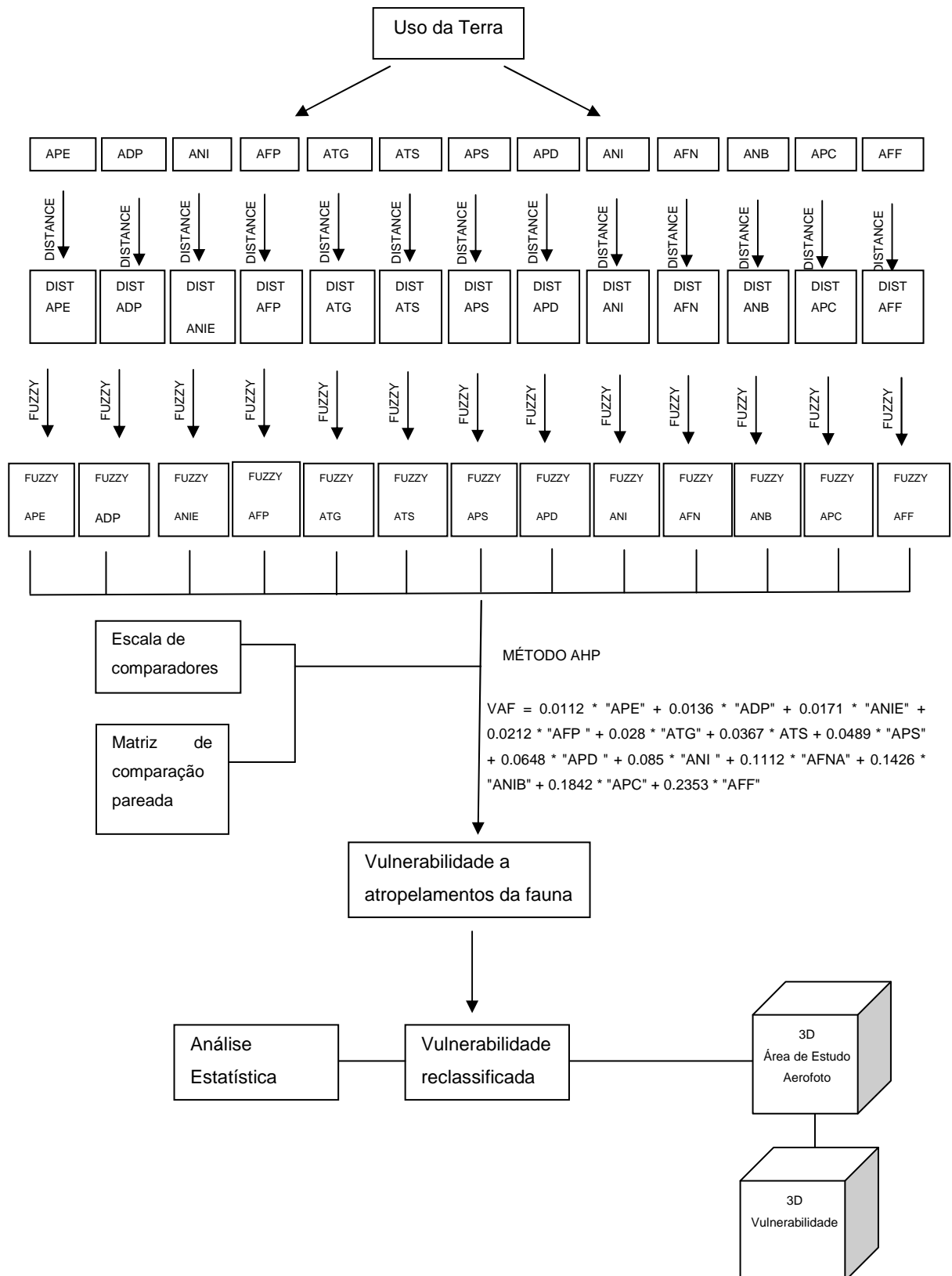


Figura 3 - Fluxograma utilizado na geração de modelo de vulnerabilidade a atropelamentos de fauna para um trecho da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol), Guarapari/ES. Legenda - APE: Área com pastagem/edificações; ADP: Área pastagem/pastagem; ANIE: Área arbustiva aberta não inundável /edificação; AFP: Área fragmento florestal/pastagem; ATG: Área do Trevo de Guarapari; ATS: Área do Trevo de Setiba; APS: Área de pista

simples; APD: Área pista dupla; ANI: Área arbustiva aberta não inundável / área arbustiva aberta não inundável; AFN: Área fragmento florestal/ área arbustiva aberta não inundável; ANB: Área arbustiva aberta não inundável /brejo; APC: Área com prisma de concreto (gelo baiano); AFF: Área fragmento florestal/ fragmento florestal.

3. RESULTADOS

De acordo com o modelo proposto (Figuras 4 e 5), utilizando a vulnerabilidade e as classes hierarquizadas de impactos, o trecho com maior número de atropelamentos de fauna seria entre os km 35 e km 45 (áreas de altíssimo risco). A classe de “Alto/Médio risco” foi a que apresentou maior área (68,5 km²; 36,2%) dentro do trecho selecionado para o presente estudo (Tabela 3).

Os dados do relatório do Monitoramento dos Animais Atropelados ao longo da Rodovia do Sol (Rodosol 2011) entre os km 25 e km 60, entre os anos de 2001 e 2010, divididos em trechos de 5 km cada, estão na figura 6.

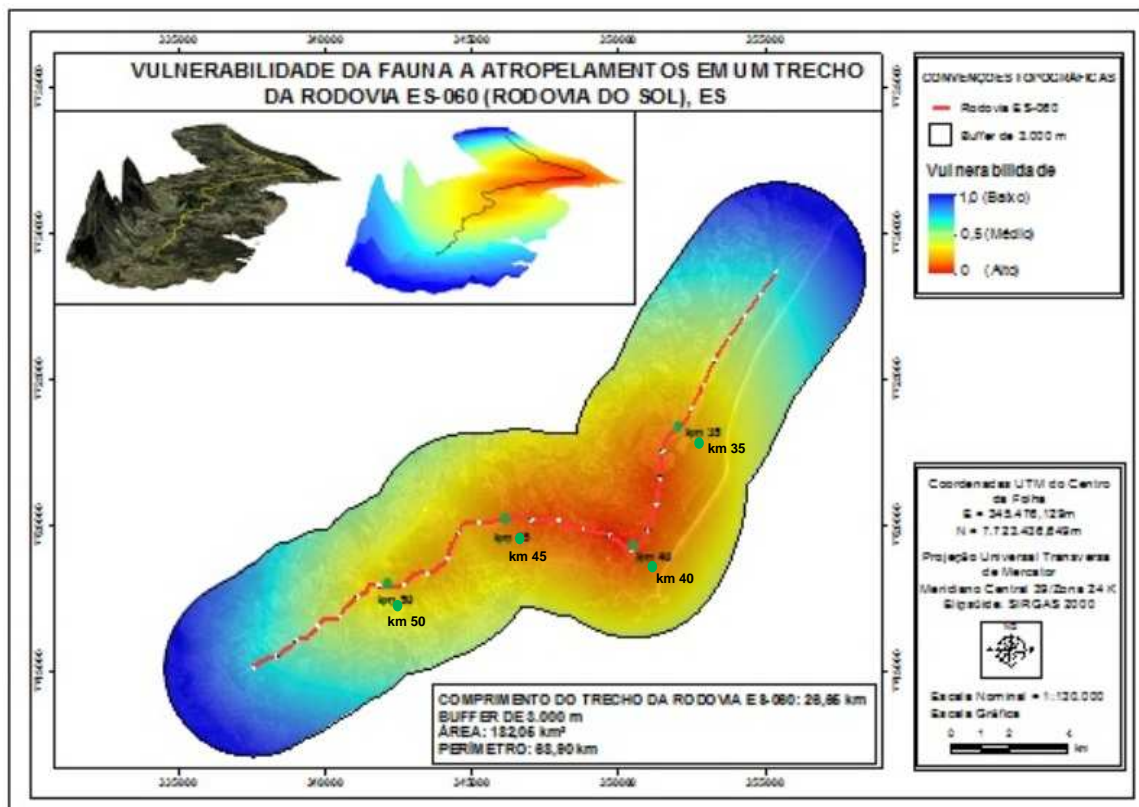


Figura 4 - Vulnerabilidade aos atropelamentos de fauna em um trecho da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol), Guarapari/ES.

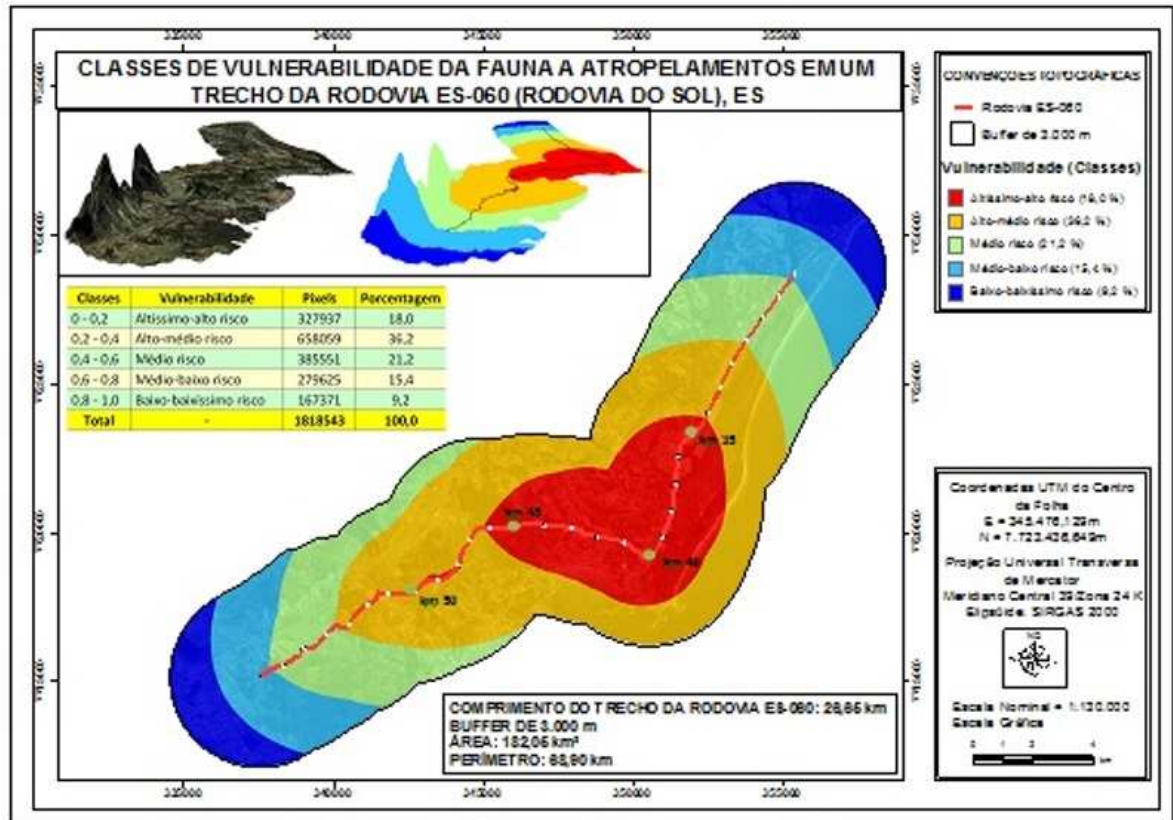


Figura 5 - Classes de vulnerabilidade aos atropelamentos de fauna em um trecho da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol), Guarapari/ES.

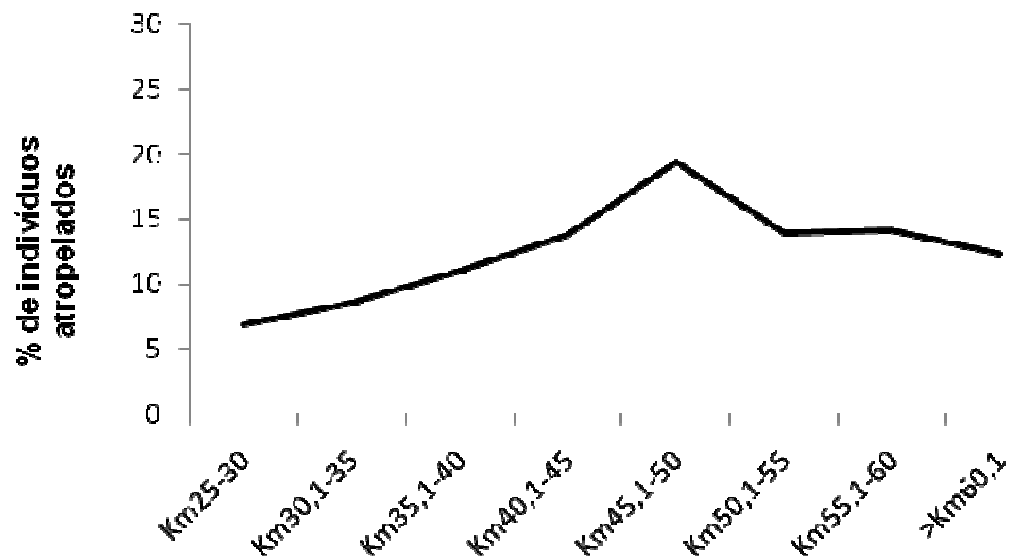


Figura 6 – Proporção de atropelamentos de fauna entre os km 25 e km 60, entre os anos de 2001 e 2010, dividida em trechos de 5 km cada. Fonte: Rodosol 2011.

Tabela 3 - Estatística de classes de vulnerabilidade aos atropelamentos de fauna em um trecho da Rodovia ES-060 (Rodovia do Sol), Guarapari/ES.

Classes	Vulnerabilidade	Pixels	Porcentagem (%)
0 - 0,2	Altíssimo/alto risco	27937	18,0
0,2 - 0,4	Alto/médio risco	58059	36,2
0,4 - 0,6	Médio risco	85551	21,2
0,6 - 0,8	Médio/baixo risco	79625	15,4
0,8 - 1,0	Baixo/baixíssimo risco	67371	9,2
Total		1818543	100,0

4. DISCUSSÃO

O trecho com maior número de atropelamentos de fauna seria entre os km 35 e km 45 (áreas de altíssimo risco), indo ao encontro com o que ocorre na realidade ao longo da rodovia neste trecho. Sendo que há um aumento do número de colisões de fauna silvestre com veículos a partir do km 35, diminuindo a partir do km 50 (Rodosol 2011), provavelmente por iniciar a pista simples a partir deste ponto.

Este fato deve ocorrer entre os km 35 e km 45, provavelmente devido à presença de Unidades de Conservação (Pepcv e APA de Setiba) neste trecho, o que possivelmente contribui para uma maior abundância de espécies da fauna. Além disso, a presença de prismas de concreto combinados a pistas duplas da rodovia e fragmentos florestais em lados opostos entre os km 45 e km 50 podem aumentar os efeitos negativos sobre a fauna silvestre, principalmente neste trecho.

Os prismas de concreto podem agir como barreira na movimentação da fauna. A presença da pista dupla pode possibilitar que os veículos atinjam maiores velocidades e a presença de fragmentos em ambos os lados da rodovia pode viabilizar a presença de fauna silvestre e seus deslocamentos. Tanto que o trecho entre os km 45 e km 50 apresenta o maior número de atropelamentos (193) (Rodosol 2011), possivelmente por combinar dois ou mais destes fatores.

A presença de pista dupla pode viabilizar um aumento da velocidade dos veículos nesses trechos, pois pode possibilitar um intervalo menor de passagem entre veículos (Aresco 2005; Jaarsma *et al.* 2006). Pois a velocidade dos veículos é considerada um fator de risco, porque para os animais pode ser difícil perceber a velocidade de deslocamento de um veículo e de pressentir sua presença, já que não apresenta cheiro nem outras características orgânicas (Jaeger *et al.* 2005).

As estradas também podem agir como barreira ao deslocamento, pois algumas espécies podem evitar a travessia devido à superfície artificial das estradas, o que pode contribuir para aversão de certas espécies à travessia (Mulder 1999, Reeves *et al.* 1994), contribuindo com isolamento de populações.

O volume de tráfego aumenta a probabilidade de colisão, pois há um intervalo menor de passagem entre veículos (Aresco 2005; Jaarsma *et al.* 2006), o que pode também estar ocorrendo em locais com pista dupla na Rodovia do Sol. É importante observar que não só a velocidade, mas os tipos de veículos que compõem o tráfego afetam de forma diferente a fauna (Van Langevelde *et al.* 2009), sendo um outro fator para ser analisado em estudos posteriores.

A classe de “Alto/Médio Risco” foi mais representativa (36,2%) (Tabela 2), provavelmente por estar ou sob ação da perda de hábitat, ou de atropelamentos, ou da dificuldade de acessar recursos, ou da subdivisão de populações, ou sob todos esses fatores em conjunto. Isto pode resultar em um declínio populacional, isolamento geográfico, podendo levar à extinção local. Visto que, quando há extinção local em populações que foram isoladas devido à fragmentação de hábitat, as chances de recolonização destas áreas são reduzidas (Hanski & Ovaskainen 2009).

Por isso sugere-se que, durante o processo de construção de estradas, haja a aplicação prévia deste modelo proposto, pois com ele será possível analisar as principais características locais para minimizar os impactos sobre a fauna. Podendo-se sugerir traçados rodoviários que levem em conta peculiaridades faunísticas e paisagísticas locais, juntamente com viabilidades estruturais de engenharia de estradas.

Estes fatores relacionados aos impactos antrópicos de estradas não possuem limites rígidos e/ou estáticos, pois são abstrados. A utilização da técnica AHP contribuiu para minimizar erros sobre o modelo proposto e torná-lo palpável (Burrroug 1992). Desta forma, pode-se utilizá-los para tomadas de decisões ambientais, já que são apresentados de forma hierarquizada e delimitada espacialmente, podendo se estabelecer ações prioritárias, determinar áreas de maior ou menor vulnerabilidade ambiental ao longo de rodovias em geral (Santos 2001).

Segundo o modelo proposto, as áreas com menor vulnerabilidade estiveram associadas aos locais com adensamentos urbanos e/ou áreas de pastagem, pois seriam áreas de baixa abundância e riqueza de espécies por apresentarem pouca ou nenhuma cobertura vegetal (Felix *et al.* 2007). Indo ao encontro também com os

resultados do número de atropelamentos de fauna que ocorrem na Rodovia do Sol (Rodosol 2011).

Os efeitos de atropelamentos podem também estar associados à configuração da paisagem (Guerry & Hunter 2002) ou nas diferenças regionais na cobertura vegetal ao longo de uma rodovia (Hecnar & M'Closkey 1998). Há uma tendência de atropelamentos de fauna ocorrer nas proximidades de fragmentos florestais (Clevenger *et al* 2003), havendo uma relação positiva entre presença de espécies e fragmentos florestais (Bennett 1991; Chiarello 19999; Findlay *et al.* 2001; Houlahan & Findlay 2003; Herrmann *et al.* 2005).

A riqueza de espécies de um determinado fragmento pode estar relacionada diretamente com conectividade com fragmentos vizinhos ou seu isolamento (Vieira *et al.* 2009). Ou seja, os atropelamentos de fauna podem estar relacionados também com conexão entre fragmentos, a forma de uso da terra ao redor destes fragmentos e a habilidade de determinadas espécies de atravessar a rodovia (Clevenger & Waltho 2005).

Conforme as previsões do modelo desenvolvido neste estudo e resultados reais (Rodosol 2011), as áreas de maior número de atropelamentos registrados ao longo da Rodovia do Sol encontram-se entre os km 35 e km 50. Duas das três áreas com túneis de passagem de fauna existente da rodovia ES-060 estão neste trecho nos km 45, km 50, ou seja, nos trecho de maior número de atropelamentos, mostrando a ineficiência destas passagens de fauna e/ou uma maior abundância de espécies neste trecho. É importante observar que o sucesso desta forma de mitigação de atropelamentos de fauna irá depender da qualidade do hábitat às margens da passagem (Foster & Humphrey 1995; Yanes *et al.* 1995, Clevenger & Waltho 2000; Ng *et al.*, 2004), sua forma e estrutura (Cain *et al.*, 2003) e também de respostas espécie/específica (Bonnet *et al* 1999, Scoss *et al* 2004).

5.CONCLUSÃO

Por meio deste estudo, identificaram-se as áreas que podem sofrer alguma intervenção da esfera ambiental, empresarial, política e da sociedade civil organizada, para que seja possível amenizar e até eliminar os possíveis impactos encontrados. Verificou-se, porém, que esta tarefa não é simples, tendo em vista que na etapa de delimitação dos impactos encontrados, haverá certamente aqueles que não poderão ser eliminados ou deslocados para outras áreas, seja pelo seu tempo de existência naquele lugar, seja pela sua dimensão espacial ou pelas características peculiares de cada região demográfica. Desta forma, espera-se que este estudo possa contribuir na previsão de impactos negativos sobre a fauna durante os processos de licenciamento ambiental de rodovias.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 3

- Aresco MJ, 2005. Mitigation measures to reduce highway mortality of turtles and other herpetofauna at a north Florida Lake. *Journal of Wildlife Management*, 69:549-560.
- Bennett AF 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. In: Saunders, D.A., Hobbs, R.J. (Eds.), *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, NSW, p. 99–118.
- Bonnet X *et al.*, 1999. The dangers of leaving home: dispersal and mortality in snakes. *Biological Conservation*, 89:39–50.
- Boyd S & Foody M., 2011. An overview of recent remote sensing and GIS based research in ecological informatics. *Ecological Informatics*, 6: 25–36
- Santos, AR 2001. *Caracterização morfológica, hidrológica e ambiental da bacia hidrográfica do rio Turvo Sujo, micro-região de Viçosa*. Dissertação (Doutorado em Eng. Agrícola) Departamento de Engenharia Agrícola – UFV Viçosa/MG. p.125p.
- Burrough PA & McDonnell RA, 1998. *Principles of Geographic Information System*. Oxford: Oxford University.
- Burrough P A, 1992. Development of intelligent geographical information systems. *International Journal of Geographical Information Systems*, 6:1-11.
- Cain AT *et al.*, 2003. Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas. *Biological Conservation*, 114:189–197.
- Camara G *et al.*, 2001. *Análise Espacial de Dados Geográficos*. São José dos Campos: INPE.
- Carr LW *et al.*, 2002. Impacts of landscape transformation by roads. In: Gutzwiller, K.J. (Ed.), *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. Springer-Verlag, New York, p. 225–243.
- Chiarello AG, 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammals communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89:71-82.
- Clevenger AP & Waltho N 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology*, 14:47–56.

- Clevenger AP & Waltho N, 2005. Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Transportation Research*, 121: 453-464.
- Clevenger AP & Waltho N, 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology*, 14:47–56.
- Clevenger AP, *et al.* 2003. E. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109:15–26.
- COE – Concil of Europe, 2006. *Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy (Peblds)*. disponível em < www.pebls.org >, acessado em: 16/05/2011,
- Collinge K, 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*, 36:59-77.
- Crepani E *et al.* 1996. *Uso de Sensoriamento Remoto no Zoneamento Ecológico-Econômico*. In VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Salvador. INPE. 1996. p. 129-135.
- ESRI, 2010. *ArcGIS: a complete integrated system*.
- Fahrig L & Rytwinski T, 2009. Effects of roads on animal abundance: An empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14:1-21.
- Fahrig L *et al.*, 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation*, 73:177-182.
- Felix E *et al.*, 2007. The relative effects of road traffic and forest cover on anuran populations. *Biological Conservation*, 141:35–46.
- Findlay CS *et al.*, 2001. Land-use correlates of anuran community richness and composition in southeastern Ontario wetlands. *Ecoscience*, 8: 336-434.
- Forman RTT & Alexander LE, 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29:207–231.
- Forman RTT 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10:133-142.
- Forman RTT & Alexander LE, 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29:207–231.

- Forman RTT *et al.*, 2003. *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press, Washington.
- Forman RTT, 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology*, 14 (1):31–35.
- Forman RTT, Deblinger RD, 2000. The ecological road effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology*, 14:36–46.
- Foster ML & Humphrey SR 1995. Use of highway underpasses by Florida panthers and other wildlife. *Wildlife Society Bulletin*, 23:95–100.
- Guerry AD & Hunter ML, 2002. Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conservation Biology*, 16:745–754.
- Hanski I & Ovaskainen O, 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature*, 404:755–758.
- Hecnar SJ & M'Closkey RT, 1998. Species richness patterns of amphibians in southwestern Ontario ponds. *Journal of Biogeography*, 25:763–772.
- Herrmann HL *et al.*, 2005. Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. *Biological Conservation*, 123:139–149.
- Houlahan JE & Findlay C 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.
- IEMA *Ortofotomosaico* 2007/2008, 2009. Convênio “Vale de qualidade ambiental”. Companhia Vale e Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IEMA.
- Jaarsma CF & Willems GPA, 2002. Reducing habitat fragmentation by minor rural roads through traffic calming. *Landscape and Urban Planning*, 58:125–135.
- Jaarsma CF *et al.*, 2006. Flattened fauna and mitigation: traffic victims related to road, traffic, vehicle, and species characteristics. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 11:264–276.
- Jaeger JAG, 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185:329–348.
- Kostrzewa S, 2006. Genetic barrier effects of roads on amphibian populations.

Naturschutz und Landschaftsplanung, 38:341–343.

Laurance WF & Bierregaard ROJr, 1997. Tropical forest remnants. The University of Chicago Press, p. 502-514. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard Jr. (eds.), *Tropical forest remnants: ecology, Management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press.

Laurance WF, 1998. A crisis in the making: responses of Amazonian forests to land use and climate change. *Trends Ecology Evolution*, 13:411–415.

Laurance WF, 1999. Introduction and synthesis. *Biological Conservation*, 91:101-107.

Li A, 2006. Eco-environmental vulnerability evaluation in mountainous region using remote sensing and GIS-A case study in the upper reaches of Minjiang River, China. *Ecological Modelling*, 192:175-187.

Li B *et al.*, 2002. A GIS based road traffic noise prediction model. *Applied Acoustics*, 63:679-691.

Li X *et al.*, 1999. GIS based map overlay method for comprehensive assessment of road environmental impact. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 4(2):147-158.

Liang G & Wang M, 1991. A fuzzy multi-criteria decision method for facility selection. *International Journal of Production Research*, 29(11):2313-1330

Liu L *et al.*, 2008. Evaluating the influence of road networks on landscape and regional ecological risk—A case study in Lancang River Valley of Southwest China. *Ecologic Eginning*, 34(2):91-99.

Lovejoy TE, 1986. *Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments*. In: Soule, M.E. (Ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associated, Sunderland, pp. 257–285.

Marulli J & Mallarach JM, 2005. A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area. *Landscape and Urban Planning*, 71:243-262.

Mulder, J.L., 1999. The behavior of hedgehogs on roads. *Lutra*, 42:1-35.

Murcia C, 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(2):58-62

- Ng SJ *et al.*, 2004. Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation*, 115:499–507.
- Oxley DJ *et al.*, 1974. The effects of roads on small mammals. *Journal of Applied Ecology*, 11:51–59.
- Ramp D *et al.*, 2006. Assessing the impacts of roads in peri-urban reserves: road-based fatalities and road usage by wildlife in the Royal National Park, NewSouthWales, Australia. *Biological Conservation*, 129:348–359.
- Reeves *et al.*, 2008. Road proximity increases risk of skeletal abnormalities in wood frogs from national wildlife refuges in Alaska. *Environmental Health Perspectives* 116:1009-1014.
- Rodosol, 2011. *Programa de monitoramento da fauna Silvestre/Animais silvestres atropelados na rodovia*. In: 24° Relatório do monitoramento dos animais atropelados ao longo da Rodovia do sol / ES-060.
- Ross JLS, 1992. O registro cartográfico do fatos geomórficos e a questão da taxonomia do relevo. *Revista do Departamento de Geografia – FFLCH-USP*.
- Ross, JLS, 1994. Análise Empírica da Fragilidade dos Ambientes Naturais e Antropizados. *Revista do Departamento de Geografia -FFLCH-USP*.
- Ross, JLS, 1995. Análise e Síntese na Abordagem Geográfica da Pesquisa para o Planejamento Ambiental. *Revista do Departamento de Geografia -FFLCH-USP*, 9.
- Saaty TL, 1977. A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology*, 15:234-281
- Santos ALR, 2001. Caracterização morfológica, hidrológica e ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo Sujo, Micro-Região de Viçosa, MG. Viçosa. Universidade Federal de Viçosa. Tese.
- Saunders *et al.*, 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5:18–32.
- Schonewald-Cox C & Buechner M, 1992. *Park protection and public roads*. In: Fielder PL & Jain SK. (Eds.). *Conservation Biology - The Theory and practice of nature conservation, preservation and management*. London: Chapman and Hall. p.375-395.
- Scoss LM *et al.*, 2004. Uso de parcelas de areia para o monitoramento de impacto

de estradas sobre a riqueza de espécies de mamíferos. *Revista Árvore*, 28(1):121-127.

Spellerberg IF, 2002. *Ecological Effects of Roads*. Science Publisher Inc., Plymouth, UK.

Sullivan D S *et al.*, 1998. Population dynamics of small mammals in relation to vegetation management in orchard agroecosystems: compensatory responses in abundance and biomass. *Science* 17,1: 1-11.

Thornee J *et al.*, 1991. *Applying the landscape ecological aesthetic to land acquisition planning in the Upper Schoharie Watershed, Catskill Mountains, New York*. CELA Conference Proceedings, Landscape Architecture Foundation, Washington, DC.

Trombulak SC & Frissell CA, 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14, 18–30.

Turner, MG, 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review Ecology Systematics*, 20: 71-197.

Underhill JE & Angold PG, 2000. Effects of roads on wildlife in an intensively modified landscape. *Environmental Reviews*, 8:21–39.

UNESCO *et al.*, 1992. *Global Strategy for Biodiversity*.

Van Langevelde *et al.*, 2009. Traffic mortality and the role of minor roads. *Journal of Environmental Management*, 90:660-667.

Vieira, MV *et al.*, 2009. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biological Conservation*, 146(6):1191-1200.

Yanes M *et al.*, 1995. Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. *Biological Conservation*, 71:217–222.