



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Gustavo Aveiro Lins


**Proposta de metodologia para análise crítica do impacto do
atropelamento de fauna: um estudo de caso.**

Rio de Janeiro

2019

Gustavo Aveiro Lins

Proposta de metodologia para análise crítica do impacto do atropelamento de fauna: um estudo de caso.



Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientador. Prof. Dr. Oscar Rocha Barbosa

Coorientador: Prof. Dr. Josimar Ribeiro de Almeida

Rio de Janeiro

2019

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

L759

Lins, Gustavo Aveiro.

Proposta de metodologia para análise crítica do impacto do atropelamento de fauna: um estudo de caso / Gustavo Aveiro
Lins. – 2019

120 f. : il.

Orientador: Oscar Rocha Barbosa.

Coorientador: Josimar Ribeiro de Almeida.

Tese (Doutorado em Meio ambiente) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

1. Animais - Acidentes - Teses. 2. Impacto ambiental - Teses.
3. Parque Nacional da Serra da Bocaina (RJ e SP) - Teses. I.
Rocha-Barbosa, Oscar. II. Almeida, Josimar Ribeiro de. III.
Universidade do Estado do Rio de Janeiro. III. Título.

CDU 596

PatriciaBelloMeijinhos CRB7/5217 -Bibliotecária responsável pela elaboração da ficha catalográfica

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte

Assinatura

Data

Gustavo Aveiro Lins

Proposta de metodologia para análise crítica do impacto do atropelamento de fauna: um estudo de caso.

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 20 de março de 2019.

Orientadores:

Prof. Dr. Oscar Rocha Barbosa (Orientador)
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof. Josimar Ribeiro de Almeida (Coorientador)
Instituto de Química - UERJ

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Ricardo Tadeu Santori
Faculdade de Formação de Professores - UERJ

Prof. Dr. Josué Setta
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof. Dra. Vanessa da Silva Garcia
Universidade Federal Fluminense

Prof. Dr. Pauli Adriano de Almada Garcia
Universidade Federal Fluminense

Rio de Janeiro

2019

DEDICATÓRIA

Dedico esta tese a minha mãe, Mariza Pinto Aveiro e ao meu pai, Paulo Gustavo Tavares Lins (*in memoriam*), que fizeram de tudo para a minha educação se tornar um sonho possível.

A minha esposa, Paula Faria Gonçalves Rosas e minha filha, Amanda Rosas Lins por serem meu maior apoio nos momentos de dificuldade e companheiras nos bons e maus momentos.

AGRADECIMENTOS

Agrdeço aos meus orientador, Prof. Dr. Oscar Rocha Barbosa e Prof. Dr. Josimar Ribeiro de Almeida (Prof. Almeida), amigos de longa data. Aos membros da banca: Prof. Dr. Ricardo Santori, Prof. Dr. Pauli Adriano, Profa. Dra. Vanessa da Silva, Profa. Dra. Lena Geise e Prof. Dr. Josué Setta.

*“Chegará o tempo em que o homem conhecerá o íntimo de um animal e nesse dia
todo crime contra um animal será um crime contra a humanidade”*

Leonardo da Vinci

RESUMO

LINS, A. Gustavo. **Proposta de metodologia para análise crítica do impacto do atropelamento de fauna**: um estudo de caso. 2019. 128f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente), Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.

O sistema rodoviário exerce um papel fundamental no desenvolvimento da sociedade. Dos impactos das rodovias à biodiversidade, o atropelamento de fauna silvestre é um dos mais visíveis e certamente um dos mais importantes. Recentemente, estudos sobre atropelamentos de vertebrados, no Brasil tem crescido, o primeiro trabalho publicado sobre o assunto foi realizado há mais de duas décadas, e nos últimos anos houve um crescimento no número de trabalhos sobre o assunto, inclusive gerando uma nova área de conhecimento chamada ecologia de estradas, entretanto ainda não há uma metodologia eficiente que proporcione uma análise crítica do impacto ambiental causado pelo atropelamento de vertebrados com aplicações na gestão ambiental de rodovias. Este projeto tem como principal objetivo apresentar uma nova proposta metodológica para avaliar o impacto ambiental causado pelo atropelamento de vertebrados em rodovias, O referido trabalho terá como estudo de caso a rodovia RJ-165 (estrada Paraty-Cunha), que se localiza na Região Sul-Fluminense, e que atravessa o Parque Nacional da Serra da Bocaina. Através da aplicação da metodologia proposta nesta tese, foi possível analisar de uma forma inédita, os impactos ambientais causados pelo atropelamento de vertebrados em uma rodovia, certamente aportando resultados mais precisos e consistentes.

Palavras chave. Avaliação de impacto ambiental. Rodovia. Atropelamento de fauna.

ABSTRACT

LINS, A. Gustavo. **Proposal of methodology for critical analysis of the impact of fauna trampling:** a case study. 2019. 128f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente), Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.

The road system plays a key role in the development of society. The impacts of the highways to biodiversity, the trampling of wildlife is one of the most visible, and certainly one of the most important. Recently, studies on road kills of vertebrates, in Brazil has grown, the first published work on the subject was held for more than two decades, and in recent years there has been a growth in the number of works on the subject, including generating a new area of knowledge called ecology of roads, however there is still no effective methodology that provides a critical analysis of the environmental impact caused by the trampling of vertebrates with applications in environmental management highways. This project's main objective is to introduce a new methodological approach to assess the environmental impact caused by the trampling of vertebrates in highways, this work will have as a case study the highway RJ-165 (Paraty-Cunha road), which It is located in the southern region-Fluminense, and crossing the Serra da Bocaina National Park. Through the application of the methodology proposed in this thesis, it was possible to consider in a unique way, the environmental impacts caused by the trampling of vertebrates in a highway, certainly providing more accurate and consistent results.

Keywords. Environmental impact assessment. Highway. Trampling of fauna.

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	8
1	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
1.1	Análise das metodologias existentes.....	16
1.2	Histórico da avaliação de impacto ambiental.....	17
1.3	Métodos de Avaliação dos Impactos Ambientais (AIA).....	19
1.4	Análise Preliminar de Perigos (APP).....	21
2	JUSTIFICATIVA	24
3	OBJETIVOS	27
3.1	Objetivo geral.....	27
3.2	Objetivos específicos.....	27
4	METODOLOGIA	28
4.1	Frequencia de atropelamento.....	31
4.2	Severidade.....	32
4.2.1	<u>Densidade populacional local</u>	34
4.2.2	<u>Status de conservação da fauna atropelada</u>	36
4.2.2.1	A lista Nacional – Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção	36
4.2.2.2	Lista global - União para a Conservação da Natureza (IUCN)-(2014).	38
4.2.2.3	Categorias de extinção das listas	41
4.2.3	<u>Endemismo</u>	45
4.2.4	Animais silvestres em área de preservação.....	46
4.3	Avaliação do grau de significância do impacto ambiental causado pelo atropelamento	49
5	ESTUDO DE CASO	51
5.1	O Parque Nacional da Serra da Bocaina (PNSB)	52
5.2	A rodovia RJ-165	55
5.3	Aplicação da metodologia proposta – AVALIAÇÃO TEMPORAL	60
5.4	Aplicação da metodologia proposta – AVALIAÇÃO ESPACIAL.....	83
	CONCLUSÃO	96
	REFERÊNCIAS	98

INTRODUÇÃO

A história do transporte rodoviário brasileiro utilizando rodovias pavimentadas inicia-se em meados do século XIX com a inauguração da primeira estrada de rodagem brasileira ligando o Estado do Rio de Janeiro à Minas Gerais. Até 1940 havia apenas 420 km de estradas pavimentadas em todo o território nacional e somente após a autonomia técnica e financeira concedida ao Departamento Nacional de Estradas e Rodagem (DNER) a extensão da malha rodoviária mais que duplicou, contabilizando um total de 968 km de extensão, se expandindo nas décadas seguintes (CNT, 2014). Desde então, o sistema modal rodoviário vem liderando a matriz de transportes no Brasil e como consequência, vem contribuindo com o crescimento do país, permitindo o seu desenvolvimento econômico e social, além de integrar e complementar os demais sistemas de transportes. Segundo (BANDEIRA e FLORIANO, 2004) tais empreendimentos rodoviários são essenciais, sendo concebidos para atender as demandas de transporte terrestre para pessoas e cargas.

Atualmente o Brasil, possui mais de 1,7 milhão de quilômetros de rodovias. Tais empreendimentos são responsáveis por escoar 58% do volume nacional de cargas (DNIT, 2015). A construção de rodovias está fortemente associada a impactos positivos, levando vários benefícios socioeconômicos para as regiões atedidas, tais como: facilidade de acesso à educação, acesso à rede de saúde hospitalar, desenvolvimento do comércio, agricultura e indústria, aumenta o nível de emprego, entre outros. As estradas, no imaginário popular, estariam associadas a ideia de progresso e modernidade, num “raciocínio de que quanto mais estradas, melhor, não importando onde ou como” e que até algumas décadas atrás não fazia qualquer menção a nenhum aspecto ambiental dessas construções e sua operação (PRADA, 2004).

Entretanto, por mais que tal expansão tenha contribuído com a melhoria da qualidade de vida dos territórios as quais percorrem, o acelerado desenvolvimento urbano traz consequências negativas relacionadas ao meio ambiente e a sua respectiva biodiversidade (AVENA, 2003; LAUXEN, 2012). O conflito entre as estradas e o ambiente será cada vez mais intenso caso não se tomem medidas urgentes. Estamos então perante um desafio, o de adaptar as atuais e futuras redes rodoviárias

a um sistema sustentável, que permita mitigar e corrigir os efeitos negativos das rodovias, em especial a fragmentação dos habitats (DE VRIES e DAMARAD 2002).

BAGER *et al.*,(2007) ressaltam que o conhecimento sobre os impactos dos atropelamentos na fauna selvagem é precário. A situação ainda é mais crítica quando nos referimos a mata atlântica, que a despeito da sua grande densidade de rodovias, tem poucos estudos de avaliação dos impactos ambientais em rodovias (FREITAS *et al.*, 2010). Muitos estudos em regiões tropicais têm focado na floresta amazônica e posteriormente comparado os efeitos dos impactos ambientais causados por rodovias com outras áreas do país, o que é claramente inapropriado por se tratar de ecossistemas com características distintas (NEPSTAD *et al.*, 2001; MAKI *et al.*, 2001; LAURANCE *et al.*, 2002; SOARES-FILHO *et al.*, 2004; PERZ *et al.*, 2007; FEARNSTIDE, 2007, 2008a).

Ainda segundo BAGER *et al.*, (2007), o primeiro trabalho encontrado sobre impactos de empreendimentos viários à fauna selvagem no Brasil é de 1988. Graças ao reconhecimento da gravidade dos impactos gerados pelos atropelamentos de fauna silvestre, os estudos sobre as características, causas e consequências desses eventos têm se multiplicado desde o início da década de 2000 (FREITAS, 2012), mas certamente ainda são insuficientes dada a especificidade do tema.

Os Estados Unidos e o Canadá se destacam com a maior produção científica sobre o tema. A bibliografia brasileira ainda é escassa (LAUXEN, 2012). Os poucos estudos desenvolvidos na América do Sul, abrangendo além do Brasil (A. O. ROSA e MAUHS 2004; PEREIRA *et al.*, 2006; CHEREM *et al.*, 2007; COELHO *et al.*, 2008; GUMIER-COSTA e SPERBER 2009; BAGER e ROSA 2010, 2011; CUNHA *et al.*, 2010; C. A. ROSA e BAGER 2012) países como Argentina (ATTADAMO *et al.*, 2011), Colômbia (ARROYAVE *et al.*, 2006) e Venezuela (PINOWSKI 2005), reforçam a carência de informações sobre os impactos das rodovias sobre a fauna local. Em uma época marcada pelo desenvolvimento econômico, conseqüentemente, da sua infraestrutura de transportes, o aumento de estudos com a fauna brasileira seria particularmente importante.

Dada a sua proximidade com as regiões mais urbanizadas do Brasil, distúrbios causados por rodovias estão muito presentes no bioma Mata Atlântica (SCHULLERY, 1987; DRUMMOND, 1996). Estudos sobre os efeitos das rodovias na fauna de vertebrados realizados em áreas de mata atlântica do sudeste do Brasil mostram que

estes podem ser muito mais impactantes do que se imagina, podendo ser até mesmo maiores que os impactos da devastação, a caça ou o comércio ilegal (HELS e BUCHWALD, 2001; FORMAN *et al.*, 2003; SAEKI e MACDONALD, 2004). Além do efeito sobre o entorno, pelo barulho, luzes e emissão de CO₂ (BARTHOLOMEU, 2006; GLISTA *et al.*, 2008), as rodovias dificultam o deslocamento dos animais entre fragmentos podendo representar um importante fator limitante na sua sobrevivência (SCOSS, 2002).

Uma das características do impacto ambiental causado pelas rodovias está relacionada ao fato da sua perenidade, já que suas agressões ao meio ambiente ocorrem do período da construção até sua operação, manutenções e reformas (ASCENSÃO e MIRA, 2006). Especificamente sobre o atropelamento da fauna, sua severidade é intensificada durante a fase de funcionamento (FORMAN *et al.*, 2003; SCHWAB e ZANDBERGEN, 2011), pelo volume de tráfego, pelos efeitos de barreira (CORLATTI *et al.*, 2009; HOLDEREGGER e DI GIULIO, 2010) e de borda (ROSA, 2012).

Portanto, as rodovias constituem importantes fontes de distúrbio para os ambientes naturais. Os principais impactos estão descritos na tabela 1, com suas respectivas referências bibliográficas.

Tabela 1 - Principais impactos e efeitos ecológicos provocados pela abertura e manutenção de estradas em áreas naturais.

Aspectos ambientais	Referencias bibliográficas
FRAGMENTAÇÃO DE HABITAT/DESMATAMENTO	MADER, 1984; BURNETT, 1992; PÁDUA <i>et al.</i> , 1995; GOOSEM, 1997; GOOSEM, 1997; FORMAN e ALEXANDER, 1998; SPELLERBERG, 1998. SPELLERBERG, 1998; TROMBULACK e FRISSEL, 2000; FORMAN <i>et al.</i> , 2003; JAEGER <i>et al.</i> , 2005; ROEDENBECK <i>et al.</i> , 2007; COELHO <i>et al.</i> , 2008; FAHRIG e RYTWINSKI, 2009; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009; LAUXEN, 2012; SANTANA, 2012; KARLSON <i>et al.</i> , 2014; LAURANCE <i>et al.</i> , 2014.
ATROPELAMENTO DE FAUNA	COMITA, 1984; NOVELLI <i>et al.</i> , 1988; FAHRIG <i>et al.</i> , 1995; PÁDUA <i>et al.</i> , 1995; FISCHER, 1997; GOOSEM, 1997; OLMOS, 1997; SPELLERBERG, 1998; TROMBULACK e FRISSEL, 2000; FORMAN <i>et al.</i> , 2003; JAEGER <i>et al.</i> , 2005; ROEDENBECK <i>et al.</i> , 2007; COELHO <i>et al.</i> , 2008; FAHRIG e RYTWINSKI, 2009; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009; LAUXEN, 2012; FARIA e MORENI, 2000.
EFEITO BARREIRA	SPELLERBERG, 1998; TROMBULACK e FRISSEL, 2000; FORMAN <i>et al.</i> , 2003; JAEGER <i>et al.</i> , 2005; ROEDENBECK <i>et al.</i> , 2007; COELHO <i>et al.</i> , 2008; FAHRIG e RYTWINSKI, 2009; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009; LAUXEN, 2012; KARLSON <i>et al.</i> , 2014.

ALTERAÇÃO DO AMBIENTE	SPELLERBERG, 1998; TROMBULACK e FRISSEL, 2000; FORMAN <i>et al.</i> , 2003; JAEGER <i>et al.</i> , 2005; ROEDENBECK <i>et al.</i> , 2007; COELHO <i>et al.</i> , 2008; FAHRIG e RYTWINSKI, 2009; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009; LAUXEN, 2012.
INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS	SCHELD, 1991; SCHONEWALD-COX e BUECHNER, 1992; GREENBERG <i>et al.</i> , 1997; GOOSEM, 1997; FORMAN e ALEXANDER, 1998; SPELLERBERG, 1998; TROMBULAK e FRISSEL, 2000; PARENDESE JONES, 2000; FORMAN e DEBLINGER, 2000; DANTAS e MARINI, 2000; FORMAN <i>et al.</i> , 2003; JAEGER <i>et al.</i> , 2005; ASCENSÃO e MIRA, 2006; COFFIN, 2007; ROEDENBECK <i>et al.</i> , 2007; COELHO <i>et al.</i> , 2008; FAHRIG e RYTWINSKI, 2009; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009; LAUXEN, 2012; BAGER e ROSA, 2011; MEUNIER e LAVOIE, 2012; BAGER e FONTOURA, 2013; BAGER e GRILO, 2013.
CAÇA	SPELLERBERG, 1998; TROMBULACK e FRISSEL, 2000; DANTAS e MARINI, 2000; FORMAN <i>et al.</i> , 2003; JAEGER <i>et al.</i> , 2005; ROEDENBECK <i>et al.</i> , 2007; COELHO <i>et al.</i> , 2008; FAHRIG e RYTWINSKI, 2009; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009; LAUXEN, 2012; LAURANCE <i>et al.</i> , 2014.
EFEITO DE BORDA	SCHONEWALD-COX e BUECHNER, 1992; MURCIA, 1995; REED <i>et al.</i> , 1996; MILLER <i>et al.</i> , 1996; REED <i>et al.</i> , 1996; GOOSEM, 1997; FORMAN e ALEXANDER 1998; JAARSMA <i>et al.</i> , 2006; SPELLERBERG, 1998; LOVEJOY <i>et al.</i> , 1986; FORMAN, 2000.
DISSEMINAÇÃO DE DOENÇAS	SANTANA, 2012.
CRESCIMENTO POPULACIONAL DAS REGIÕES	SANTANA, 2012.
AUMENTO DA COMPACTAÇÃO E REDUÇÃO DA FILTRAÇÃO DO SOLO	RILEY, 1984
POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA DEVIDO À PRODUÇÃO DE GASES TÓXICOS E MATERIAL PARTICULADO LIBERADOS PELOS VEÍCULOS	LOPES e QUEIROZ, 1994; SPELLERBERG, 1998; FORMAN e DEBLINGER, 2000.
PRODUÇÃO DE RUÍDO PELOS VEÍCULOS	BRODY e PELTON, 1989; SPELLERBERG, 1998; FEARNSIDE, 1989, 1990; DANTAS e MARINI, 2000; CLEVINGER e WALTHO, 2000; FORMAN e DEBLINGER, 2000; WILKIE <i>et al.</i> , 2000.
AUMENTO DA INCIDÊNCIA DE INCÊNDIO	LOPES e QUEIROZ, 1994; DANTAS e MARINI, 2000. LAURANCE <i>et al.</i> , 2014.
MUDANÇA NO COMPORTAMENTO DOS ANIMAIS	GOOSEM, 2001; FORMAN <i>et al.</i> , 2003.

Os impactos ecológicos causados por estradas têm sido considerados por muitos autores um dos principais fatores responsáveis pela perda de biodiversidade no mundo (FEARNSIDE, 1989, 1990; SCHONEWALD-COX e BUECHNER, 1992; PÁDUA *et al.*, 1995; GOOSEM, 1997; FORMAN e ALEXANDER, 1998; TROMBULAK e FRISSELL, 2000), principalmente em razão do desmatamento, da fragmentação de habitats naturais, do efeito de borda e por fim o atropelamento de animais.

Fearnside (1990) relaciona as crescentes taxas de desmatamento de Rondônia com a construção de novas estradas e a ocupação da região por migrantes de outras

regiões do Brasil. As relações existentes entre estradas e desmatamento citadas pelo autor são: (i) facilitação do acesso à terras antes isoladas; (ii) valorização das terras e aumento do lucro na venda; (iii) mudança de comportamento, devido a maior facilidade de escoamento dos seus produtos, tornando a atividade agrícola mais lucrativa e aumentando a área desmatada por habitante; (iv) depois da venda, o novo proprietário com maior recurso financeiro e antecedentes culturais diferentes, desmata por ano o dobro, comparado com a taxa de desmatamento dos colonos originais. O mesmo autor argumenta que, a abertura ou melhoria das estradas faz crescer o desmatamento por tornar mais interessante a formação de pastos, como forma tanto de aumentar o valor de revenda do lote como de assegurar os direitos de posse da terra contra posseiros invasores.

A fragmentação pode ser descrita como a divisão de extensas áreas de habitat outrora contíguo, em pequenas e isoladas parcelas (GOOSEM, 1997; BEKKER, 2002; FARRALL *et al.*, 2002; SEILER 2002;). A fragmentação de hábitat causada pela construção de estradas caracteriza-se como um mecanismo de alto impacto, uma vez que remove a cobertura vegetal original gerando efeito de borda e alterando a estrutura e função da paisagem (SAUNDERS *et al.*, 1991; LAURANCE e BIERREGAARD, 1997; PRADO *et al.*, 2005), inibindo a dispersão e migração de espécies e facilitando a propagação de distúrbios (por exemplo fogo, poluentes e caça) para o interior dessas áreas. Além disso a fragmentação cria barreiras para a fauna silvestre e a perda de conectividade entre ambientes naturais (BISSONETE e ADAIR, 2008). Esta interrupção no fluxo dinâmico entre populações afetadas pela fragmentação produz efeitos irreversíveis para a diversidade biológica local (LOVEJOY *et al.*, 1986; EHRLICH, 1988; ANDRÉN, 1994).

Para as espécies nativas, a quebra de conectividade entre os remanescentes naturais é uma grande ameaça, acarretando em problemas no fluxo gênico e declínio populacional regional (MADER, 1984; BURNETT, 1992; FORMAN e ALEXANDER, 1998; IUELL, 2003; TAYLOR e GOLDINGAY, 2004; MMA, 2005).

De acordo com Schonewald-Cox e Buechner (1992), a fragmentação de unidades de conservação por estradas afeta negativamente as espécies que: i) não se dão bem em habitats de borda, ii) são sensíveis ao contato humano, iii) ocorrem em baixas densidades, iv) são improváveis ou incapazes de atravessar estradas e v) procuram estradas para se aquecer ou se alimentar. A fragmentação e a destruição de

hábitats atingiu níveis alarmantes, afetando principalmente as espécies de cerrado e mata atlântica, dois grandes “hot spots” (MYERS, *et al.*, 2000).

O efeito de borda é o conjunto de características ecológicas associadas com a junção de habitats, que afetam algumas características biológicas, (LOVEJOY *et al.*, 1986; MAGRO, 1988; MURCIA, 1995; LAURANCE, 2000). No caso das rodovias, especificamente, o efeito de borda, também pode ser chamado de zona de efeitos de estradas (REIJNEN *et al.*, 1995a; FORMAN e ALEXANDER, 1998; FORMAN, 2000; FORMAN e DEBLINGER, 2000) que é definida como a zona lateralmente influenciada pelas estradas, atingindo não apenas o seu traçado, mas também distâncias variáveis das paisagens que compõem suas margens.

Os efeitos deletérios que o efeito de borda causa para um fragmento florestal é amplamente reconhecido. No caso das margens de uma estrada influenciam os ecossistemas adjacentes, pois removem habitats naturais, criam um ecótono, atuam como fonte de poluição, são barreiras para a dispersão de plantas e de animais, são fontes de mortalidade e atuam como corredores, que facilitam a movimentação de plantas e animais, além de facilitar a propagação de distúrbios, como por exemplo, o fogo e a caça (SCHONEWALD-COX e BUECHNER, 1992). O habitat modificado adjacente à estrada é diferente do habitat original que foi substituído (FERRIS, 1979). As bordas criadas por estradas são mais abruptas em contraste com as bordas comuns a várias paisagens naturais, que são mais difusas.

O atropelamento é apenas o mais visível dos impactos ambientais inerentes às rodovias (JAEGER, 2015), e mesmo assim, o atropelamento de animais, ainda é subdimensionada, tendo em vista que, embora animais maiores atropelados sejam notados com mais facilidade, é possível que uma biomassa ainda maior de pequenos animais atropelados sejam totalmente despercebidos. (FORMAN *et al.*, 2002).

Além de bilhões de animais mortos anualmente, SEILER (2003) relata também prejuízos humanos e econômicos. Na Suécia, em média 12 pessoas morrem por ano e mais de 600 são feridas em colisões com grandes ungulados, a um custo calculado, em média, entre € 7.400 e € 20.000 para cada acidente com alces, num total anual que provavelmente excede 100 milhões de Euros, enquanto na Noruega os custos anuais com cerca de 1.200 colisões registradas com alces chegam a atingir de 11 a 17 milhões de Euros. Para toda a Europa (excluída a Rússia), haveria mais de meio

milhão de incidentes por ano, incluindo 300 mortes humanas e 30.000 feridos, e um prejuízo total de mais de um bilhão de Euros.

Os atropelamentos de vertebrados são um problema mundial. Estima-se atualmente que seja a segunda maior causa de ameaça às espécies no planeta (KIEKEBUSCH, 2008). Nos Estados Unidos, a mortalidade de fauna devido aos atropelamentos supera a quantidade de indivíduos abatidos pela caça (FORMAN e ALEXANDER, 1998). Na Austrália, cerca de 5,5 milhões de répteis e sapos são mortos anualmente nas rodovias (EHMANN, 1985). SEILER *et al.*, (2003) estudaram o impacto dos atropelamentos em populações de cangambás na Suécia a partir de modelos com tabelas de vida da espécie e estimam que as perdas representem cerca de 12 a 13% da população reprodutiva.

Vieira (1996), estimou que no Brasil cerca 2.700 mamíferos silvestres são atropelados anualmente nas principais rodovias federais que cortam o ameaçado bioma Cerrado, e certamente os números por ele verificados eram uma subestimativa e as cifras atuais são ainda maiores.

Segundo Bager (2012) a partir de dados coletados de atropelamentos de vertebrados no Brasil no período de 2000 a 2009, se obteve uma taxa de 8,65 atropelamentos/Km/ano. Considerando que o Brasil possui pouco mais de 1,7 milhões de quilômetros de estradas, dos quais cerca de 6 a 10% são pavimentados, isso pode representar cerca de 14,7 milhões de atropelamentos/ano em todo o território brasileiro.

Um estudo realizado na Estação Ecológica de Águas Emendadas, localizada ao norte do Distrito Federal, revelou que, em média, 4,5 lobos-guarás morrem anualmente nas estradas que margeiam a área, valor equivalente à metade dos filhotes nascidos ao ano (RODRIGUES *et al.*, 2002).

Por causa da gravidade da situação, os impactos ambientais causados pelas rodovias, e sobre tudo o atropelamento da fauna carecem de mais estudos e aprimoramento de técnicas. Publicações abordando o atropelamento de animais silvestres no país surgiram apenas a partir de 1998 (BAGER, 2012). Contudo, existe uma forte tendência no desenvolvimento da ecologia de estrada alavancada pelos projetos e obras de rodovias em fase de implantação sob a responsabilidade do DNIT obedecendo às diretrizes para a proteção da fauna silvestre, em consonância com as orientações dos órgãos ambientais (DNIT, 2012).

O correto gerenciamento ambiental passa obrigatoriamente pela avaliação dos impactos ambientais causados pelo empreendimento, no caso das rodovias, e tendo em vista que o atropelamento da fauna é certamente um dos impactos de maior severidade, é de grande importância o aprimoramento de técnicas que permitam a avaliação deste impacto com maior eficácia.

Até o momento, a maneira proposta pela legislação ambiental vigente de se avaliar o impacto causado pelo atropelamento de fauna em rodovias é feito através do Instrução Normativa nº13 de 2012 do IBAMA que simplesmente exige a confecção de um relatório que enumera os animais atropelados ou, na melhor das hipóteses, estabelece uma relação entre a quantidade de animais atropelados por km de rodovia, não levando em conta a espécie, a característica e a função ecossistêmica destes animais atropelados.

O objetivo deste trabalho é propor uma metodologia de avaliação da significância do impacto causado pelo atropelamento da fauna silvestre, através da classificação dos animais silvestres atropelados em função de suas características ecológicas, aportando diferentes pesos ao atropelamento de diferentes espécies. Com isso será possível estabelecer de forma mais realista o grau de impacto ambiental das rodovias, possibilitando o monitoramento da eficácia das medidas mitigadoras, a avaliação dos impactos em diferentes estágios da implementação da rodovia bem como a comparação com outros empreendimentos semelhantes, como por exemplo ferrovias

1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1 Análise das metodologias existentes

É indiscutível que as rodovias trazem benefícios sociais e econômicos, que direta ou indiretamente se refletem também como aspectos positivos para o meio ambiente, mas, assim como qualquer outro empreendimento, as rodovias também causam impactos ambientais negativos. A variedade e a complexidade dos impactos ambientais causados por rodovias, faz com que o seu gerenciamento ambiental seja uma atividade complexa é de grande importância.

Segundo Ferron (2009), um Sistema de Gestão Ambiental (SGA) pode ser definido como um conjunto de procedimentos para um melhor relacionamento com o meio ambiente, tendo por base um planejamento das atividades visando à minimização ou a eliminação dos possíveis impactos ao meio ambiente, por meio de ações preventivas. Para Gilbert (1995), o objetivo principal de um SGA é controlar sistematicamente o desempenho ambiental, promovendo sua melhoria contínua.

A identificação de aspectos e impactos ambientais compreende uma das etapas iniciais da implantação de Sistemas de Gestão Ambiental (FREITAS, 2006), e deve ser considerada como o principal foco de atenção em qualquer sistema de SGA, pois será a partir dos aspectos e impactos identificados que serão tomadas decisões gerenciais quanto as medidas de mitigação (STAMM, 2003).

Na norma NBR ISO 14001 são apresentadas as seguintes definições para aspectos e impactos ambientais (ABNT, 2015):

- **Aspecto ambiental:** elemento das atividades, produtos ou serviços de uma organização que pode interagir com o meio ambiente;
- **Impacto ambiental:** qualquer modificação do meio ambiente, adversa ou benéfica, que resulte, no todo ou em parte, das atividades, produtos ou serviços de uma organização.

O objetivo da Avaliação de Impacto Ambiental é identificar os impactos ambientais causados pelo empreendimento sobre os meios físico, biótico e socioeconômico, de forma que permita uma decisão lógica e racional sobre a sua implementação ou não. Além disso, é possível considerar a Avaliação de Impacto

Ambiental como um método para análise e avaliação das melhores alternativas ambientais em empreendimentos já na fase de operação (MEDEIROS, 2001).

1.2 Histórico da Avaliação de Impacto Ambiental

A Avaliação de Impacto Ambiental - AIA (Environmental Impact Assessment - EIA) teve origem a partir da fusão do controle da poluição com a conservação da natureza, sob o tema abrangente da Proteção Ambiental (GILPIN, 1995). Colby (1991) também observa que as avaliações de impactos ambientais surgiram na década de 70 e foram institucionalizadas em determinados países industrializados sob o paradigma de desenvolvimento denominado de Proteção Ambiental. Nele, a proposta era prover um mecanismo racional para a avaliação dos custos e benefícios das atividades de desenvolvimento, antes da sua implantação efetiva. Nessa fase, a ênfase era dada ao controle da poluição no tocante à reparação e ao estabelecimento de limites para as atividades danosas. Com isso, a abordagem regulatória dos instrumentos de comando e controle e a prescrição de inovações tecnológicas surgiram como solução confiável para os problemas de poluição. Entretanto, Colby (1991) destaca que nessa fase era visível uma crescente preocupação, mas não ainda totalmente incorporada, com a aplicação do conceito de sustentabilidade que começava a aparecer na agenda política internacional, particularmente no ambiente das conferências mundiais, onde o tema corrente, segundo *Permanet al.*, (1999) era a relação entre pobreza, desenvolvimento econômico e meio ambiente. Em 1970, nos EUA (MORRIS, 1995; SUREHMA/GTZ, 1992.), a pressão pública obrigou o governo a estabelecer uma política ambiental nacional através da NEPA – “National Environment Policy Act”. Através desta lei, surgiu uma tendência de utilização da Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) como processo para análise da variedade de impactos, visando integrá-los na tomada de decisão dos projetos.

A evolução da Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) pode ser dividida em várias etapas. Inicialmente, na década de 1970, foram introduzidos os princípios básicos, arranjos institucionais, desenvolvidas as primeiras técnicas de condução da AIA e implementadas as primeiras legislações sobre o assunto. No final da década de 1970 e início dos anos 80, a Avaliação de Impacto Ambiental, que originalmente

analisava os meios físico e biótico, passou a incluir progressivamente os aspectos sociais e de saúde, análise de risco e fatores relacionados com a participação pública. Em meados dos anos 80 e 90, o método foi redirecionado com aumento dos esforços para análise dos efeitos cumulativos, implementação de uma estrutura de planejamento e de regulamentação, estabelecimento do monitoramento, da auditoria e de outros procedimentos de retroalimentação (*follow up*). Na década de 90 houve significantes desenvolvimentos nos métodos para Avaliação de Impacto Ambiental (AIA). As maiores reformas foram feitas baseadas em sucessos na implantação deste tipo de procedimento na Austrália, EUA, Nova Zelândia e Canadá. Tendo sido formalmente reconhecido na Reunião de Cúpula do Rio de Janeiro (“Earth Summit – UNCED – United Nations Conference on Environment and Development”), realizada no Rio de Janeiro, em 1992.

Atualmente vários países têm contemplado na sua legislação ambiental a obrigatoriedade da Avaliação do Impacto Ambiental (AIA) como uma importante ferramenta de gerenciamento ambiental. Nos Estados Unidos da América, primeiro país a adotar uma legislação sobre a Avaliação do Impacto Ambiental (AIA), esta “lei” estabelecia a necessidade da preparação de uma declaração prevendo os impactos ambientais para qualquer tipo de projeto (SUREHMA/GTZ, 1992). No Canadá, o “Canadian Environmental Assessment Act (the Act)” especifica qual a forma da Avaliação de Impacto Ambiental é necessária para cada tipo de projeto (SADDLER, 1996). Na Austrália (ENVIRONMENT AUSTRALIA, 2002), cada estado e/ou território tem sua legislação própria relativa à Avaliação de Impacto Ambiental. A legislação principal relativa no país é o “EPIP Act – Environment Protection Impact of Proposals Act”. Esta legislação foi estabelecida em 1974 e substituída pelo “Environment Protection and Biodiversity Conservation Act (EPBC Act)”, em 1999. Esta legislação envolve o envio da proposta para o Ministério do Meio Ambiente, a elaboração de informações preliminares da proposta (“NOI – Notice of Intention”) e o seu encaminhamento para o órgão federal responsável pelo meio ambiente que irá decidir qual o nível de avaliação que será necessário para o projeto em questão.

O Processo de Avaliação de Impacto Ambiental foi instituído no Brasil pela Lei nº 6.938/81 que no seu Art. 9º (Instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente), inciso III, faz menção a avaliação de impactos ambientais. A Constituição federal/1988, no seu inciso IV menciona que deve ser exigido, na forma da lei, para

instalação de obra ou atividade potencialmente causadora de significativa degradação do meio ambiente, estudo prévio de impacto ambiental, a que se dará publicidade.

A institucionalização da AIA no Brasil, e em diversos outros países, se guiou pela experiência norte-americana (de 1969 - National Environmental Policy Act – NEPA), que introduziu a execução da avaliação de impacto ambiental como um requerimento formal de política pública a ser procedida na análise de planos, programas, projetos e de propostas legislativas de intervenção no meio ambiente. O propósito do NEPA foi, entre outros, o de promover esforços para prevenir ou eliminar danos ao meio ambiente, pelos quais as agências deveriam utilizar uma abordagem interdisciplinar e sistemática que asseguraria que valores ambientais não quantificáveis no presente momento seriam considerados no processo decisório, juntamente com os aspectos técnicos e econômicos (SADLER, 1996).

Para Cocklin *et. al.*, (1992), a orientação dada pelo NEPA foi seguida por muitos países, tendo a AIA se tornado uma prática padrão, com expressivo progresso nos 20 anos subsequentes, no que diz respeito ao seu entendimento, aos métodos de análise, aos arranjos institucionais e a sua prática geral. Gilpin (1995) observa que a terminologia adotada para essa proposta metodológica de avaliação dos impactos ambientais decorrentes da atividade econômica pode variar de um país a outro, sendo que essa variação ocorre tanto em significado, como no escopo de aplicação.

1.3 Métodos de Avaliação dos Impactos Ambientais (AIA)

Existem vários métodos de Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) conhecidos. A escolha do método pode depender de vários fatores como por exemplo (adaptado de SUREHMA/GTZ, 1992):

- Tipo e tamanho do projeto;
- Objetivo da avaliação;
- Alternativas que também devem ser avaliadas;
- A natureza dos impactos prováveis;
- A natureza e conveniência do método de identificação do impacto;
- A experiência da equipe de Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) com o método de identificação do impacto escolhido;

- Os recursos disponíveis – custo, informação, tempo, pessoal;
- O tipo de envolvimento público no processo e a experiência do empreendedor com o tipo de projeto e tamanho.

Uma gama extensiva de métodos foi desenvolvida para avaliar os impactos ambientais potenciais de uma proposta (SUREHMA/GTZ, 1992 e RODRIGUES, 1998,). Alguns métodos existentes de Avaliação de Impacto Ambiental estão descritos na tabela 2.

Tabela 2 – Principais métodos de Avaliação de Impactos Ambientais e suas características.

Método de AIA	Características
AdHoc	Feitos através de reuniões com especialistas; Pode-se utilizar um questionário com dúvidas sobre o empreendimento previamente elaborados; Vantagens – rapidez na identificação dos impactos; Desvantagens – vulnerabilidade a subjetividade tendenciosas.
Listagens de controle	Feitos através de listas de fatores (ou componentes) ambientais potencialmente afetáveis pelas ações propostas; Vantagens – simplicidade aplicação, reduzida exigência quanto a dados e informações; Desvantagens – não permite projeções e previsões ou a identificação de impactos de segunda ordem; Exemplos: listagens descritivas, listagens comparativas, listagens em questionário, listagens ponderais.
Método da superposição de cartas	Composta por cartas temáticas relativas aos fatores ambientais potencialmente afetados; As informações são resultado da sobreposição segundo conceitos de fragilidade; É bastante utilizada em rodovias, dutos e linhas de transmissão.
Métodos de redes de interação	São importantes para indicar impactos indiretos ou de ordem inferior, destacando-os dos impactos primários ou diretos; Tem como vantagem a possibilidade de atuação no conjunto de ações que contribuem para a magnitude de um impacto; Como desvantagens pode-se destacar o fato de só abranger impactos negativos.
Método das matrizes de interação	Disposto em linhas e colunas os impactos ambientais e as ações; Tem como vantagem a possibilidade de identificar o impacto de cada ação isoladamente; Tem como desvantagem o fato de não detectar critérios de relevância e de ponderação dos indicadores ambientais, para torna-los comensuráveis; Como exemplo de técnica podemos citar a matriz de Leopold.
Métodos dos modelos de simulação	São modelos matemáticos com a finalidade de representar o funcionamento dos sistemas ambientais em relação a fatores físicos, biológicos e socioeconômicos; Temos a dificuldade de encontrar dados requeridos para a calibração do modelo, dificuldade em incorporar fatores como os estéticos, sociais e outros; Como vantagens citamos a versatilidade, a possibilidade de previsão de projeções temporais e comunicação interdisciplinar.
Método da análise benefício-custo	Propõe-se a computar e comparar os custos e os benefícios de um projeto ou de suas alternativas.

Fonte: BRAGA *et. al.*, (2005)

Segundo Almeida (2002), não há receitas universais em avaliação de impacto ambiental. A utilização de mais de um método, bem como a adaptação de métodos consagrados contribui muito para o desenvolvimento de ferramentas de Avaliação de Impactos Ambientais (AIA). Ideia compartilhada com Sánchez(2008) que diz que metodologias deverão ser aplicadas, adaptadas, ou mesmo criadas, para cada caso.

Em concordância com o exposto pelos autores anteriormente citados, a abordagem proposta neste trabalho foi baseada em conceitos e objetivos presentes nas metodologias de avaliação de impactos ambientais (AIA), no entanto, se apropriando da dinâmica utilizada na Metodologia da Análise Preliminar de Perigo (APP), também chamada de Análise preliminar de Risco (APR). Desta forma, foram realizadas modificações no processo de APP de forma a adequar a sua utilização para uma avaliação da significância do impacto causado pelo atropelamento da fauna silvestre em rodovias. A metodologia APP na sua forma original está descrita resumidamente a seguir.

1.4 Análise Preliminar de Perigos (APP)

A Análise Preliminar de Perigos (APP) ou *Preliminary Hazard Analysis* (PHA) é uma metodologia utilizada para identificação dos perigos, análise das consequências avaliando a vulnerabilidade aos efeitos gerados. A qualificação dos riscos é realizada com base nos parâmetros da norma militar americana MIL-STD-882 (*System Safety Program Requirements*), adotada como padrão em inúmeras situações. É feita uma análise dos riscos associados, identificando-se, desta forma, aqueles que requerem priorização. Além disso, é possível sugerir medidas preventivas e/ou mitigadoras dos riscos, a fim de eliminar as causas ou reduzir as consequências dos perigos identificados.

O escopo da APP abrange os eventos perigosos cujas causas tenham origem no empreendimento analisado, englobando tanto as falhas de componentes ou sistemas, como eventuais erros operacionais ou de manutenção (falhas humanas). O grau de risco é determinado por uma matriz de risco gerada por profissionais com experiência na unidade, sob orientação do profissional conhecedor da metodologia.

Na APP são levantadas as causas que podem promover a ocorrência de cada um dos perigos e suas respectivas consequências, sendo, então, feita uma avaliação qualitativa da frequência de ocorrência das causas, da severidade das consequências do risco associado.

Portanto, os resultados obtidos são qualitativos, não fornecendo estimativas numéricas. Normalmente uma APP fornece também uma ordenação qualitativa dos riscos associados aos perigos identificados, a qual pode ser utilizada como um primeiro elemento na priorização das medidas propostas para redução destes riscos do empreendimento analisado.

Para a realização da análise do risco propriamente dita feita através da APP é preciso refletir sobre duas variáveis:

1) **Frequência** de ocorrência do perigo identificado (por exemplo, o vazamento de um efluente no rio), de forma a fornecer uma indicação quantitativa da frequência esperada. Conforme tabela 3.

Tabela 3 - Categorias de Frequência dos cenários da APR.

Categoria	Denominação	Definição
A	Extremamente remota	Extremamente improvável de ocorrer durante a vida útil da instalação.
B	Remota	Não deve ocorrer durante a vida útil da instalação.
C	Improvável	Pouco provável que ocorra durante a vida útil da instalação.
D	Provável	Esperado ocorrer pelos menos uma vez durante a vida útil da instalação.
E	Frequente	Esperado ocorrer várias vezes durante a vida útil da instalação.

Fonte: Adaptado de Amorin (2010)

2) **Severidade**, dos perigos identificados de forma a fornecerem uma indicação qualitativa do grau de severidade das consequências de cada um deles. A severidade dará uma graduação das consequências, desde a morte de pessoas e elevados danos ambientais até consequências desprezíveis para pessoas e o meio ambiente, na ocorrência do evento ou do impacto ambiental considerado;

Tabela 4 - Categorias de Severidade dos cenários da APR.

Categoria	Denominação	Definição
I	Desprezível	Não ocorrem lesões ou mortes. No máximo ocorrerão casos que necessitem de atendimento de primeiros socorros.
II	Marginal	Lesões leves
III	Crítica	Lesões de gravidade moderada, exigindo ações corretivas imediatas para evitar seu desdobramento em catástrofe.
IV	Catastrófica	Provoca mortes ou lesões graves

Fonte: Adaptado de Amorin (2010)

A partir da correlação entre a frequência e a severidade de um perigo identificado, obtêm-se a Matriz de Riscos, onde é possível qualificar o nível de risco de cada evento (perigo) conforme classificação padronizada na tabela 5. O resultado dessa matriz permite visualizar os cenários de acidente de maior impacto para a segurança do processo. (AMORIM, 2010).

Tabela 5 – Matriz de classificação de risco da APR.

Frequência							Severidade	Legenda	
A	B	C	D	E	Risco				
2	3	4	5	5	IV	1 - Desprezível	2 - Menor		
1	2	3	4	5	III	3 - Moderado	4 - Sério		
1	1	2	3	4	II	5 - Crítico			
1	1	1	2	3	I				

Fonte: Camacho (2004) e Amorin (2010)

2 JUSTIFICATIVA

Quando comparado com outros fatores que afetam negativamente a biodiversidade, alguns estudos mostram que as rodovias geram impactos relevantes, tendo como resultado o impacto de pelo menos um quarto das espécies que ocorrem na área de estudo (DIAS e MAURÍCIO, 1998; DIAS e BURGER, 2005), sendo ainda registrado por alguns autores por afetar um maior número de indivíduos quando comparado com outros fatores como, por exemplo, a caça (FORMAN e ALEXANDER, 1998) e a predação (BUJOCZEK *et al.*, 2011).

Como já descrito anteriormente, os impactos causados por rodovias são inúmeros e geralmente irreversíveis (LAURANCE *et al.*, 2014), tais como: perda de habitat (KARLSON *et al.*, 2014; LAURANCE *et al.*, 2014), mudanças no comportamento dos animais (GOOSEM, 2001; FORMAN *et al.*, 2003), isolamento das populações diminuindo o fluxo gênico e promovendo a endogamia que, conseqüentemente, reduz a diversidade genética (FORMAN e ALEXANDER, 1998; TROMBULAK e FRISSEL, 2000; FAHRIG, 2003; COSTA *et al.*, 2004; ASCENSÃO e MIRA, 2006; LAURANCE *et al.*, 2014; KARLSON *et al.*, 2014; LIU *et al.*, 2014; JACKSON e FAHRIG, 2011), caça e exploração da vida selvagem e recursos naturais, queimadas (LAURANCE *et al.*, 2014), alterações na distribuição das espécies (FORMAN e ALEXANDER, 1998; TROMBULAK e FRISSEL, 2000; KARLSON *et al.*, 2014,) e dispersão de espécies exóticas e intensificação da presença humana (ASCENSÃO e MIRA, 2006) e a mortalidade de animais silvestres por atropelamento (FORMAN *et al.*, 2003; TAYLOR e GOLDINGAY 2004).

Dentre tais efeitos negativos, a mortalidade da fauna por atropelamento é potencializado por eliminar indivíduos saudáveis das populações que pode resultar em um declínio crítico em uma população já impactada pela fragmentação causada pela própria rodovia (BUJOCZEK *et al.*, 2011) por isso, é apontado como o principal impacto das estradas às muitas espécies de vertebrados terrestres (FORMAN e ALEXANDER, 1998; TROMBULAK e FRISSELL, 2000; LAURANCE *et al.*, 2009; FAHRIG e RYTWINSKI, 2009), superando as pressões de predação (BUJOCZEK *et al.*, 2011) e caça (FORMAN e ALEXANDER, 1998), aumentando ainda mais o risco de extinção local dessas espécies (FAHRIG *et al.*, 1995; HUIJSER e BERGERS, 2000; FORMAN *et al.*, 2003; FRANTZ *et al.*, 2010; HUCK *et al.*, 2010; JACKSON e FAHRIG,

2011). Simulações mostram que a mortalidade por atropelamento afeta as gerações continuamente enquanto que o efeito barreira é mais acentuado logo após a construção da rodovia, estabilizando a perda da diversidade genética ao longo das gerações (JACKSON e FAHRIG, 2011).

É esperado que o número e a extensão das estradas mundialmente aumentem de forma intensa neste século (DULAC, 2013): pelo menos 25 milhões de quilômetros de novas estradas até 2050 e um aumento de 60% na extensão total de estradas comparado com 2010 (LAURANCE *et al.*, 2014). Atualmente, o Brasil possui uma malha rodoviária com cerca de 1,8 milhões de quilômetros, sendo 98.475 quilômetros de rodovias pavimentadas (CNT, 2014).

A necessidade de uma atenção maior em relação à biodiversidade e à minimização dos impactos ambientais nas etapas de planejamento e tomadas de decisões para construções e/ou operações de empreendimentos tornou-se cada vez mais comentada e evidenciada em diversos documentos políticos (KARLSON *et al.*, 2014), bem como através do descontentamento e exigência da sociedade em ter certa participação na gestão ambiental (CHANG *et al.*, 2013).

Especialmente com relação às rodovias, uma das portarias mais recentes e importantes referentes à questão ambiental é a Portaria Interministerial MMA/MT nº 288, de 16 de julho de 2013. Nesta portaria foi estabelecido o Programa de Rodovias Federais Ambientalmente Sustentáveis - PROFAS, que de acordo com o Art. 3º tem a intenção de:

"[...] promover a elaboração e execução dos projetos e atividades necessárias para a regularização ambiental das rodovias federais pavimentadas que não possuam licença ambiental, e que não foram objeto de regularização ambiental na vigência da Portaria Interministerial nº 423, de 26 de outubro de 2011."

Outra portaria relevante foi a portaria nº 289, de 16 de julho de 2013 e a portaria nº 365, de 6 de outubro de 2014 (complementar a 289 – alteração do Anexo II), que decretaram os procedimentos que devem ser empregados no licenciamento ambiental e na normalização ambiental de estradas federais pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).

O reconhecimento da severidade do impacto ambiental causado por rodovias pela ciência e pela legislação brasileira, no entanto parece ainda não gerar resultados nos estudos ambientais realizados pelos empreendedores. Segundo Reis (2005), os resultados observados no seu trabalho, indicam que a qualidade e a efetividade dos Estudos de Impacto Ambientais analisados referentes às questões de mortalidade de fauna por atropelamento são baixas. A qualidade das informações apresentadas em um Estudo de Impacto Ambiental é essencial para que este seja capaz de, realmente, atuar como um auxiliar na tomada de decisões ao informar os potenciais impactos de determinado empreendimento (CHANG *et al.*, 2013) para a aprovação ou não da licença para a instalação do empreendimento (MPF, 2004).

Especificamente sobre o atropelamento de vertebrados, Reis (2015) classifica como insatisfatório os resultados referentes aos estudos sobre a mortalidade de fauna propriamente dita (“Quantos morrem”, “Quem morre”).

No momento atual, o Governo brasileiro vem tentando adequar e/ou formular protocolos e metodologias administrativas com o intuito de aperfeiçoar as medidas para avaliação dos impactos na biodiversidade e das técnicas empregadas para mitigá-los (DNIT, 2012). O que faz oportuno a discussão e aprimoramento de metodologias específicas para quantificar a severidade dos impactos causados pelo atropelamento de animais silvestres.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Contribuir para o aprimoramento da avaliação da significância do impacto ambiental causado pelo atropelamento da fauna silvestre em rodovias.

3.2 Objetivos específicos

- Propor uma nova metodologia para avaliação da significância do impacto causado pelo atropelamento da fauna silvestre em rodovias.
- Analisar fatores relevantes para os impactos ambientais causados pelo atropelamento da fauna silvestre em rodovias.

4 METODOLOGIA

Como dito anteriormente, a metodologia proposta neste trabalho tem como base a dinâmica da Análise Preliminar de Risco (APR) somada aos conceitos e objetivos encontrados nas metodologias de Avaliações de Impactos Ambientais (AIA) já consolidadas, pretendendo ao final compor uma nova metodologia, neste caso chamado de Metodologia de Avaliação da Significância do Impacto, que no atual estudo será aplicado especificamente no atropelamento da fauna silvestre em rodovias.

Primeiramente cabe esclarecer que a metodologia proposta teve como objeto de avaliação a significância do atropelamento de fauna silvestre em rodovias, tendo em vista a grande importância deste impacto nos empreendimentos lineares. No entanto, a referida metodologia poderá ser aplicada em qualquer empreendimento que possa ter o atropelamento de fauna como um dos aspectos ambientais, como por exemplo uma ferrovia.

Dentre os impactos ambientais causados por rodovias, certamente o de maior significância é o atropelamento de animais silvestres, com a consequente redução de biodiversidade local. Cerca de 390 milhões de pequenos animais como sapos, cobras, aves e mamíferos de pequeno porte são atropelados, 5 milhões são de grandes animais, tais como onças, onças-pardas, lobo-guará, tamanduá-bandeira, lontras, canídeos e outros felinos de várias espécies são atropeladas em um ano em todo o Brasil (BAGER *et al.*, 2016). Esses números comprovam a importância do impacto causado pelo atropelamento da fauna e evidenciam a necessidade do desenvolvimento de estudos visando um melhor entendimento deste processo.

O entendimento do impacto ambiental causado pelo atropelamento da fauna é fundamental, para o gerenciamento ambiental de rodovias, pois permite apoiar a tomada de decisão no que concerne à realização de medidas mitigadoras de maneira mais específica para a situação encontrada, otimizando recursos, a serem feitos em medidas comprovadamente eficazes. Tais características ganham maior relevância, sobretudo no Brasil onde a manutenção da maioria das rodovias está a cargo de órgãos públicos, com orçamento rotineiramente escasso (BAGATINI, 2006).

Somado a isso, temos o fato de que de uma maneira geral, os relatórios de controle ambiental atualmente apresentados ao órgão ambiental licenciador, dispõem os dados relativos ao monitoramento dos animais atropelados simplesmente através de uma tabela, com informações superficiais e de pouca contribuição para uma avaliação mais consistente deste impacto. Alguns exemplos podem ser vistos nas tabelas 6 e 7.

Tabela 6 – Registro de atropelamentos de fauna do entorno da ESEC Mata Preta.

Data	Latitude	Longitude	Setor	Familia	Espécie	Nome genérico
08/10/2007	-26 30' 45,87000"	-52 15' 09,61000"	Abelardo Luz	Felidae	<i>Puma concolor</i>	Onça parda
09/09/2009	-26 31' 46,45170"	-52 16' 46,48594"	Abelardo Luz	Falconidae	<i>Polyborus plancus</i>	Carcará
01/10/2009	-26 30' 32,27028"	-52 08' 51,16996"	Barro Preto	Dasyopodidae	<i>Cabassous tatouay</i>	Tatu de rabo mole
01/10/2009	-26 31' 33,74168"	-52 16' 28,12494"	Abelardo Luz	Cervidae		Veado
20/10/2009	-26 29' 41,95169"	-52 14' 43,88744"	Abelardo Luz	Didelphidae	<i>Didelphis sp.</i>	Gambá
01/12/2009	-26 28' 20,65064"	-52 08' 27,06072"	Palmas	Myrmecophagidae	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá mirim
08/12/2009	-26 28' 37,12044"	-52 04' 28,60356"	Palmas	Cervidae		Veado

Fonte: Relatório técnico – Monitoramento de fauna atropelada no entorno da ESEC Mata Preta (2009-2013).

Tabela 7 - Registro de atropelamentos de fauna do entorno da estrada RJ-165 (Paraty-Cunha).

	Nome Comum	Nome Científico	Familia	Coordenadas	Altitude	Estaca	Data
1	Mamífero não identificado	Mamífero não identificado		23°10'58.0"S, 44°50'03.3"O	1257	150	10/08/2015
2	Cotiariinha	<i>Bothrops fonsecai</i>	Viperidae	23°10'25.3"S, 44°50'06.3"O	1366	85	11/08/2015
3	Cuíca	<i>Gracilinanus microtarsus</i>	Didelphidae	23°10'25.5"S, 44°50'06.5"O	1366	85	11/08/2015
4	Papa Vento	<i>Enyalius sp.</i>	Leiosauridae	23°10'58.8"S, 44°50'04.3"O	1255	152	11/08/2015

Fonte: Relatório semestral VI – Agosto/2015 a Março/2016

Alguns artigos e mesmo relatórios de monitoramento de atropelamento de fauna apresentam seus dados com mais profundidade, aplicando, para isso alguma metodologia de análise, como por exemplo a proposta por BAGER (2012) no livro Ecologia de Estradas. A referida metodologia traz avanços significativos de forma a estabelecer uma relação entre o número total de animais atropelados a distância e os dias de monitoramento, desta forma temos como resultado a Taxa de atropelamento de indivíduos, aportando com isso uma robustez maior ao estudo do que simplesmente uma lista meramente informativa dos animais atropelados.

Cabe ressaltar que a Instrução Normativa (IN) do IBAMA nº 13, de 19 de julho de 2013, que estabelece os procedimentos para padronização metodológica dos planos de amostragem da fauna exigidos nos estudos ambientais necessários para o licenciamento ambiental de rodovias e ferrovias pelo IBAMA no Brasil, não estabelece nenhum modelo de apresentação dos dados referentes ao atropelamento de fauna, sendo o único documento constante na referida IN, o Formulário para registro de atropelamento de espécies de fauna.

Portanto, a metodologia proposta neste trabalho, objetiva um aprimoramento no tratamento destes dados afim de que se possa alcançar informações mais consistentes sobre a mensuração do impacto ambiental causado, em razão do desempenho do empreendimento em relação ao atropelamento da fauna levando em consideração os resultados dos índices de frequência e severidade da fauna atropelada.

A metodologia recomendada pode ser aplicada em diferentes situações, pode ser aplicada no mesmo empreendimento em diferentes fases ou em uma avaliação global de todas as etapas, para posterior comparação com outros empreendimentos, ou mesmo executada em diferentes trechos da mesma rodovia. Enfim a aplicação é vasta e atende a vários objetivos, podendo ser facilmente adaptada a situação estudada.

Com isso, objetivamos incentivar a melhoria das condições de gerenciamento ambiental, ofertando maior conhecimento sobre o real impacto ambiental causado pelo atropelamento de animais para posteriormente implementarem medidas preventivas e/ou mitigadoras mais efetivas. Com o impacto do atropelamento da fauna mensurado e ajustado pela metodologia proposta, os empreendimentos com maior significância desse impacto poderão receber maior atenção dos órgãos fiscalizadores e ou gestores.

Assim como ocorre na APR, o primeiro passo para a execução da metodologia proposta é a definição da frequência do evento, que neste caso é o atropelamento dos animais, após cumprida essa etapa será definida a severidade.

4.1 Frequência de atropelamento

Segundo Moura (2004), a frequência ou probabilidade de ocorrência de impactos ambientais é determinada por pesquisa, análise e avaliação do desempenho histórico do sistema (ou de sistemas semelhantes), podendo ser descrita em ocorrências reais ou potenciais por unidade de tempo, evento, população, itens ou atividades.

Na metodologia proposta utilizaremos como medida de frequência a taxa de atropelamentos conforme proposto por Bager (2012) no livro *Ecologia de Estradas*. Este modelo atualmente é muito utilizado para representar quantitativamente os atropelamentos dos vertebrados. A possibilidade de poder ser utilizado, em rodovias de qualquer extensão, seja qual for o esforço de amostragem, certamente representa um grande avanço trazendo vantagens ao uso deste método. O referido modelo é calculado, conforme a equação abaixo.

Equação 1 - Cálculo de indivíduos atropelados por quilometro percorrido e pelos dias de monitoramento.

$$Tx = (N/Km)/D$$

Onde:

Tx= a taxa de atropelamento de indivíduos (N/Km)/dia;
N = número total de indivíduos atropelados;
Km = distância do trecho em km
D = número de dias dos monitoramentos.

Cabe ressaltar que a Instrução Normativa (IN) do IBAMA nº 13, de 19 de julho de 2013, indica que devem ser realizadas campanhas mensais para o monitoramento de fauna atropelada, sendo seis campanhas antes da Licença Prévia (LP) e seis campanhas antes da Licença de Instalação (LI) como forma de avaliar os impactos sobre a fauna e subsidiar a proposição de medidas de mitigação.

Após a aplicação da Equação 1 o resultado deverá ser confrontado com a tabela 8, de forma a fornecer uma indicação qualitativa da frequência para o período ou rodovia estudada.

Tabela 8 - Categorias de Frequência de atropelamento de animais vertebrados.

Taxa de atropelamentos (indivíduos/Km/dia)	Categoria
$0 \geq 0,005$	A
$0,005 \geq 0,015$	B
$0,015 \geq 0,025$	C
$0,025 \geq 0,035$	D
$0,035 \geq 0,050$	E
$0,050 \geq 0,1$	F
$0,1 \geq 0,3$	G
0,3 em diante	H

Importante ressaltar que a aplicação da equação 1 para obtenção da frequência precisará de ajustes para cada caso, como por exemplo a decisão de fazer uma média da taxa de atropelamento em um determinado conjunto de períodos amostrais.

4.2 Severidade

Após a obtenção da frequência de atropelamento, será necessário o cálculo da severidade, com base nos parâmetros definidos. O objetivo desta etapa é conferir pesos diferentes para o atropelamento de espécies distintas, por exemplo: o atropelamento de um animal em vias de extinção contribui para redução da biodiversidade local de forma diferente do que o atropelamento de um animal que ainda se encontra em abundância no meio ambiente. Expressões como “grande importância” ou “impacto de proporções negligenciáveis” ou, ainda, “impacto mínimo” não significam a mesma coisa para todas as pessoas.

Segundo Sánchez (2008), a forma mais simples de classificar impactos consiste em:

- 1 – definir os atributos que serão utilizados;
- 2 – estabelecer uma escala para cada um deles,
- 3 – combiná-los mediante um conjunto de regras lógicas (o critério de avaliação).

Definir os atributos e verificar como estes podem ser combinados para satisfazer os critérios de severidade, não é tarefa fácil. Ponderar atributos é arbitrar entre dar pesos a cada um dos atributos selecionados e, em seguida, combiná-los segundo uma função matemática predeterminada.

A etapa de avaliação da importância dos impactos é uma das mais difíceis de qualquer estudo de impacto ambiental. Isso se deve ao fato de que atribuir maior ou menor peso a esse ou aquele atributo, depende não só de um argumento científico, mas também de um juízo de valor. Ao que pese a existência de métodos estatísticos, como lógica Fuzzi, ainda assim, não é possível eliminar plenamente a subjetividade de um processo de definição da importância dos impactos ambientais, porém é conveniente, sempre que possível utilizar informações fruto de trabalhos cientificamente fundamentados, afim de que a parcela advinda do juízo de valor tenha menor peso. Diante disso, propomos atributos com seus respectivos pesos, com base em estudos acadêmicos relativos as características ligadas ao maior ou menor risco de extinção. O risco de extinção não é análogo a todas as espécies, alguns grupos apresentam maior taxa de extinção do que outros (BENNET e OWENS, 1997; CARDILLO e BROMHAM, 2001; JOHNSON *et al.*, 2002, JONES *et al.*, 2003). O que sugere que estes grupos compartilham características intrínsecas às espécies que favorecem a situação de extinção (FISHER *et al.*, 2003, CARDILLO *et al.*, 2004). Embora as ameaças atuais às espécies sejam em sua maioria ligadas a ações antropogênicas, características da biologia e ecologia das mesmas determinam quão bem elas conseguem resistir a estes distúrbios (CARDILLO *et al.*, 2004).

Algumas características intrínsecas das espécies foram consideradas importantes para o seu risco de extinção, como: (i) tamanho de corpo, (ii) dieta, (iii) densidade populacional, (iv) nível trófico, (v) uso de habitat, (vi) fecundidade e (vii) tamanho de área de distribuição (LAURENCE, 1991; GASTON e BLACKBURN 1996, BENNETT e OWENS 1997, PURVIS *et al.*, 2000, CARDILLO e BROMHAM, 2001; FISHER *et al.*, 2003; JONES *et al.*, 2003).

À luz das conclusões a respeito do tema tratado acima, e considerando a importância do atributo e a facilidade da sua identificação na população impactada, propomos os seguintes atributos para a composição da severidade:

- Densidade populacional local;
- Status de conservação da fauna atropelada.
- Endemismo;
- Atropelamento em área de preservação;

A justificativa para as escolhas de tais atributos está descrita no texto a seguir.

4.2.1 Densidade populacional local

A densidade populacional é um atributo estreitamente relacionado à chance de extinção (DAVIES *et al.*, 2000; REYNOLDS, 2003; EWERS e DIDHAM, 2006; MACE *et al.*, 2008), sendo evidente que o menor tamanho populacional reflete uma situação mais agravante (KUNIN e GASTON, 1993; GASTON e BLACKBURN, 2000), já que a redução do tamanho populacional antecede a extinção (DAVIES *et al.*, 2000; REYNOLDS, 2003). Trabalhos empíricos demonstraram que espécies com maior abundância antes de distúrbios, como a fragmentação de habitats, têm menor risco de extinção local (BOLGER *et al.*, 1991; BOLGER *et al.*, 1997; DAVIES *et al.*, 2000). Desta forma, o impacto do atropelamento de um animal que se encontra em uma situação de baixa densidade populacional no local, certamente será um impacto muito maior do que o atropelamento de um animal pertencente a uma grande população local. Diante disso, este componente da severidade estabelece pesos diferentes para animais atropelados com alta (constante), média (acessória) ou baixa (acidental) densidade populacional local.

Para que o monitoramento da fauna local seja relevante, é preciso que a metodologia aplicada esteja em perfeita consonância com a legislação pertinente ao assunto, e que, portanto, esteja homologada pelo órgão ambiental licenciador e, somado a isso, que o monitoramento seja considerado representativo da fauna conhecida para a região, com base em trabalhos científicos ou coleções zoológicas bem como através da aplicação da curva do coletor.

Os dados referentes ao monitoramento da fauna local, deverão ser primários, ou seja a lista será composta somente por animais encontrados na região. Além disso, deverão conter a informações quantitativas pertinentes ao numero de vezes que cada animal foi encontrado, lembrando que poderão ser utilizados para este fim também: armadilhas fotográficas, avistamentos, vocalização, rastros, restos mortais e quaisquer outras evidências, desde que chanceladas por um especialista no grupo faunístico em questão. Dados secundários, só deverão ser levados em conta na avaliação da representatividade da fauna encontrada.

A lista da fauna anteriormente citada deve ser obtida, preferencialmente na fase de planejamento haja visto que após esta etapa, há o risco da alteração das populações locais já estar em andamento e função do andamento da operação da rodovia. Espera-se que o estudo de impactos ambientais (EIA) atenda a estas condições. No entanto, caso não tenha sido realizado, ou não atenda as condições suficientes para a aplicação da metodologia, é possível utilizar os dados obtidos no monitoramento realizado durante a execução do empreendimento.

De posse do conhecimento da fauna local o próximo passo será a classificação das espécies encontradas, para isso, sugerimos a classificação segundo o conceito de constância apresentado por Dajoz (1972), tendo em vista já ser um método consolidado dentre os estudos ecológicos. Segundo esta metodologia, a constância de captura de uma espécie indica a porcentagem de amostras em que uma determinada espécie esteve presente em um determinado tempo.

Esta é determinada da seguinte equação:

Equação 2 - cálculo da constância de ocorrência de cada espécie

$$F_A = \frac{P_A}{P} \times 100$$

Onde:

F_A – Constância

P_A - Número de vezes em que a espécie foi registrada nas coletadas

P - Número total de coletas realizadas

Classificação das espécies quanto à constância:

Espécie constante - $\geq 50\%$;

Espécie acessória - $25\% \leq C < 50\%$;

Espécie acidental ou rara - $C < 25\%$.

Após a classificação de todas as espécies encontradas no monitoramento, em espécie constante, acessória ou acidental ou rara, será feita uma confrontação com os animais atropelados, de maneira que, esses serão pontuados em função da categoria das espécies durante o monitoramento, conforme a tabela 9. Seguindo a lógica do princípio da precaução, adotaremos o mesmo valor de peso da categoria “acessória” para os animais não identificados ou não encontrados.

Tabela 9 - Peso dos atributos relacionados a densidade populacional local

Classificação	Peso
Constante	4
Acessória	6
Acidental	8
Não encontrado	6
Não identificado	6

4.2.2 Status de conservação da fauna atropelada

A elaboração de listas de espécies ameaçadas teve início nos anos 50, e nos anos 60 através da União para a Conservação da Natureza (UICN) que posteriormente tornaram-se mais conhecidas mundialmente através dos Livros Vermelhos (MACE *et al.*, 2008).

Neste trabalho utilizamos o status de conservação das espécies brasileiras ameaçadas de extinção, através da Lista Oficial das espécies brasileiras ameaçadas de extinção, ou lista nacional, publicada pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), a lista da IUCN (União para a Conservação da Natureza), chamada de lista global. Caso tenha disponível, recomendamos também o uso das listas regionais publicadas pelo órgão estadual e/ou municipal do meio ambiente quando estes existirem.

4.2.2.1A lista Nacional – Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção (MMA, 2008)

A Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção no Brasil, publicadas pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) é um dos mais importantes instrumentos utilizados pelo governo brasileiro para a conservação da biodiversidade, no qual são apontadas as espécies que, de alguma forma, estão ameaçadas quanto à sua existência, isso porque estabelecem proteção legal imediata para qualquer espécie listada, funcionando como marco legal “guarda-chuva” com diversas implicações para o país. Por isso, a definição das espécies que constam nas Listas Oficiais é uma decisão de governo que deve estar calçada em três aspectos fundamentais: os aspectos ecológicos, os sociais e os econômicos.

A classificação das espécies brasileiras em extinção teve o seu início com a publicação da portaria nº 303, de 29 de maio de 1968, pelo extinto Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) no qual ficou instituída a primeira Lista oficial brasileira das espécies de animais e plantas ameaçadas de extinção no País. Posteriormente, em 19 de dezembro de 1989, houve a publicação de um novo documento de grande importância, a Portaria nº 1522, desta vez publicada pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), reconhecendo a Lista Oficial das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. A lista nacional de espécies em extinção precisava ser homologada, isso ocorreu em dois momentos distintos através de duas Instruções Normativas do MMA, em 2003, a IN Número 03, de 27 de maio, (considerando apenas invertebrados terrestres, anfíbios, aves, répteis e mamíferos e) e outra em 2004, a IN número 05, de 21 de maio (Lista Oficial das Espécies de Invertebrados Aquáticos e Peixes Ameaçados de Extinção e Sobreexplorados ou Ameaçados de Sobreexploração). O processo de definição das espécies ameaçadas foi constituído por diversas etapas, das quais a homologação pelo MMA, através das Instruções Normativas, foi apenas uma delas, e não a final. O processo, descrito com detalhes em MACHADO *et al.*, (2005) teve um momento-chave que foi a realização do workshop com a participação dos especialistas, que aplicando os critérios para a categorização do status de ameaça segundo a metodologia da IUCN (2001), identificaram um total de 642 taxons ameaçados. Essa listagem foi então parcialmente homologada pelo MMA através da IN no. 03, que deixou de fora as espécies de peixes e invertebrados aquáticos, uma vez que surgiram vários questionamentos por parte do MMA sobre as consequências legais de indicar como ameaçadas espécies de peixes e invertebrados que figuram como importante componente da atividade de pesca e apanha, como por exemplo o carangueijo-uça (*Ucides cordatus*) e os cavalos-marinho (*Hippocampus erectus* e *H. reidi*). Após mais um ano de discussões, a lista de peixes e invertebrados aquáticos apontada no workshop de dezembro 2002 foi homologada através da IN no. 05 do MMA, que excluiu da categoria de ameaça apenas 9 espécies que foram consideradas pelo MMA como sobreexploradas.

Portanto, até o primeiro semestre de 2005 a lista Oficial de espécies da Fauna brasileira ameaçada de extinção apontava 633 táxons (Paglia, 2005). Em 8 de novembro de 2005, uma decisão da Câmara Técnica de Espécies Ameaçadas do

MMA retirou da Lista Oficial outras seis espécies (cinco peixes e um molusco) que foram re-classificadas como sobre-exploradas (MMA, IN nº 52 - Altera os anexos I e II da).

Com a criação do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), órgão executor do MMA, foi-lhe delegada a atribuição legal de identificar as espécies ameaçadas, elaborar e implementar os seus planos de ação ou recuperação. Entre 2010 e 2014 o ICMBio conduziu uma nova avaliação do risco de extinção da fauna brasileira, nesta foram avaliados 12.256 táxons da fauna, incluindo todos os vertebrados descritos para o país. Foram 732 mamíferos, 1980 aves, 732 répteis, 973 anfíbios e 4.507 peixes, sendo 3.131 de água doce (incluindo 17 raias) e 1.376 marinhos, totalizando 8.924 animais vertebrados. Foram avaliados também 3.332 invertebrados, entre crustáceos, moluscos, insetos, poríferos, miriápodes, entre outros. Para avaliar os 12.256 táxons, o ICMBio realizou ao longo desses cinco anos 73 oficinas de avaliação e 4 de validação dos resultados. Os resultados apontam 1.173 táxons ameaçados no Brasil, que estão listados nas Portarias publicadas pelo Ministério do Meio Ambiente (Portaria nº 444 e nº 445/2014). Nos 1.173 táxons oficialmente reconhecidos como ameaçados estão 110 mamíferos, 234 aves, 80 répteis, 41 anfíbios, 353 peixes ósseos (310 água doce e 43 marinhos), 55 peixes cartilaginosos (54 marinhos e 1 água doce), 1 peixe-bruxa e 299 invertebrados. São, no total, 448 espécies Vulneráveis (VU), 406 Em Perigo (EN), 318 Criticamente em Perigo (CR) e 1 Extinta na Natureza (EW). Além da importância científica, a elaboração de listas nacionais é fundamental também do ponto de vista político, pois cria um instrumento legal para a proteção das espécies.

4.2.2.2 Lista global - União para a Conservação da Natureza (IUCN)-(2014).

A segunda lista que consideramos nesse estudo é a de espécies globalmente ameaçadas (lista global) ou Listas Vermelhas (“Red List”) realizada pela União para a Conservação da Natureza (IUCN). Criada em 1964, a Lista Vermelha tem como objetivo informar a sociedade e pesquisadores do planeta a respeito da conservação dos seres vivos. Inicialmente elaboradas para mamíferos e aves, essas listas foram criadas para chamar a atenção para a necessidade de agir rápida e efetivamente em

prol da conservação das espécies com maior risco de extinção em futuro próximo (FITTER e FITTER 1987). Avaliar o estado de conservação nada mais é do que estimar a probabilidade ou risco relativo de extinção de uma espécie ou subespécie. Além de apontar as espécies com maior urgência de ações de conservação, as avaliações podem gerar índices do estado de degeneração ou recuperação da biodiversidade por grupo taxonômico ou por região geográfica. Por isso, quando o objetivo é reduzir a taxa de extinção de espécies, a avaliação do estado de conservação é considerado o passo inicial e também o mais importante para planejar e priorizar recursos e ações (MACE e LANDE, 2001; MACE *et al.* 2008).

O sistema desenvolvido pela IUCN é a metodologia mais aceita e testada mundialmente. Ela é reconhecidamente objetiva, aplicável para uma ampla variedade de grupos e ambientes, razoavelmente rigorosa e defensável cientificamente e, em geral, produz resultados replicáveis independente do avaliador (VIÉ *et al.* 2009, UICN 2010). Esse sistema foi desenvolvido para avaliar espécies na escala global mas pode ser utilizado em escala nacional com as devidas adaptações (UICN 2003). Nessa última, cada espécie pode ser avaliada em uma das seguintes categorias: Extinta (EX); Extinta na Natureza (EW); Regionalmente Extinta (RE); Criticamente em Perigo (CR), Em Perigo (EN), Vulnerável (VU), Quase Ameaçada (NT), Menor Preocupação (LC), Dados Insuficientes (DD), baseando-se em uma série de critérios quantitativos relacionados às tendências populacionais, tamanho e estrutura populacional, e distribuição geográfica (UICN 2010). Para a UICN, as categorias VU, EN e CR representam, respectivamente, níveis crescentes de risco de extinção em escalas de tempo cada vez menores, e as espécies classificadas em qualquer uma delas são consideradas “ameaçadas”.

A Lista da IUCN vem sendo revisada periodicamente desde 2002, quando novos critérios (IUCN, 2001) para a categorização da ameaça foram empregados. Dentro das categorias de ameaça, as espécies que correm um risco maior de extinção são classificadas como “Criticamente em Perigo” (CR), seguidas pelas categorias “Em Perigo” (EN) e “Vulnerável”(VU), em graus decrescentes de risco de extinção (tabela 10). As principais diferenças entre as categorias de ameaça são: a proporção da população que já desapareceu ou pode vir a desaparecer dentro de um intervalo de tempo, e que pode variar de 90% até 30%; uma área de distribuição com tamanho entre 100 e 20.000 km² (extensão de ocorrência); uma área total de

ocupação pela espécie variando entre 10 a 2.000 km²; o número total de indivíduos na natureza aptos a reproduzir, que pode variar de menos de 250 em apenas uma população, até 10.000 distribuídos em 10 populações. Assim, se o número total de indivíduos de uma espécie sofreu 90% ou mais de redução no passado, presente ou futuro, e se as informações foram baseadas nas premissas listadas no “Critério A1” da IUCN, a espécie é avaliada como “Criticamente em Perigo”; se sofreu redução entre 90 e 70%, é classificada como “Em Perigo”; e assim sucessivamente para cada um dos critérios descritos pela IUCN (2001).

Tabela 10 – Categorias de extinção

Categoria	Sigla	Descrição/Características
Extinto	EX	Um táxon está Extinto quando não há dúvida de que o último indivíduo morreu na natureza. Presume-se que um táxon esteja Extinto quando inventários exaustivos em seu habitat conhecido e/ou esperado e em períodos apropriados (diurno, sazonal, anual) ao longo de toda a sua distribuição histórica não registraram nenhum indivíduo. Os inventários devem ser feitos em uma escala de tempo apropriada ao ciclo e à forma de vida do táxon.
Extinto na natureza	EW	Um táxon está extinto na Natureza quando se sabe que ele existe somente em cultivo, cativeiro ou em populações inseridas na natureza em áreas completamente distintas de sua distribuição original.
Regionalmente extinto.	RE	Um táxon está Regionalmente Extinto quando não há dúvida de que o último indivíduo morreu na natureza, dentro da região avaliada. Presume-se que um táxon esteja Regionalmente Extinto quando inventários exaustivos ao longo de sua distribuição histórica, dentro da região avaliada, não registraram nenhum indivíduo.
Criticamente ameaçado (ou criticamente em perigo)	CR	Um táxon é considerado Criticamente em Perigo quando corre risco extremamente alto de extinção na natureza em futuro imediato.
Em perigo	EN	Táxon que não está Criticamente em Perigo, mas corre risco muito alto de extinção na natureza em futuro próximo.
Vulnerável	VU	Táxon que não se enquadra nas categorias Criticamente em Perigo ou Em Perigo, mas corre risco alto de extinção na natureza em médio prazo.
Quase ameaçado	NT	Um táxon é Quase Ameaçado quando não atinge o critério para ameaçado – vulnerável - mas está bem próximo dele, de tal modo que, se não for protegido, tornar-se-á rapidamente ameaçado.
Não ameaçada ou de menor preocupação	LC	Significa uma espécie que foi avaliada e sobre a qual as informações existentes não justificam sua inclusão em uma das categorias de risco, segundo os critérios adotados. Nessa categoria estão incluídos táxons de distribuição ampla e grande abundância, daí serem considerados como De Menor Preocupação ou, como vem sendo adotado no Brasil, Não Ameaçados.
Dados deficientes	DD	Um táxon é assim considerado quando os dados existentes sobre ele não permitem saber se está ou não ameaçado. As espécies nessa categoria requerem maior número de pesquisas, para que se possa chegar a uma conclusão segura sobre seu status de conservação.
Não avaliado	NE	As espécies classificadas nessa categoria não foram avaliadas pelos critérios da IUCN.

Não aplicável	NA	Categoria de um táxon considerado inelegível para ser avaliado em nível regional. Um táxon pode ser NA por não ser uma população selvagem ou não estar dentro da sua distribuição natural, ou por ser um errante na região. Também pode ser NA porque ocorre em números muito baixos na região.
---------------	----	---

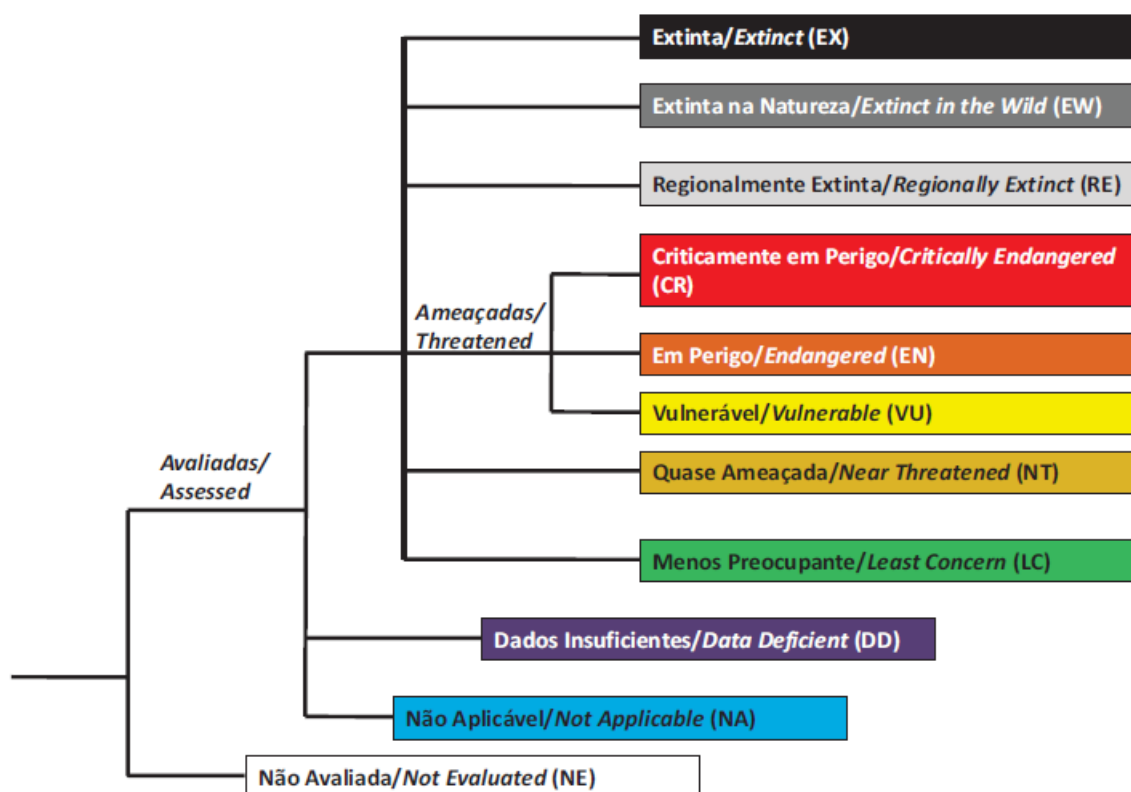
4.2.2.3 Categorias de extinção das listas

Nos anos 70, a UICN elaborou categorias que refletiam o risco de extinção de uma espécie. As Categorias e critérios da Lista Vermelha da IUCN foram publicados pela primeira vez em 1994, após seis anos de pesquisa e consulta ampla (IUCN, 1994). Essas Categorias e critérios foram desenvolvidos para melhorar a objetividade e transparência na avaliação do estado de conservação das espécies e, portanto, para melhorar a consistência e compreensão entre os usuários. Em 1996 as categorias e critérios foram aplicados a um grande número de espécies para elaboração de uma Lista Vermelha de animais ameaçados. Essa avaliação de 1996 chamou a atenção para alguns pontos de dificuldade na aplicação do método, o que levou a IUCN a revisar, entre 1998 e 1999, as categorias e critérios originais. Uma nova versão das Categorias e Critérios para Lista Vermelha da IUCN (versão 3.1) foi publicada em 2001, e usada até hoje (IUCN 2001, IUCN, 2012).

Periodicamente, a UICN publica guias para orientar a aplicação da metodologia. As categorias e critérios UICN avaliam o risco de extinção de um táxon, e podem ser utilizados para qualquer organismo, com exceção dos micro-organismos. Busca entender a probabilidade de uma espécie tornar-se extinta em um futuro próximo, dado o conhecimento atual das tendências populacionais, da distribuição e das ameaças recentes, atuais ou projetadas.

Como ocorre em outros países, a classificação das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção, utilizada pelo MMA na elaboração do Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, teve como critérios e categorias aqueles definidos pela União Mundial para a Natureza – IUCN - versão 3.1(2001). O significado das categorias e um resumo dos critérios utilizados para o seu enquadramento estão descritos na figura 1.

Figura 1 - Categorias de risco de extinção de acordo com o método da IUCN



Fonte: IUCN

As diferenças entre a lista nacional e a lista global não são pequenas. Mas além da diferença numérica, existe também uma considerável discrepância no status de ameaça de muitas espécies (PAGLIA, 2007). A aplicação dos critérios objetivos da IUCN nem sempre é uma tarefa simples na escala regional. Os critérios foram desenvolvidos para avaliar os riscos de extinção em escala global, e a “população nacional” de uma espécie não pode ser automaticamente considerada como uma entidade biológica isolada, e isso, portanto dificulta a avaliação do seu status no país, a menos claro que se trate de uma espécie endêmica àquela nação. Quando não é esse o caso, muitas discrepâncias entre a lista nacional e a lista global aparecem.

Um dos argumentos utilizados para explicar a existência de discrepâncias entre a lista global e as listas nacionais é que as avaliações regionais tendem a incorporar os dados das avaliações globais, porém o inverso é muito menos frequente (RODRIGUEZ *et al.*, 2000; GARDENFORS, 2001). Além disso, como foi dito anteriormente, os critérios globais nem sempre se aplicam às situações nacionais.

Portanto, apesar da lista formulada pelo MMA ter sido baseada nas mesmas categorias utilizadas pelo IUCN, existem algumas pequenas diferenças. As espécies são classificadas em categorias, baseadas em diferentes critérios. Para a avaliação global são 9 categorias possíveis, e para a regional existem 11 categorias de ameaça em que as espécies podem ser classificadas (por convenção, a notação das categorias traz o nome em português e a sigla original em inglês, entre parênteses): As principais diferenças entre as categorias utilizadas pela IUCN e pelo MMA são:

- As categorias, regionalmente extinto RE e Não aplicável NA são aplicadas somente em uma avaliação regional;
- As subcategorias CR, EN e VU são enquadradas pela IUCN 3.1(IUCN, 2001) na categoria de Ameaçada. Essa classificação não é adotada pelo Brasil para publicação das suas listas vermelhas oficiais, sendo que as espécies que correm risco de extinção, seja extremo, muito alto ou alto, são todas, pelo atual arcabouço legal brasileiro que trata da matéria, consideradas “Ameaçadas”.
- A IUCN utiliza ainda as categorias denominadas Quase Ameaçada NT e Não ameaçadas LC quando o conjunto de dados disponíveis é considerado adequado para o que se exige na avaliação, além da categoria Deficiente em Dados, sendo que, para essa última, como o próprio nome da categoria indica, as informações atuais sobre o táxon não atendem os requisitos mínimos necessários para o seu enquadramento em quaisquer das categorias definidas para um nível adequado de conhecimento.
- Apesar de ter havido táxons que se enquadraram na categoria DD e/ou NE, essa relação não integra as Instruções Normativas que reconhecem a lista vermelha oficial do país. Ainda em coerência com a IUCN, há a categoria Não Avaliada NE, indicada para aqueles táxons não avaliados por meio dos critérios de avaliação de risco definidos. No caso da lista Nacional, como a metodologia de trabalho partiu de uma lista de espécies potencialmente ameaçadas ou pré-candidatas, todas as espécies indicadas foram avaliadas.

A partir da lista de espécies atropeladas, será atribuída uma pontuação conforme a tabela 11, tendo como base as categorias de extinção presentes nas listas global, nacional e regionais.

Tabela 11 - Pontuação de severidade em relação a categorias de extinção

Severidade	Sigla	Categoria
7	CR	Criticamente ameaçado (ou criticamente em perigo)
6	EN	Ameaçado (ou em perigo)
5	VU	Vulnerável
4	NT	Quase ameaçado
3	DD	Dados deficientes
3	NE	Não avaliado
3	NA	Não Aplicável
2	LC	Não ameaçada ou de menor preocupação

Tendo em vista que a presença e conseqüentemente o atropelamento de espécies incluídas nas categorias Extinta EX, Extinto na natureza EW e regionalmente extinta RE são virtualmente impossíveis, estas categorias foram retiradas da tabela de pontuação de severidade.

O emprego de um mesmo sistema com base em diferentes listas para a categorização das espécies fará com que pequenas adaptações sejam necessárias. Conforme já descrito, não serão raras, as situações onde se encontre diferenças nas categorias das espécies em extinção em relação às listas brasileira, global ou regional. Dessa maneira, alguns táxons avaliados nacionalmente, que não correm risco de extinção, podem estar ameaçados de extinção localmente devido a problemas regionais, ou algumas espécies extintas regionalmente, podem ainda ser encontradas em outros estados. Em situações em que a lista regional (estadual ou municipal) for utilizada, pode ser necessária uma análise caso a caso para se estabelecer equivalência entre as categorias de extinção das listas Nacionais (MMA) e internacionais (IUCN) com a regional.

Diante desta questão e tendo em vista o princípio da precaução, na metodologia proposta, adotaremos sempre o valor indicado para a classificação mais restritiva. Cabe ressaltar que neste caso se a aplicação do princípio da precaução está diretamente ligado à busca da proteção do meio ambiente. Este princípio busca um ato antecipado à ocorrência do dano ambiental. Em sendo assim, segundo Milaré(2004), a precaução sugere cuidados antecipados, cautela para que uma atitude ou ação não venha resultar em efeitos indesejáveis.

4.2.3 Endemismo

As espécies endêmicas são aquelas vulgarmente entendidas como "não se encontrando em nenhum outro lado", ou seja, são organismos com uma distribuição limitada a habitats especializados, nativos de uma área geográfica restrita, as espécies que ocorrem numa área muito restrita. Devido ao reduzido tamanho de distribuição, as espécies endêmicas estão sempre no limiar da extinção (COLLEN *et al.*, 2006, CARDILLO *et al.*, 2008, FRITZ *et al.*, 2009).

Pequenas áreas de distribuição não permitem grandes densidades populacionais, o que pode agir reduzindo a probabilidade de persistência de populações por estocasticidade demográfica, catástrofes locais e endocruzamento, limitando seu potencial de sobrevivência em uma crise de extinção (PURVIS *et al.*, 2000).

As espécies atropeladas serão classificadas como endêmicas ou não endêmicas, tendo como base o Estado do empreendimento. Sua pontuação, terá como base o peso descrito na tabela 12. Novamente em consonância com o princípio da precaução, adotaremos o mesmo valor de peso da categoria "endêmico" para os animais não identificados.

Tabela 12 - Peso dos atributos relacionados a classificação como endêmico

Classificação	Peso
Endêmico	4
Animal não identificado	4
Não endêmico	2

4.2.4 Animais silvestres em área de preservação

A mortalidade de animais pode ser mais agravante quando ocorre em estradas do entorno de Unidades de Conservação (UCs), uma vez que em muitas dessas áreas existem espécies ameaçadas de extinção (NASCIMENTO e CAMPO, 2011). Ou ainda, espécies ameaçadas regionalmente (BENCKE e DUARTE, 2008).

Populações de animais silvestres são mais vulneráveis aos impactos das estradas dentro de UCs do que fora de seus limites (PARKS e HARCOURT, 2002; AMENT *et al.*, 2008) pois tendem a estar vinculados a habitats e tipos de uso do solo específicos (JOYCE e MAHONEY, 2001; MALO *et al.*, 2004; DUSSAULT *et al.*, 2006; BARRIENTOS e BOLONIO, 2009; CUSHMAN e LEWIS, 2010).

Se os impactos negativos de empreendimentos viários levam à redução da biodiversidade em áreas ocupadas por atividades antrópicas, seus efeitos devem ser potencializados quando se consideram as unidades de conservação – UC. No estudo de Wittmeyer *et al.*, (2008) observou-se que em áreas com características similares, porém divididas em áreas de UCs e áreas sem UCs, o desmatamento no entorno das UCs foi maior, o que conseqüentemente pode isolar as áreas conservadas, dificultando a conectividade, além de aumentar o efeito de borda. Já Dantas e Marini (2000) destacam o fogo, caça, pecuária, extração de madeira e estradas como os cinco principais tipos de impactos antrópicos sofridos pelas unidades de conservação (UC's) do Estado de Minas Gerais. No entanto, ainda há falta de pesquisas para se conhecer os reais impactos das rodovias sobre essas áreas (PRADA, 2004 e LIMA, 2013). Apesar do potencial impacto ambiental das estradas nas UC, um levantamento apresentado no estudo de Lima (2013) mostra que 24% das unidades de conservação (incluindo federais, estaduais e municipais) assumem ter mais de cinco estradas e, referente à quilometragem, 22% das UCs apresentam mais de 90 km de rodovias. 80% das UCs que possuem rodovias na sua área já registraram atropelamento de fauna selvagem e 50% informaram que estes atropelamentos são constantes (BAGER *et al.*, 2016). Estradas devem ser evitadas próximas a áreas reservadas para a conservação, pois podem levar ao empobrecimento de espécies sensíveis a elas (FORMAN e DUBLINGER, 2000) e elevar o número de atropelamentos da região (BERNARDINO e DALRYMPLE 1992, ROSEN e LOWE 1994, KLINE e SWANN 1998, DODD *et al.*, 2004, AMENT *et al.*, 2008, HAYWARD *et al.*, 2010). Nos parques federais americanos os efeitos das estradas são uma das principais preocupações dos gestores (AMENT *et al.*, 2008). Outro aspecto importante que deve ser levado em consideração, é que animais silvestres inseridos em uma área de conservação mantenham preservadas as suas funções ecológicas, fundamentais para a manutenção do habitat, ao contrário de um animal em um ambiente antropizado que não está exercendo a sua função ecológica na plenitude. Tal entendimento é inclusive,

acolhido na nossa legislação ambiental, mais especificamente na Lei n.º 9.605 de 12 de fevereiro de 1998 (Lei de Crimes Ambientais), onde no seu Capítulo V, Seção I, Art. 29 e § 4º, diz que “A pena é aumentada de metade, se o crime é praticado em unidade de conservação”.

A lista das espécies ameaçadas de extinção recentemente divulgada pelo MMA nos mostrou que o número de espécies que se encontram nessa situação de risco quase triplicou desde o último levantamento, sem dúvida um dos fatores que têm contribuído para esse quadro é o estado de degradação dos ecossistemas somada a falta de efetividade do manejo e de proteção ambiental das unidades de conservação no país. Visando o aprimoramento da gestão das unidades de conservação (UC) e conseqüentemente a conservação da biodiversidade, o Congresso Nacional aprovou um sistema de áreas protegidas ou Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC – LEI 9.985, de 18 de julho de 2000), após oito anos de tramitação na Casa Legislativa. Este sistema vem consolidar uma série de normas e discussão acerca das Unidades de Conservação, suas diversas categorias e sua forma de implantação e manejo.

A lei anteriormente citada no seu capítulo III, Art. 7º divide as unidades de conservação integrantes do SNUC em dois grupos, com características específicas:

- As **unidades de proteção integral**, com objetivo de preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais;
- As **unidades de uso sustentável**, com objetivo de compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais.

As unidades de conservação, de cada um dos grupos estão descrito na tabela 13.

Tabela 13 - Categorias de unidades de conservação.

Unidades de proteção integral	Unidades de uso sustentável
Estação Ecológica	Área de Proteção Ambiental
Reserva Biológica	Área de Relevante Interesse Ecológico
Parque Nacional	Floresta Nacional
Monumento Natural	Reserva Extrativista
Refúgio de Vida Silvestre	Reserva de Fauna
	Reserva de Desenvolvimento Sustentável
	Reserva Particular do Patrimônio Natural

Fonte: lei 9.985, de 18 de julho de 2000

Claramente as unidades de conservação estão divididas segundo uma lógica relacionada prioritariamente com critérios de proteção, na qual as unidades de proteção integral apresentam restrições ao seu uso, ocupação e exploração, mais severas do que as unidades de uso sustentável. Neste sentido, é esperado que a biodiversidade contida nas unidades de proteção integral, estejam desempenhando suas funções ecológicas de forma mais acentuada do que as presentes nas unidades de uso sustentável, portanto, nesta metodologia, propomos o acréscimo de peso para os empreendimentos que afetem diretamente as unidades de proteção integral, conforme o descrito na tabela 14.

Tabela 14 - Peso dos atributos relacionados a presença do animal atropelado em uma área de preservação.

Classificação	Peso
Unidades de proteção integral	
Estação Ecológica	3
Reserva Biológica	3
Parque Nacional	3
Monumento Natural	3
Refúgio de Vida Silvestre	3
Unidades de uso sustentável	
Área de Proteção Ambiental	2
Área de Relevante Interesse Ecológico	2
Floresta Nacional	2
Reserva Extrativista	2
Reserva de Fauna	2
Reserva de Desenvolvimento Sustentável	2
Reserva Particular do Patrimônio Natural	2

Caso o empreendimento analisado não afete diretamente nenhuma unidade de conservação, o peso atribuído será 0. A diferenciação de pesos em relação a área de influencia do empreendimento se torna relevante quando a metodologia proposta for aplicada com o objetivo de se comprar estradas em locais diferentes.

Após a definição do peso correspondente a cada um dos itens que compõe a severidade (densidade populacional, status de conservação, endemismo e presença em área de conservação), foi feita uma média aritmética dos pesos de todos os animais atropelados de forma a resultar em um único valor de severidade correspondente ao período estudado.

4.3 Avaliação do grau de significância do impacto ambiental causado pelo atropelamento

Após a definição da frequência e da severidade do atropelamento, devemos correlacionar os valores, utilizando a tabela 15 para que seja possível obter o enquadramento do grau de significância de impacto ambiental.

Tabela 15 - Grau de significância do impacto ambiental causado pelo atropelamento.

FREQUENCIA DE ATROPELAMENTO									SEVERIDADE
A	B	C	D	E	F	G	H		
								19≥21	
								15≥18	
								12≥15	
								9≥12	
								6≥9	
								3≥6	

Para que seja definido o enquadramento do grau de significância de impacto ambiental (baixo, médio, alto, muito alto e extremamente alto) causado pela rodovia no período estudado deverá ser utilizada a tabela 16.

Tabela 16 - Enquadramento do grau de significância de impacto ambiental em rodovias a partir do atropelamento de vertebrados.

Parâmetros	Grau de significância do impacto ambiental causado pelo atropelamento
	Baixo
	Médio
	Alto
	Muito alto
	Extremamente alto

Novamente tendo em vista o princípio da precaução, sugerimos que:

1 - caso alguma espécie atropelada esteja na categoria criticamente ameaçado (ou criticamente em perigo)(CR) ou 2 – caso mais de 50% das espécies atropeladas

estejam na categoria Ameaçado (ou em perigo) (EM), a classe de impacto ambiental seja considerada crítica, conforme tabela X.

5 ESTUDO DE CASO

Como estudo de caso, a metodologia proposta foi aplicada na Estrada Parque Paraty-cunha, a referida estrada em seu atual traçado consta no Plano Diretor de Transportes do Estado do Rio de Janeiro como Rodovia Estadual RJ-165, estando inserida na Região da Costa Verde, mais especificamente, ligando o município de Paraty, no Rio de Janeiro a Cunha no estado de São Paulo. A região engloba uma das áreas mais importantes de remanescentes da floresta Atlântica no Estado do Rio de Janeiro (ROCHA *et al.*, 2009).

Atualmente a cidade de Paraty é um destino nobre, no cenário turístico do estado do Rio de Janeiro e a Rodovia RJ-165 exerce um importante papel neste cenário. A história do empreendimento se funde com a própria história da cidade e sua relação com a região do Vale do Paraíba, tendo em vista que o seu traçado foi utilizado como rota comercial entre o litoral e o interior.

O caminho, entre Paraty e as terras altas do Rio de Janeiro e São Paulo foi aberto ainda no século XVI e é conhecido como caminho dos Goianazes. Assim a atual Rodovia Estadual RJ 165 faz parte de um sistema que desde o século XVI fazia a ligação entre os atuais estados de São Paulo e Rio de Janeiro; àquela época denominados Caminhos do Ouro. A Vila de Nossa Senhora dos Remédios de Paraty, que gradualmente assume a condição de entreposto comercial, dado à sua posição estratégica na época, entre o mar e a serra, se tornando destino de mercadorias pela sua localização protegida, no fundo da Baía da Ilha Grande. Sua importância ampliou-se no século XVII e XVIII, escoando ouro produzido nas serras rochosas de Minas Gerais.

Paraty tornou-se o segundo porto exportador do país, primeiro o ouro das minas e posteriormente o café do Vale do Paraíba, importando os escravos, especiarias e os luxos e requintes da Europa, que passaram a decorar as residências Fluminenses, Paulistas e Mineiras.

A partir de 1870 o acesso ferroviário entre o Rio de Janeiro e São Paulo, através do Vale do Paraíba, fez com que a antiga Estrada dos Tropeiros perdesse a função, afetando de forma intensa a economia de Paraty. Em 1851, da sua população, estimada em 16 mil pessoas, somente 600 idosos, mulheres e crianças permaneciam

na cidade, isolando Paraty por décadas e mantendo-a acessada por barco. Este isolamento provavelmente contribuiu para a preservação de sua estrutura urbana e de seu patrimônio arquitetônico, hoje tombado como Monumento Nacional e Patrimônio da Humanidade.

5.1 O Parque Nacional da Serra da Bocaina (PNSB)

Por abrigar as maiores extensões de florestas contínuas do Estado do Rio de Janeiro (GOMES *et al.*, 2009), a região do Sul do estado é conhecida como “Costa Verde” e constitui um importante reduto para fauna de vertebrados da Mata Atlântica fluminense.

A Mata Atlântica brasileira é considerada um bioma prioritário para a conservação devido a sua grande biodiversidade e endemismo de suas espécies (MYERS *et al.*, 2000).

Originalmente, ocupava cerca de 12% do território brasileiro, atualmente a cobertura remanescente de Mata Atlântica está estimada entre 11,4 e 16% da sua extensão original (RIBEIRO *et al.*, 2009). A redução drástica da área de mata atlântica teve como principal agente a produção de cana-de-açúcar, café, cacau (DRUMMOND, 1997), pecuária e ao crescimento dos centros urbanos (FISZON *et al.*, 2003). A maior parte dos remanescentes da Mata Atlântica estão representados por fragmentos de mata de pequeno tamanho (RANTA *et al.*, 1998; RIBEIRO *et al.*, 2009), geralmente restringindo-se a cumes de morros circundados por plantações agrícolas e/ou pastagens.

Mais especificamente no Rio de Janeiro, projeções históricas, estimam que originalmente 97% da área do Estado do Rio de Janeiro eram cobertos pela Floresta Atlântica (FUNDAÇÃO S.O.S. MATA ATLÂNTICA/INPE 2002). Por ser um dos Estados com a ocupação mais antiga, o Rio de Janeiro passou por diversos ciclos econômicos de exploração e de produção, a vegetação original foi sendo progressivamente eliminada e descaracterizada, restando atualmente aproximadamente 20% em relação àquela existente originalmente no Estado (GOMES *et al.*, 2009).

Apesar de uma considerável perda de sua cobertura florestal, o Estado do Rio de Janeiro abriga ainda hoje, cerca de 700 espécies de aves (GAGLIARDI, 2011). No que tange a conservação da avifauna fluminense, das 193 espécies de aves presentes na lista brasileira (IBAMA, 2003) e mundial (IUCN, 2011) de espécies ameaçadas, 112 ocorrem na Mata Atlântica (MARINI e GARCIA 2005, OLMOS 2005), ou seja 75% das espécies de aves ameaçadas e endêmicas do Brasil são características deste bioma (MARINI e GARCIA 2005).

Além das aves, o Brasil é um dos maiores detentores de biodiversidade, 10% de todas as espécies de mamíferos existentes e a maior diversidade de primatas do mundo (MYERS *et al.*, 2000). Em relação à herpetofauna, o Brasil é o país com uma das maiores riquezas, em termo de espécies. São registradas: 851 espécies de anuros, 371 de serpentes, 241 de lagartos, 67 anfisbênios, 36 de testudines, 26 de gimnofionos e seis de crocodilianos, segundo dados da Sociedade Brasileira de Herpetologia – SBH (BÉRNILS, 2010; SBH, 2010). Infelizmente, várias destas espécies estão ameaçadas de extinção e são endêmicas, seja em nível nacional (HADDAD, 2008) ou em nível estadual do Rio de Janeiro (BERGALLO *et al.*, 2000).

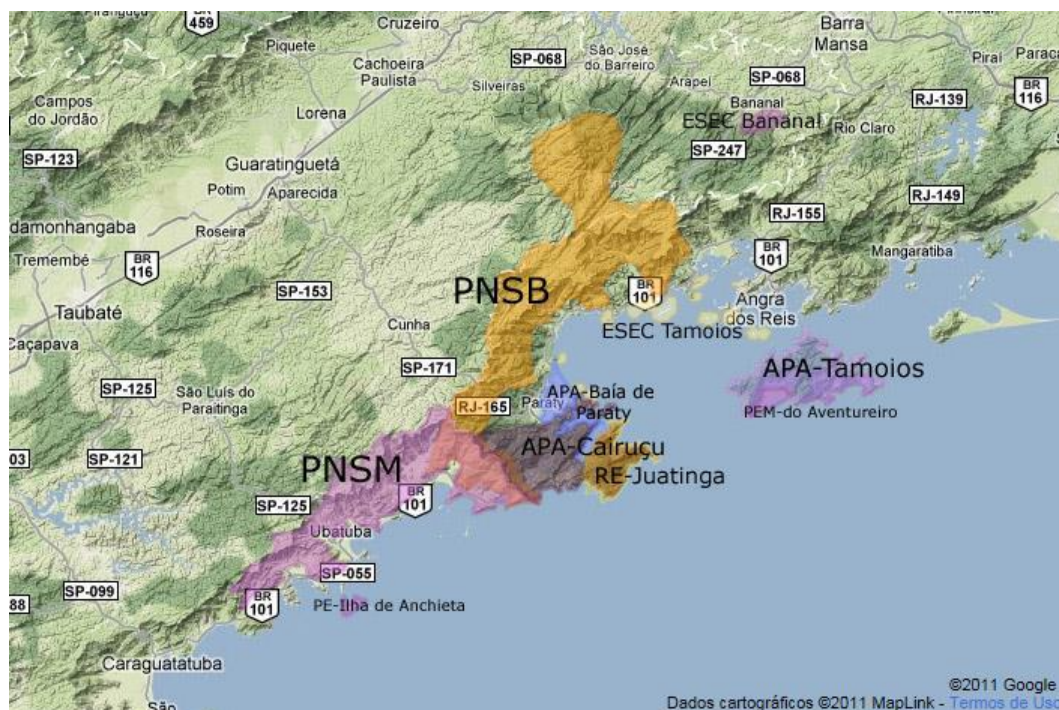
Sob o ponto de vista da região Sul do estado, o município de Paraty é objeto da convivência de cinco Unidades de Conservação, das quais a de maior importância é o Parque Nacional da Serra da Bocaina (PNSB). O PNSB foi criado pelo Decreto Federal nº 68.172 de 04 de fevereiro de 1971, com uma área de 134.000 ha. Posteriormente, passou a totalizar uma área de 104.000 ha, através do Decreto Federal nº 70.694, de 08 de junho de 1972, da qual cerca de 60% concentra-se no Estado do Rio de Janeiro e 40% no estado de São Paulo.

Este Parque representa um importante fragmento do Domínio da Mata Atlântica, Floresta Tropical Pluvial Atlântica, seguida por Florestas de Altitude contendo espécies raras e nativas, com abundância de epífitas. Abrange grandes extensões contínuas de áreas florestadas, sob diversos domínios geomorfológicos. Abrange desde áreas costeiras até vertentes íngremes no alto do planalto dissecado da Bocaina, do nível do mar a 2.088 metros de altitude. É considerado um dos principais redutos de Floresta Atlântica, ainda em bom estado de conservação, apesar de pontos de interferência humana.

O PNSB detém, no seu interior, vestígios dos antigos caminhos indígenas, posteriormente pavimentados, dos grupamentos Guainás, Tamoios e Tupinambás (que habitaram o Vale do Paraíba), gradualmente expulsos do litoral.

O Mosaico da Bocaina é um conjunto de unidades de conservação e áreas protegidas, instituído pela Portaria MMA nº 349, de 11 de dezembro de 2006, que inclui o Parque Estadual da Serra do Mar; Estação Ecológica de Tamoios; Área de Proteção Ambiental da Baía de Paraty, Paraty-Mirim e Saco do Mamanguá; Reserva Ecológica da Juatinga; e Área de Proteção Ambiental do Cairucu, todas conectadas diretamente ao Parque Nacional da Serra da Bocaina (PNSB) (LINO e ALBUQUERQUE, 2007; MOSAICO BOCAINA, 2010).

Figura 2 - Unidades de conservação da região da Serra da Bocaina, formando o Mosaico Bocaina



Fonte. Relatório do Plano básico Ambiental (PBA) IBAMA.. Adaptado de Mosaico Bocaina (2010).

O PNSB apresenta um grande gradiente altitudinal (0–2088 m), que influencia os padrões climáticos da região, e é caracterizada por um clima do tipo tropical úmido, com regime de precipitações sazonais (IBAMA, 2001). É considerado um dos principais redutos de Mata Atlântica, coberto pela Floresta Ombrófila Densa (Submontana, Montana e Alto Montana), Floresta Ombrófila Mista Alto Montana e Campos de Altitude, ainda em bom estado de conservação, apesar de inúmeros

pontos de interferência humana (IBAMA, 2001). A alta diversidade e complexidade natural da área são resultantes das inúmeras combinações entre tipos de relevo, altitudes, características topográficas, rede de drenagem, substrato rochoso, solos e cobertura vegetal natural (IBAMA, 2001).

Apesar do PNSB se destacar pela presença de endemismos e espécies ameaçadas de extinção, até o momento o conhecimento sobre a sua fauna ainda é incipiente. Um levantamento de mamíferos de médio e grande porte do PNSB e entorno registrou 23 espécies (LEOPOLDO, 2010), dentre as quais 11 se encontram ameaçadas de extinção em alguma das listas consultadas, seja IUCN (2014), nacional (MMA, 2014) ou as Listas Estaduais do RJ (BERGALLO *et al.*, 2000) e SP (SMASP, 2009; LEOPOLDO, 2010). Ainda, nas campanhas de levantamento de fauna do presente empreendimento, foram registradas 48 espécies pertencentes a nove ordens (DELICIELLOS *et al.*, 2012; FONSECA *et al.*, 2013).

5.2A rodovia RJ-165

A RJ-165 é uma rodovia do Estado do Rio de Janeiro que liga a BR-101 (rodovia federal – translitorânea) no município de Paraty ao município de Cunha no Estado de São Paulo. O seu traçado segue entrecortando o da antiga Estrada Real do Caminho do Ouro.

Até pouco tempo atrás o seu percurso seguia asfaltado por 14 km, desde o entroncamento com a rodovia Rio-Santos (BR-101) na entrada de Paraty; a partir daí, percorre 9,4 km sem calçamento no atravessamento do Parque Nacional da Serra da Bocaina até a divisa com o Estado de São Paulo, quando volta a ser pavimentada e passa a ser denominada de SP-171 (rodovia Vice-prefeito Salvador Pacetti). Recentemente foi incorporada à rodovia BR-459 (rodovia federal Juscelino Kubitschek de Oliveira) que liga a cidade de Poços de Caldas (MG) a Paraty (RJ) e conecta-se com o Vale do Paraíba do Sul. A figura 3 mostra a localização da área de estudo: RJ 165 – Parque Nacional da Serra da Bocaina – PNSB.

Figura 3 – Localização da Rodovia RJ 165.

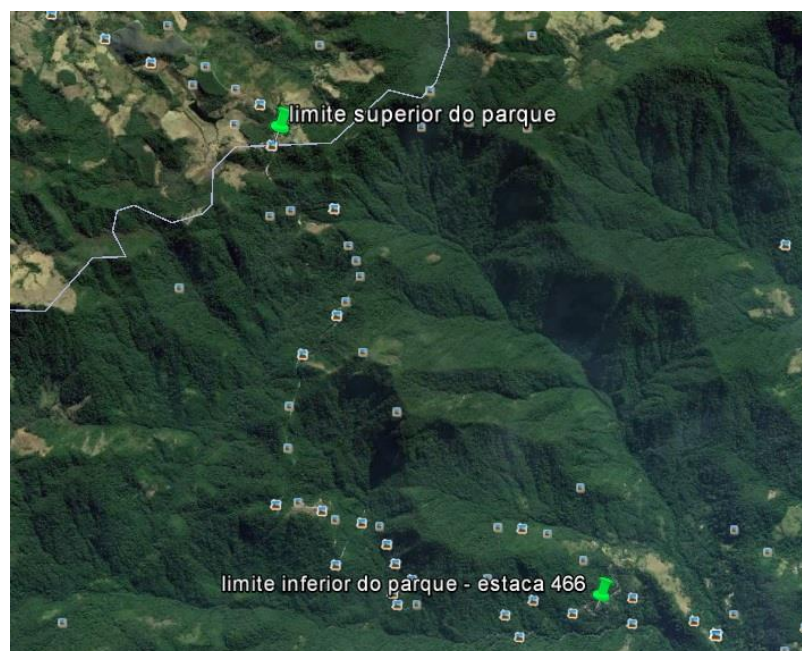


Fonte. Relatório do Plano básico Ambiental (PBA) IBAMA.

A figura 4 mostra as coordenadas do eixo de projeto da rodovia, no trecho a ser pavimentado em seu início e fim são as que se seguem:

- Início da Pavimentação na Estaca 0 – (N) 7 438 013,6780; (E) 516 454,3701;
- Fim da Pavimentação na Estaca 480+11,847 – (N) 7 433 436,121; (E) 518.214,251.

Figura 4 - Coordenadas do eixo de projeto da rodovia, no trecho a ser pavimentado em seu início e fim.



Fonte. Relatório do Plano básico Ambiental (PBA) IBAMA.

Na madrugada de 09 de Janeiro de 2009 ocorreu um desastre natural no Município de Paraty, com uma forte precipitação de chuva na bacia do Rio Perequê-Açu que provocou o desabamento de barreiras e deslizamento de terreno no leito da estrada em diversos pontos numa extensão de aproximadamente 22 km.

Tal situação motivou a decretação de Situação de Emergência pelo município de Paraty através do Decreto nº 003, de 15 de janeiro de 2009, renovada pelo Decreto nº 032, de 15 de janeiro de 2009, sendo a emergência homologada, a nível estadual, pelo Decreto Estadual nº 41.675, de 05 de fevereiro de 2009, também prorrogado através do Decreto Estadual nº 41.889, de 26 de maio de 2009 e reconhecida, no âmbito federal, pela Portaria nº 307, de 31 de março de 2009, do Secretário Nacional de Defesa Civil.

Em função dos estragos ocorridos, a estrada ficou intransitável no trecho do parque e com a acessibilidade entre as cidades de Paraty (RJ) e Cunha (SP) totalmente prejudicada, gerando graves riscos à segurança da população e resultando em danos humanos, materiais, ambientais e ao patrimônio cultural e graves prejuízos econômicos e sociais causados pelo impedimento do fluxo rodoviário.

Visando normalizar a situação da referida estrada, a Fundação Departamento de Estradas de Rodagem do Estado do Rio de Janeiro – DER-RJ realizou, em caráter emergencial, obras de recuperação dos trechos mais atingidos, no entanto as obras suficientes para garantir sua trafegabilidade com as condições técnicas necessárias de segurança não puderam ser realizadas pois envolvem execução de obras estruturais que não foram autorizadas pela Direção do Parque Nacional da Serra da Bocaina (PNSB).

A pavimentação da RJ 165 teve processo de licenciamento junto à administração Estadual (antiga FEEMA) em 1998, tendo passado pelas fases de EIA-RIMA e Audiência Pública. O empreendimento sofreu um interdito proibitório para o trecho em questão, a partir do qual o leito da estrada começou a sofrer deterioração por falta de manutenção e porque as obras emergenciais exigiam cada vez mais intervenções estruturais de contenção de encostas; de drenagem e de pavimentação. Em 2008 a SEOBRA/ DER-RJ retomam o processo de licenciamento anterior, mas então junto ao IBAMA/ICMBio.

Este último propôs medidas que minimizasse a interferência do empreendimento nesse ecossistema, ou seja, buscou realizar um licenciamento

ambiental que apresentasse condicionantes mais rígidas, a fim de mitigar os impactos causados pela rodovia nessa unidade de conservação. A criação da Estrada Parque Parati Cunha foi a solução encontrada para que se pudesse dar prosseguimento as obras de modernização da rodovia RJ-165, preservando assim seus aspectos culturais, naturais e cênicos. Dentre os mecanismos de mitigação adotados estão a execução de obras de drenagem, pontes e pontilhões, obras de recuperação de encostas, execução das zoopassagens inferiores e os portais-guaritas e a contratação de construção dos equipamentos de operação e controle do Parque Nacional da Serra da Bocaina – PNSB e implantação de zoopassagens superiores.

As características do território atravessado e as legislações ambientais do Estado conferem à este trecho da RJ-165 a categoria de Estrada Parque, sobre a qual foram estabelecidos critérios de projetos adequados à minimização de impactos sobre o ambiente.

No Brasil o conceito “Estrada Parque” ainda não possui uma definição única, devido principalmente a escassez de trabalhos referentes ao tema (SORIANO, 2006). Segundo o autor, não há uma definição específica que contemple tal assunto, pois diferentes tipos de rodovias podem ser consideradas estradas parques, desde que essas contemplem algum tipo de atributo natural, cênico, rural ou cultural. Entretanto, de acordo com seus estudos ele chega à conclusão que “estrada parque” é:

“Uma unidade de conservação de grande beleza cênica, cujo formato e dimensões são definidos pela percepção das paisagens naturais e culturais a serem protegidas, a partir de uma rota principal, a estrada, e que se destina a recreação e ao lazer ao longo desta, e também como forma de promover a integração homem-natureza e o desenvolvimento sustentável da região de sua influência.”

Ele cita também que as estradas-parque brasileiras são concebidas como sendo apenas estradas que passam por regiões de beleza cênica e ou atrativos turísticos com delimitação restrita a uma pequena área marginal. Além disso, as propostas de implantação de estradas-parque em unidades de conservação ou em áreas de preservação permanente têm como objetivo final, o asfaltamento, quer seja para viabilizar a simples passagem por estas ou para a promoção do turismo.

Da-ré e Arcari (1998) cita que a proposta de Estrada-parque vai muito além da obra física da via de acesso em si, transcendendo para condição de ferramenta ou mecanismo catalisador de um modelo de desenvolvimento integrado de conservação ambiental, cujas bases permitem a auto-sustentabilidade econômica e ecológica em longo prazo. Já Dourojeanni (2003) contrapõe o intuito das criações das Estradas Parques nos Estados Unidos e no Brasil, nestes países respectivamente, um valoriza a apreciação da paisagem e o outro busca a preservação da natureza, algo que segundo o autor, não ocorre de fato. Assim, ele sugere que estabeleçamos diversos tipos de estradas parque, seja para grandes rodovias, nos trechos em que existem paisagens excepcionais; em rodovias menores com atrativos naturais perto do eixo viário e ou paisagens privilegiadas ou; como no caso do Pantanal, em estradas que atravessam locais excepcionalmente ricos em recursos naturais, em especial de fauna.

Sob um aspecto legal, pouco conteúdo existe com relação a estes tipos de empreendimentos. De acordo com Soriano (2006), a primeira referência oficial sobre Estradas Parque no Brasil e praticamente a única existente de âmbito federal é do Plano do Sistema de Unidades de Conservação do Brasil. Neste documento é apresentado apenas o que se consideraria uma Estrada-parque assinalando, por meio de um quadro resumo, os objetivos básicos dessa categoria.

No Estado do Rio de Janeiro, o Decreto 40.979, de outubro de 2007, estabelece que a construção de uma estrada-parque seja a menos impactante possível, reduzindo ao máximo as interferências negativas no meio ambiente, como as provocadas por aterros, drenagens de áreas úmidas e cortes de talude. Em uma estrada-parque devem ser implantados redutores de velocidade, ciclovias e vias para pedestres, mirantes naturais, pontos de parada (estacionamentos ou áreas de lazer), guaritas, sinalização, centro de visitantes, um conselho gestor e “zoopassagens” – túneis subterrâneos para passagem de animais (RIO DE JANEIRO, 2015).

No Estado Fluminense o primeiro projeto de Estrada Parque a sair do papel foi em 2011, sendo as obras de modernização da Estrada Parque Capelinha-Mauá (RJ-163), no Município de Resende (RIO DE JANEIRO, 2015). Considerando que a Estrada Parque Parati-Cunha (RJ-165) atravessa uma área de proteção ambiental com um valioso potencial turístico, cultural e cênico, toda intervenção neste espaço geográfico tem como critério fundamental a preservação destas características que

lhes são inerentes. Assim, busca-se minimizar os impactos das obras sobre a floresta remanescente, considerando-a como habitat natural da fauna, adotando-se soluções construtivas que permitam que o ambiente natural seja preservado e na área onde há intervenções diretas se recuperem e se expandam.

5.3 Aplicação da metodologia proposta – AVALIAÇÃO TEMPORAL

Neste estudo de caso, aplicaremos a metodologia proposta na Estrada Parque Paraty-Cunha (RJ-165) em diferentes fases de implantação e trechos, objetivando o acompanhamento dos impactos ambientais relacionados ao atropelamento de animais vertebrados.

As ações de monitoramento e de controle de atropelamento da fauna descritas no Plano Básico Ambiental (PBA) das obras de modernização da RJ-165, foram realizados em campanhas trimestrais/semestrais, compreendidos entre agosto de 2013 e dezembro de 2015, divididos em 4 campanhas com duração total de 263 dias. Durante esse período, o trecho de 9,4 Km da RJ-165 foi percorrido de carro, uma vez ao dia (ida e volta) na busca de animais atropelados.

A aplicação da metodologia proposta no padrão temporal é muito importante, pois através dele é possível descobrir tendências ao longo dos anos e, conseqüentemente, direcionar esforços para a conservação da biodiversidade (DNIT, 2012) bem como investir de forma efetiva ao longo do desenvolvimento de determinado empreendimento. Portanto, conhecer os padrões temporais não apenas durante o dia, mas também por um determinado período é imprescindível. (REIS, 2015).

1° Passo – Definição da frequência de atropelamento

Conforme descrito na metodologia, o cálculo da frequência de atropelamento se dá através do confronto entre a taxa de atropelamento (indivíduos/km/dia) semestralmente entre agosto de 2013 e dezembro de 2015, e as classes propostas na tabela 8. Especificamente neste caso, a extensão do trecho monitorado é de 9,4 Km e as campanhas variaram de 10 a 19 dias por mês, utilizando-se o método de observação visual direta para o encontro de animais atropelados.

Optamos por efetuar as avaliações de frequência por semestre, para posterior comparação entre estes períodos, no entanto, lembramos que é possível empregar avaliação em qualquer período que se pretenda avaliar ou até mesmo fazer uma única avaliação para todo o período do empreendimento, ou realizar a avaliação por trechos da rodovia. Os resultados relativos a frequência semestral estão descritos na tabela 17.

Tabela 17 - Frequência de atropelamentos de animais vertebrados na estrada Paraty-Cunha (RJ-165) nos semestres 2013/2 a 2015/2.

campanha	período		n° de dias	n° de atropelamentos	Frequência de atropelamento (ind./Km/dia)	Categoria de frequência
	ano	mês				
4	2013/2	Ago./Set.	10	1	0,01	E
5		Set.	10	5	0,05	
6		Out.	10	5	0,05	
7		Nov.	15	9	0,06	
8		Dez.	10	2	0,02	
MÉDIA					0,038	
9	2014/1	Jan.	19	9	0,05	D
10		Fev.	18	5	0,03	
11		Mar.	16	7	0,05	
12		Abr.	15	1	0,01	
13		Mai.	12	2	0,02	
14		Jun.	11	1	0,01	
MÉDIA					0,028	
15	2014/2	Julh.	12	0	0,00	E
16		Ago.	10	1	0,01	
17		Set.	9	3	0,04	
18		Out.	11	11	0,11	
19		Nov.	15	4	0,03	
20		Dez.	15	7	0,05	
MÉDIA					0,04	
21	2015/1	Jan.	15	5	0,04	C
22		Fev.	18	1	0,01	
23		Mar.	18	5	0,03	
24		Abr.	20	2	0,01	
25		Mai.	14	1	0,01	
26		Jun.	16	2	0,01	
MÉDIA					0,018	
27	2015/2	Jul.	10	1	0,01	G
28		Ago.	09	13	0,15	
29		Set.	10	45	0,48	
30		Out.	10	22	0,23	
31		Nov.	09	19	0,22	
32		Nov/Dez.	10	30	0,32	
MÉDIA					0,235	

Obs. Para melhor compreensão das categorias vide tabela 8

2º Passo – Definição da severidade

Reiterando que a composição da severidade é baseado na pontuação obtida segundo atributos, são eles:

- Densidade populacional local;
- Status de conservação da fauna atropelada.
- Endemismo;
- Atropelamento em área de preservação;

O atributo densidade populacional depende da aplicação do índice de constância, conforme preconizado por Dajoz (1972), na fauna local.

Após a definição das classes de frequência de atropelamento, deve-se definir a severidade dos atropelamentos, para isso, primeiramente é preciso conhecer todos os animais atropelados, neste caso, separadamente pelos semestres 2013/2 a 2015/2, bem como o conhecimento dos animais encontrados nas campanhas de monitoramento realizadas e seu respectivo índice de constância.

No caso específico na estrada Paraty-Cunha a obtenção de dados primários sobre a fauna local foi realizada pelos professorespesquisadores e alunos da UERJ em 3 campanhas realizadas nos seguintes períodos, e por terem sido realizadas por equipes diferentes foram designadas, para efeito deapresentação neste EA, como Primeira e Segunda Campanhas e Terceira Campanha:

- Jan/fevereiro 2010 para moluscos, insetos terrestres, macroinvertebradosaquáticos bentônicos, peixes, anfíbios e reptéis e aves e mamíferos. Tendo sidoapresentada ao IBAMA e considerada insuficiente.

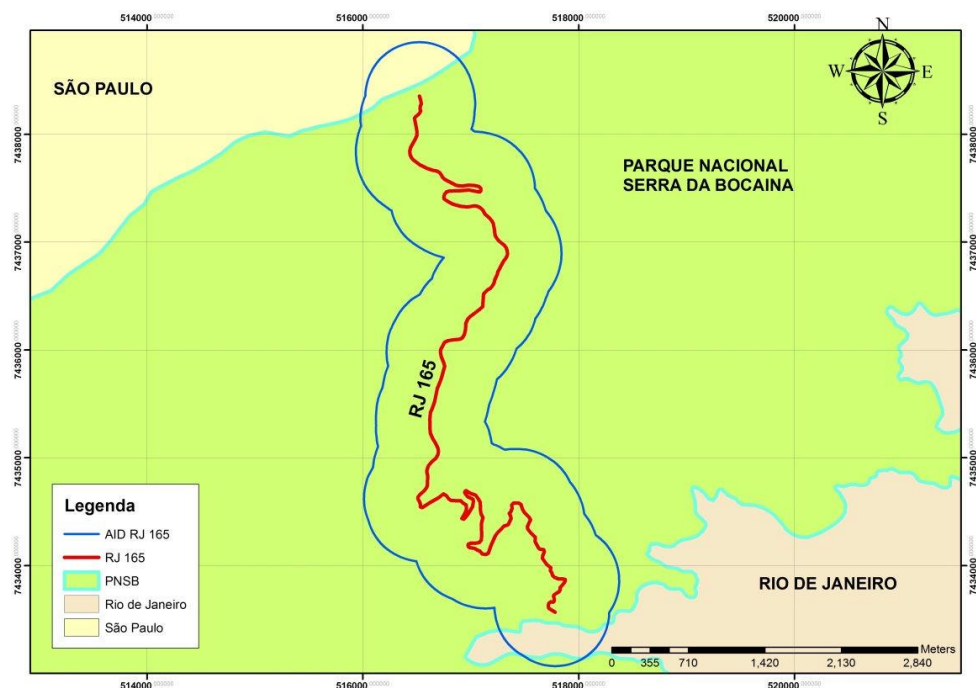
- Em complementação, foi programada uma segunda campanha, realizada no período de 02 a 08 de maio de 2011 para pequenos mamíferos e no que foiconsolidada com a Primeira Campanha, tendo sido considerada também insuficiente pelo IBAMA.

- Foi então programada uma terceira campanha de levantamento de fauna devertebrados que ocorreu no período entre 27 de julho e 07 de agosto de 2011 e incluiu inventário de ictiofauna, herpetofauna, mastofauna e avifauna, com o objetivo de complementar os estudos ambientais tais como requisitados na NotaTécnica N.º 73/2011 – COTRA/CGTMO/DILIC/IBAMA e discutidos em reunião em Brasília, na sede do IBAMA, dia 18 de julho de 2011, que está consolidada nesteEA, para fins de apresentação, como terceira Campanha.

Levantamento de Fauna

Em junho de 2013 teve início o Programa de Monitoramento de Fauna nas áreas de influência da obra de pavimentação da RJ-165, no trecho inserido no interior do Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Município de Paraty, RJ. Primeiramente foi delimitada a área de influência direta (AID).

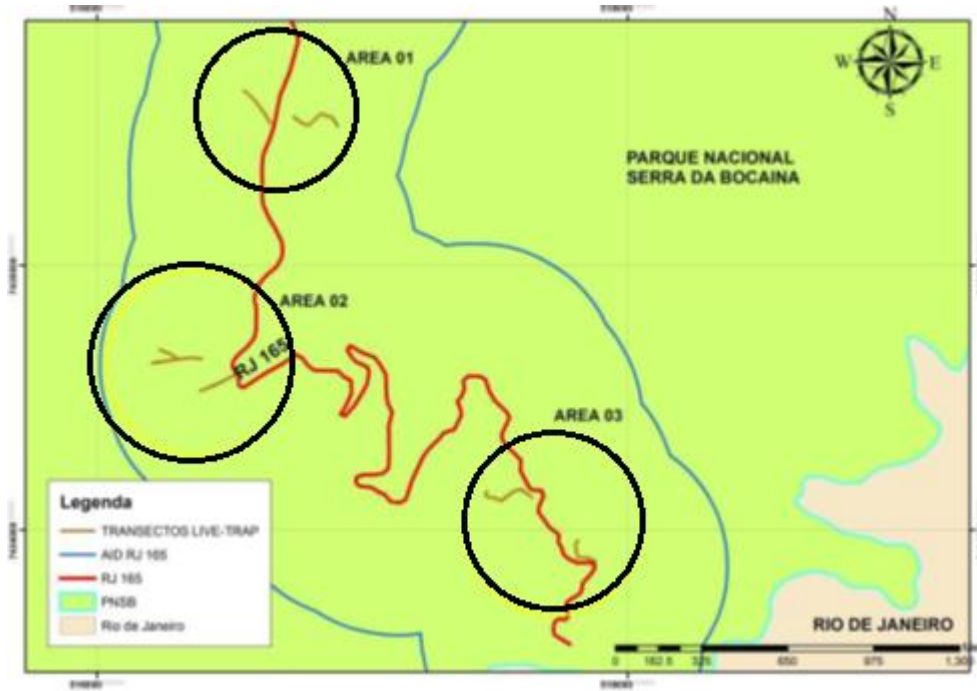
Figura 5 - Trecho da rodovia RJ-165 inserido no Parque Nacional da Serra da Bocaina e área de influência direta (AID).



Fonte. Relatório do Plano básico Ambiental (PBA) IBAMA.

Ao longo do trecho da rodovia a ser pavimentado foram determinadas três áreas para amostragem de fauna durante as campanhas de monitoramento, de modo a contemplar três diferentes níveis de altitude (Figura 6).

Figura 6 - Áreas de amostragem de mamíferos



. Fonte. Relatório do Plano básico Ambiental (PBA) IBAMA.

Adicionalmente, uma área controle ou área 4 foi escolhida fora da AID (área de influência direta), cujo acesso é feito pela estrada vicinal que sai da RJ-165 no trecho onde está localizada a área de amostragem 2.

Foram realizadas 3 campanhas de monitoramento de fauna, cujo o resultado está apresentado na tabela 17. Importante ressaltar que o número de indivíduos descritos nesta tabela não se refere apenas aos animais capturados, mas também aos animais identificados indiretamente através de pegadas, avistamentos, vocalização, armadilha fotográfica e etc. Nas três campanhas de monitoramento foram empregados ao total 18 dias de coletas.

Os dados referentes a composição da fauna local e seu respectivo índice de constância, conforme preconizado por Dajoz (1972), estão descritos na tabela 18.

Tabela 18 - Levantamento de vertebrados e seus respectivos índices de constância.

MAMÍFEROS			
Espécie	N. total/indivíduos	Índice constância	Classificação
<i>Didelphis aurita</i>	18	23,38	Acidental
<i>Marmosops incanus</i>	4	5,19	Acidental
<i>Akodon serrensis</i>	4	5,19	Acidental

<i>Delomys sp.</i>	22	28,57	Acessória
<i>Euryoryzomys russatus</i>	7	9,09	Acidental
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	5	6,49	Acidental
<i>Cerdocyon thous</i>	1	1,30	Acidental
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	1	1,30	Acidental
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	2	2,60	Acidental
<i>Blarinomys sp.</i>	1	1,30	Acidental
<i>Trinomys dimidiatus</i>	2	2,60	Acidental
<i>Alouatta guariba</i>	1	1,30	Acidental
<i>Cavia sp.</i>	1	1,30	Acidental
<i>Philander frenatus</i>	3	3,90	Acidental
<i>Akodon cursor</i>	1	1,30	Acidental
<i>Chironectes minimus</i>	1	1,30	Acidental
<i>Dasypus novemcinctus</i>	1	1,30	Acidental
<i>Tayassu pecari</i>	1	1,30	Acidental
<i>Puma concolor</i>	1	1,30	Acidental
ANFÍBIOS			
Espécie	N. total/indivíduos	Índice constância	Classificação
<i>Hylodes phyllodes</i>	2	3,08	Acidental
<i>Hylodes nasus</i>	12	18,46	Acidental
<i>Cycloramphus boraceiensis</i>	4	6,15	Acidental
<i>Scinax tupinamba</i>	4	6,15	Acidental
<i>Ischnocnema parva</i>	15	23,08	Acidental
<i>Ischnocnema guentheri</i>	4	6,15	Acidental
<i>Paratelmatobius gaigeae</i>	6	9,23	Acidental
<i>Brachycephalus hermogenesi</i>	1	1,54	Acidental
<i>Bockermanohyla circumdata</i>	2	3,08	Acidental
<i>Scinax obtriangulatus</i>	3	4,62	Acidental
<i>Leptodactylus marmoratus</i>	1	1,54	Acidental
<i>Ischnocnema hoehnei</i>	1	1,54	Acidental
<i>Rhinella icterica</i>	1	1,54	Acidental
<i>Haddadus binotatus</i>	1	1,54	Acidental
<i>Proceratophrys appendiculata</i>	1	1,54	Acidental
<i>Aplastodiscus callipygius</i>	1	1,54	Acidental
<i>Aplastodiscus perviridis</i>	1	1,54	Acidental
<i>Hypsiboas faber</i>	1	1,54	Acidental
<i>Scinax v-signatus</i>	1	1,54	Acidental
<i>Hylodes asper</i>	1	1,54	Acidental
<i>Leptodactylus marmoratus</i>	1	1,54	Acidental

<i>Paratelmatobius gaigeae</i>	1	1,54	Acidental
RÉPTEIS			
Espécie	N. total/indivíduos	Índice constância	Classificação
<i>Ophiodes striatus</i>	1	20	Acidental
<i>Atractus francoi</i>	1	20	Acidental
<i>Oxyrhopus clathratus</i>	1	20	Acidental
<i>Tomodon dorsatus</i>	1	20	Acidental
<i>Bothrops fonsecai</i>	1	20	Acidental
AVES			
Espécie	N. total/indivíduos	Índice constância	Classificação
<i>Tinamus solitarius</i>	1	0,89	Acidental
<i>Crypturellus obsoletus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Odontophorus capueira</i>	1	0,89	Acidental
<i>Cathartes aura</i>	1	0,89	Acidental
<i>Coragyps atratus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Leptodon cayanensis</i>	1	0,89	Acidental
<i>Rupornis magnirostris</i>	1	0,89	Acidental
<i>Spizaetus tyrannus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Milvago chimachima</i>	1	0,89	Acidental
<i>Aramides cajanea</i>	1	0,89	Acidental
<i>Aramides saracura</i>	1	0,89	Acidental
<i>Cariama cristata</i>	1	0,89	Acidental
<i>Patagioenas picazuro</i>	1	0,89	Acidental
<i>Patagioenas plumbea</i>	1	0,89	Acidental
<i>Leptotila rufaxilla</i>	1	0,89	Acidental
<i>Pyrrhura frontalis</i>	1	0,89	Acidental
<i>Brotogeris tirica</i>	1	0,89	Acidental
<i>Pionopsitta pileata</i>	1	0,89	Acidental
<i>Piaya cayana</i>	1	0,89	Acidental
<i>Megascops choliba</i>	1	0,89	Acidental
<i>Phaethornis ruber</i>	1	0,89	Acidental
<i>Phaethornis eurynome</i>	1	0,89	Acidental
<i>Eupetomena macroura</i>	1	0,89	Acidental
<i>Florisuga fusca</i>	1	0,89	Acidental
<i>Stephanoxis lalandi</i>	1	0,89	Acidental
<i>Thalurania glaucopis</i>	1	0,89	Acidental
<i>Clytolaema rubricauda</i>	1	0,89	Acidental
<i>Trogon viridis</i>	1	0,89	Acidental
<i>Trogon surrucura</i>	1	0,89	Acidental

<i>Ramphastos vitellinus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Ramphastos dicolorus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Pteroglossus bailloni</i>	1	0,89	Acidental
<i>Veniliornis spilogaster</i>	1	0,89	Acidental
<i>Mackenziaena leachii</i>	1	0,89	Acidental
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	1	0,89	Acidental
<i>Dysithamnus stictothorax</i>	1	0,89	Acidental
<i>Dysithamnus mentalis</i>	1	0,89	Acidental
<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Myrmotherula gularis</i>	1	0,89	Acidental
<i>Drymophila ferruginea</i>	1	0,89	Acidental
<i>Drymophila genei</i>	1	0,89	Acidental
<i>Pyriglena leucoptera</i>	1	0,89	Acidental
<i>Myrmeciza squamosa</i>	1	0,89	Acidental
<i>Conopophaga lineata</i>	1	0,89	Acidental
<i>Conopophaga melanops</i>	1	0,89	Acidental
<i>Grallaria varia</i>	1	0,89	Acidental
<i>Chamaeza campanisona</i>	1	0,89	Acidental
<i>Chamaeza ruficauda</i>	1	0,89	Acidental
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	1	0,89	Acidental
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Lepidocolaptes squamatus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	1	0,89	Acidental
<i>Synallaxis spixi</i>	1	0,89	Acidental
<i>Philydor atricapillus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Anabazenops fuscus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Lochmias nematura</i>	1	0,89	Acidental
<i>Heliobletus contaminatus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Xenops rutilans</i>	1	0,89	Acidental
<i>Mionectes rufiventris</i>	1	0,89	Acidental
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Hemitriccus diops</i>	1	0,89	Acidental
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	1	0,89	Acidental
<i>Phyllomyias virescens</i>	1	0,89	Acidental
<i>Camptostoma obsoletum</i>	1	0,89	Acidental
<i>Phylloscartes oustaleti</i>	1	0,89	Acidental
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	1	0,89	Acidental

<i>Myiophobus fasciatus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Hirundinea ferruginea</i>	1	0,89	Acidental
<i>Lathrotriccus euleri</i>	1	0,89	Acidental
<i>Myiodynastes maculatus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Tyrannus melancholicus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Rhytipterna simplex</i>	1	0,89	Acidental
<i>Myiarchus swainsoni</i>	1	0,89	Acidental
<i>Carpornis cucullata</i>	1	0,89	Acidental
<i>Procnias nudicollis</i>	1	0,89	Acidental
<i>Chiroxiphia caudata</i>	1	0,89	Acidental
<i>Oxyruncus cristatus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Tityra cayana</i>	1	0,89	Acidental
<i>Pachyramphus castaneus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Pachyramphus validus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	1	0,89	Acidental
<i>Vireo olivaceus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Hylophilus poicilotis</i>	1	0,89	Acidental
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	1	0,89	Acidental
<i>Turdus flavipes</i>	1	0,89	Acidental
<i>Turdus rufiventris</i>	1	0,89	Acidental
<i>Turdus albicollis</i>	1	0,89	Acidental
<i>Saltator fuliginosus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Saltator coerulescens</i>	1	0,89	Acidental
<i>Saltator maxillosus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Trichothraupis melanops</i>	1	0,89	Acidental
<i>Tachyphonus coronatus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Ramphocelus bresilius</i>	1	0,89	Acidental
<i>Thraupis sayaca</i>	1	0,89	Acidental
<i>Thraupis cyanoptera</i>	1	0,89	Acidental
<i>Thraupis ornata</i>	1	0,89	Acidental
<i>Thraupis palmarum</i>	1	0,89	Acidental
<i>Tangara seledon</i>	1	0,89	Acidental
<i>Tangara cyanocephala</i>	1	0,89	Acidental
<i>Tangara desmaresti</i>	1	0,89	Acidental
<i>Dacnis cayana</i>	1	0,89	Acidental
<i>Hemithraupis flavicollis</i>	1	0,89	Acidental
<i>Zonotrichia capensis</i>	1	0,89	Acidental
<i>Poospiza lateralis</i>	1	0,89	Acidental

<i>Sporophila caerulescens</i>	1	0,89	Acidental
<i>Basileuterus culicivorus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Cacicus chrysopterus</i>	1	0,89	Acidental
<i>Euphonia pectoralis</i>	1	0,89	Acidental

Espécie constante- $\geq 50\%$;

Espécie acessória- $25\% \leq C < 50\%$;

Espécie acidental ou rara- $C < 25\%$.

Já os dados referentes aos animais atropelados durante o monitoramento da rodovia Paraty-cunha (RJ-165), por período, estão descritos na tabela 19.

Tabela 19 – Espécies atropeladas na rodovia Paraty-cunha (RJ-165) durante o período de 2013/2 a 2015/1

período		Nome científico	Nome popular
ano	mês		
2013/2	Set.	<i>Conopophaga lineata</i>	Chupa Dente
		<i>Hypsiboas circumdata</i>	Anfibio
		<i>Micrurus decoratus</i>	Cobra Coral
		<i>Sooretamys angouya</i>	Rato do Mato
		<i>Didelphis aurita</i>	Gambá
	Out.	<i>Xenodon neuwiedii</i>	Jararaquinha
		<i>Oxyhropus clathratus</i>	Falsa cobra coral
		<i>Echinchthera sp.</i>	Cobra Papa Rã
		<i>Xenodon neuwiedii</i>	Jararaquinha
		<i>Serpente não identificada</i>	Serpente
	Nov.	<i>Tropidodryas striaticeps</i>	Cobra Cipó
		<i>Oxyhropus clathratus</i>	Cobra Coral
		<i>Micrurus corallinus</i>	Cobra Coral
		<i>Echinchthera ephalostriata</i>	Cobra Papa Rã
		<i>Hypsiboas circumdata</i>	Perereca
		<i>Salvator merianae</i>	Lagarto Teiú
		<i>Micrurus corallinus</i>	Cobra Coral
		<i>Bothrops jararacussu</i>	Jararaca
	Dez.	<i>Thamnodynastes nattereri</i>	Jararaca Tapete
		<i>Micrurus decoratus</i>	Cobra Coral
2014/1	Jan.	<i>Echinchthera ephalostriata</i>	Cobra Papa Rã
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		<i>Bothrops fonsecai</i>	Urutu
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		<i>Serpente não identificada</i>	Serpente
		<i>Cabassous tatouay</i>	Tatu de Rabo Mole
		<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Coelho Tapiti
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Oxyhropus clathratus</i>	Cobra Coral
	Fev.	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		<i>Xenodon neuwiedii</i>	Jararaquinha
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		<i>Oxyhropus clathratus</i>	Cobra Coral
		<i>Sporophila caerulescens</i>	Coleirinho
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
Mar.	<i>Sporophila caerulescens</i>	Coleirinho	

		<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha	
		<i>Didelphis aurita</i>	Gambá de Orelhas Pretas	
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	
		<i>Oxyhropus clathratus</i>	Cobra Coral	
		<i>Didelphis aurita</i>	Gambá de Orelhas Pretas	
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	
	Abr.	<i>Taeniophallus affinis</i>	Cobra de Cabeça Preta	
	Mai.	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	
		<i>Leposternon microcephalum</i>	Cobra de Duas Cabeças	
Jun.	<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha		
2014/2	Julh.	-	-	
	Ago.	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá de Orelha Preta	
	Set.	<i>Atractus francoi</i>	Gambá de Orelha Preta	
		<i>Echianthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã	
		Lagarto não identificado	Lagarto	
	Out.	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	
		<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha	
		<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	
		<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha	
		<i>Echianthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã	
		<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	
		Lagarto não identificado	Lagarto	
	Nov.	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	
		<i>Caracara plancus</i>	Caracara	
		<i>Enyalius perditus</i>	Papa Vento	
		<i>Mackenziaena leachii</i>	Borralhara Assobiadora	
	Dez.	<i>Echianthera Cefalostriat</i>	Cobra Papa Rã	
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	
		<i>Thalurania glaucopis</i>	Beija Flor de Fronte Vileta	
		<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	
		<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	
	<i>Nyctibius griseus</i>	Mãe da Lua		
	2015/1	Jan.	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá de Orelha Preta
			Serpente não identificada	Serpente
			<i>Xenodon neuwiedii</i>	Falsa Jararaca
			<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
<i>Tomodon dorsatus</i>			Cobra Corre Campo	
Fev.		<i>Thamnodynastes sp.</i>	Cobra Corredeira	
Mar.		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	
		<i>Didelphis aurita</i>	Gambá de Orelha Preta	
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	
Abr.		<i>Chamaeza campanisona</i>	Tovaca Campainha	
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	
Mai.		<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	
Jun.		<i>Echianthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã	
		<i>Chamaeza campanisona</i>	Tovaca Campainha	
2015/2		Jul.	<i>Oxyrhopus clathratus</i>	Cobra Coral
	Ago.	Mamífero não identificado	Mamífero	
		<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha	
<i>Gracilinanus microtarsus</i>		Cuíca		

		<i>Enyalius</i> sp.	Papa Vento
		<i>Anoura caudifer</i>	Morcego
		<i>Oligoryzomys</i> sp.	Rato do Mato
		<i>Clytolaema rubricauda</i>	Beija Flor Rubi
		<i>Enyalius</i> sp.	Papa Vento
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		Serpente não identificada	Serpente
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Enyalius</i> sp.	Papa Vento
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Hipsiboas</i> sp.	Perereca
		<i>Micrurus decoratus</i>	Cobra Coral
		<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		<i>Echivanthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		<i>Echivanthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		Lagarto não identificado	Lagarto
		<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca
		<i>Hipsiboas</i> sp.	Perereca
		<i>Oxyrhopus clathratus</i>	Cobra Coral
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca
		<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		<i>Oxyrhopus clathratus</i>	Cobra Coral
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca
		<i>Enyalius</i> sp.	Papa Vento
		Anfíbio não identificado	Anfíbio
		<i>Echivanthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã
		Serpente não identificada	Serpente
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		Serpente não identificada	Serpente
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		<i>Thamnodynastes nattereri</i>	Jararaca Tapete
		<i>Didelphis aurita</i>	Gambá de Orelha Preta
		<i>Oxyrhopus clathratus</i>	Cobra Coral
		<i>Thamnodynastes nattereri</i>	Jararaca Tapete
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		Lagarto não identificado	Lagarto
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		Lagarto não identificado	Lagarto
		<i>Enyalius</i> sp.	Papa Vento
	Out.	<i>Xenodon neuwiedii</i>	Falsa Jararaca
		<i>Enyalius</i> sp.	Papa Vento

		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Mussurana montana</i>	Cobra Coral Falsa
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Hypsiboas</i> sp.	Perereca
		<i>Echianthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã
		<i>Didelphis aurita</i>	Gambá de Orelha Preta
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Xenodon neuwiedii</i>	Falsa Jararaca
		<i>Lagarto não identificado</i>	<i>Lagarto</i>
		<i>Proceratophrysboiei</i>	Sapo Boi
		<i>Enyalius</i> sp.	Papa Vento
		<i>Echianthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã
		<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra
		<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha
		<i>Hypsiboas</i> sp.	Perereca
		<i>Serpente não identificada</i>	<i>Serpente</i>
		<i>Xenodon neuwiedii</i>	Falsa Jararaca
	Nov.	<i>Micrurus corallinus</i>	Cobra Coral Verdadeira
		<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha
		<i>Basileuterus culicivorus</i>	Pula Pula
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Thamnodynastes</i> sp.	Cobra Corredeira
		<i>Enyalius</i> sp.	Lagarto Papa Vento
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca
		<i>Ophiodes striatus</i>	Cobra de Vidro
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Caracara plancus</i>	Caracará
		<i>Dipsas incerta</i>	Come Lesma
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		<i>Micrurus decoratus</i>	Cobra Coral Verdadeira
		<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
		Dez.	<i>Rhinella icterica</i>
	<i>Rhinella icterica</i>		Sapo Cururu
	<i>Furnarius rufus</i>		<i>João de Barro</i>
	<i>Rhinella icterica</i>		Sapo Cururu
	<i>Synalaxis spixi</i>		<i>Joãotenenén</i>
	Roedor não identificado		Roedor
	<i>Dipsas incerta</i>		Cobra Papa Lesma
	<i>Enyalius</i> sp.		Lagarto Papa Vento
	<i>Hypsiboas</i> sp.		Perereca
	<i>Rhinella icterica</i>		Sapo Cururu
	<i>Xenodon neuxiedii</i>		Falsa Jararaca
	<i>Enyalius</i> sp.		Lagarto Papa Vento
	<i>Enyalius</i> sp.		Lagarto Papa Vento
	Roedor não identificado		Roedor
	<i>Hypsiboas</i> sp.		Perereca
	<i>Rhinella icterica</i>		Sapo Cururu
	<i>Hypsiboas</i> sp.		Perereca
	Roedor não identificado	Roedor	

	<i>Enyalius sp.</i>	Lagarto Papa Vento
	<i>Echivanthera sp.</i>	Cobra Papa Rã
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu
	Roedor não identificado	Roedor
	<i>Enyalius sp.</i>	Lagarto Papa Vento
	<i>Salvator merianae</i>	Lagarto Teiú
	Roedor não identificado	Roedor
	<i>Dipsas incerta</i>	Cobra Papa Lesma
	<i>Enyalius sp.</i>	Lagarto Papa Vento
	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá de Orelha Preta
	Roedor não identificado	Roedor

De posse dos dados relativos ao índice de constância da fauna local bem como o do monitoramento de animais atropelados, é possível a definição da severidade através do estabelecimento da pontuação referente a cada espécie atropelada por período estudado, no caso período semestral, segundo os critérios adotados.

Conforme descrito anteriormente, a severidade será definida a partir do somatório dos pesos relativos aos atributos, concernente a cada uma das espécies atropeladas e posteriormente a média aritméticas destes valores para cada um dos períodos estudados, lembrando que os seguintes atributos foram estabelecidos para a composição da severidade:

- Densidade populacional local;
- Status de conservação da fauna atropelada.
- Endemismo;
- Atropelamento em área de preservação;

Tabela 20 - Espécies atropeladas na rodovia Paraty-cunha (RJ-165) durante o período de 2013/2 a 2015/1 e seus respectivos valores de severidade conforme proposto na metodologia apresentada.

Período	Espécie		SEVERIDADE						Total (Σ pesos)
			Densidade populacional		Status conservação		Endemismo	Área de preservação	
	Nome científico	Nome popular	Índice constância	Peso	Status conservação	Peso			
2013/2	<i>Conopophaga lineata</i>	Chupa Dente	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Hypsiboas circumdata</i>	Anfibio	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Micrurus decoratus</i>	Cobra Coral	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Sooretamys angouya</i>	Rato do Mato	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Xenodon neuwiedii</i>	Jararaquinha	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Oxyhropus clathratus</i>	Falsa cobra coral	Não encontrado	6	NA	3	2	2	13
	<i>Echinanthera sp.</i>	Cobra Papa Rã	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Xenodon neuwiedii</i>	Jararaquinha	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	Serpente não identificada	Serpente	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Tropidodryas striaticeps</i>	Cobra Cipó	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Oxyhropus clathratus</i>	Cobra Coral	Não encontrado	6	NA	3	2	2	13
	<i>Micrurus corallinus</i>	Cobra Coral	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Echinanthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Hypsiboas circumdata</i>	Perereca	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Salvator merianae</i>	Lagarto Teiú	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Micrurus corallinus</i>	Cobra Coral	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Bothrops jararacussu</i>	Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Thamnodynastes nattereri</i>	Jararaca Tapete	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Micrurus decoratus</i>	Cobra Coral	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
<i>Echinanthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13	
SEVERIDADE (média) (semestre 2013/2)									12.95
2014/1	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Bothrops fonsecai</i>	Urutu	Acidental	8	VU	5	2	2	17
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	Serpente não identificada	Serpente	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Cabassous tatouay</i>	Tatu de Rabo Mole	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Coelho Tapiti	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14

	<i>Oxyhropus clathratus</i>	Cobra Coral	Não encontrado	6	NA	3	2	2	13
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Xenodon neuwiedii</i>	Jararaquinha	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Oxyhropus clathratus</i>	Cobra Coral	Acidental	8	NA	3	2	2	15
	<i>Sporophila caerulescens</i>	Coleirinho	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Sporophila caerulescens</i>	Coleirinho	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha	Acidental	8	VU	5	2	2	17
	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá de Orelhas Pretas	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Oxyhropus clathratus</i>	Cobra Coral	Acidental	8	NA	3	2	2	15
	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá de Orelhas Pretas	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Taeniophallus affinis</i>	Cobra de Cabeça Preta	Não encontrado	6	LC	3	2	2	13
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Leposternon microcephalum</i>	Cobra de Duas Cabeças	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha	Acidental	8	VU	5	2	2	17
	SEVERIDADE (média) (semestre 2014/1)								
	15.08								
2014/2	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá de Orelha Preta	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Atractus francoi</i>	Gambá de Orelha Preta	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Echinanthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	Lagarto não identificado	Lagarto	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha	Acidental	8	VU	5	2	2	17
	<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha	Acidental	8	VU	5	2	2	17
	<i>Echinanthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	Lagarto não identificado	Lagarto	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Caracara plancus</i>	Caracara	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Enyalius perditus</i>	Papa Vento	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12

	<i>Mackenziaena leachii</i>	Borralhara Assobiadora	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Echivanthera Cefalostriat</i>	Cobra Papa Rã	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Thalurania glaucopis</i>	Beija Flor de Fronte Vileta	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Nyctibius griseus</i>	Mãe da Lua	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	SEVERIDADE (média) (semestre 2014/2)								14.11
2015/1	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá de Orelha Preta	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	Serpente não identificada	Serpente	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Xenodon neuwiedii</i>	Falsa Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Tomodon dorsatus</i>	Cobra Corre Campo	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Thamnodynastes sp.</i>	Cobra Corredeira	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá de Orelha Preta	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Chamaeza campanisona</i>	Tovaca Campainha	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Echivanthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Chamaeza campanisona</i>	Tovaca Campainha	Acidental	8	LC	2	2	2	14	
	SEVERIDADE (média) (semestre 2015/1)								14.31
2015/2	<i>Oxyrhopus clathratus</i>	Cobra Coral	Acidental	8	NA	3	2	2	15
	Mamífero não identificado	Mamífero	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha	Não encontrado	6	VU	5	2	2	15
	<i>Gracilinanus microtarsus</i>	Cuíca	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Oligoryzomys sp.</i>	Rato do Mato	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Clytolaema rubricauda</i>	Beija Flor Rubi	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	Serpente não identificada	Serpente	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14	

<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha	Não encontrado	6	VU	5	2	2	15
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
<i>Hipsiboas sp.</i>	Perereca	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Micrurus decoratus</i>	Cobra Coral	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
<i>Echinanthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
<i>Echinanthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
<i>Lagarto não identificado</i>	<i>Lagarto</i>	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Hipsiboas sp.</i>	Perereca	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Oxyrhopus clathratus</i>	Cobra Coral	Acidental	8	LC	2	2	2	14
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
<i>Oxyrhopus clathratus</i>	Cobra Coral	Acidental	8	LC	2	2	2	14
<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Anfíbio não identificado</i>	<i>Anfíbio</i>	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
<i>Echinanthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Serpente não identificada</i>	<i>Serpente</i>	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
<i>Serpente não identificada</i>	<i>Serpente</i>	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
<i>Thamnodynastes nattereri</i>	Jararaca Tapete	Não encontrado	6	NE	3	4	2	15

<i>Didelphis aurita</i>	Gambá de Orelha Preta	Acidental	8	LC	2	2	2	14
<i>Oxyrhopus clathratus</i>	Cobra Coral	Acidental	8	LC	2	2	2	14
<i>Thamnodynastes nattereri</i>	Jararaca Tapete	Não encontrado	6	NE	3	4	2	15
<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
<i>Lagarto não identificado</i>	<i>Lagarto</i>	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
<i>Lagarto não identificado</i>	<i>Lagarto</i>	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Xenodon neuwiedii</i>	Falsa Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Mussurana montana</i>	Cobra Coral Falsa	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Hypsiboas sp.</i>	Perereca	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Echivanthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Didelphis aurita</i>	Gambá de Orelha Preta	Acidental	8	LC	2	2	2	14
<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Xenodon neuwiedii</i>	Falsa Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Lagarto não identificado</i>	<i>Lagarto</i>	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
<i>Proceratophrys boiei</i>	Sapo Boi	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Echivanthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha	Não encontrado	6	VU	5	2	2	15
<i>Hypsiboas sp.</i>	Perereca	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Serpente não identificada</i>	<i>Serpente</i>	Não identificado	6	NE	3	2	2	13
<i>Xenodon neuwiedii</i>	Falsa Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Micrurus corallinus</i>	Cobra Coral Verdadeira	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha	Não encontrado	6	VU	5	2	2	15
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Pula Pula	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12

<i>Thamnodynastes</i> sp.	Cobra Corredeira	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Enyalius</i> sp.	Lagarto Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Ophiodes striatus</i>	Cobra de Vidro	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Caracara plancus</i>	Caracará	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Dipsas incerta</i>	Come Lesma	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Micrurus decoratus</i>	Cobra Coral Verdadeira	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Furnarius rufus</i>	João de Barro	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Synalaxis spixi</i>	Joãotenenén	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
Roedor não identificado	Roedor	Não identificado	6	NE	3	2	2	13
<i>Dipsas incerta</i>	Cobra Papa Lesma	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
<i>Enyalius</i> sp.	Lagarto Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Hypsiboas</i> sp.	Perereca	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Xenodon neuxiedii</i>	Falsa Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Enyalius</i> sp.	Lagarto Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Enyalius</i> sp.	Lagarto Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
Roedor não identificado	Roedor	Não identificado	6	NE	3	2	2	13
<i>Hypsiboas</i> sp.	Perereca	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
<i>Hypsiboas</i> sp.	Perereca	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
Roedor não identificado	Roedor	Não identificado	6	NE	3	2	2	13
<i>Enyalius</i> sp.	Lagarto Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Echinanthera</i> sp.	Cobra Papa Rã	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
Roedor não identificado	Roedor	Não identificado	6	NE	3	2	2	13
<i>Enyalius</i> sp.	Lagarto Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15

<i>Salvator merianae</i>	Lagarto Teiú	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
Roedor não identificado	Roedor	Não identificado	6	NE	3	2	2	13
<i>Dipsas incerta</i>	Cobra Papa Lesma	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
<i>Enyalius sp.</i>	Lagarto Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
<i>Didelphis aurita</i>	Gambá de Orelha Preta	Acidental	8	LC	2	2	2	14
Roedor não identificado	Roedor	Não identificado	6	NE	3	2	2	13
SEVERIDADE (média) (semestre 2015/2)								13.82

Obs. Listas utilizadas: IUCN (2010) e MMA (2014)

Tabela de equivalência das listas Nacionais (MMA) e internacionais (IUCN) com a estadual (RJ) foram adotados os seguintes critérios:

Categoria - MMA / IUCN	Equivalente - RJ
CR	CP – criticamente em perigo
EN	EP – em perigo

Obs. Coluna densidade populacional preenchida conforme tabela 9

Obs. Coluna Status de conservação preenchida conforme tabela 11

Posteriormente a definição dos valores de frequência e de severidade, é preciso correlacionar os valores, para que seja definido o enquadramento do grau de significância do impacto ambiental (baixo, médio, alto, muito alto e extremamente alto) causado pela atropelamento de vertebrados na rodovia Paraty-Cunha (RJ-165) no período estudado (2013/2, 2014/1, 2014/2 e 2015/1), os valores supracitados estão resumidos na tabela 21.

Tabela 21 – Resumo dos valores de frequência e de severidade dos impactos ambientais causados pelo atropelamento de vertebrados na rodovia Paraty-Cunha (RJ-165) no período estudado (2013/2, 2014/1, 2014/2, 2015/1 e 2015/2).

Período	Frequência	Severidade
2013/2	E	12.95
2014/1	D	15.08
2014/2	E	14.11
2015/1	C	14.31
2015/2	G	13.82

A seguir, é confrontar os valores de frequência e severidade, segundo a tabela 22, encontrando os valores descritos na tabela 23.

Tabela 22 - Grau de significância do impacto ambiental causado pelo atropelamento.

FREQUENCIA DE ATROPELAMENTO									SEVERIDAD
A	B	C	D	E	F	G	H		
								19≥21	E
								15≥18	
								12≥15	
								9≥12	
								6≥9	
								3≥6	

Legenda				
BAIXO	MÉDIO	ALTO	MUITO ALTO	EXTREMAMENTE ALTO

Tabela 23 – Resultados do valor de significância dos impactos ambientais causados pelo atropelamento de vertebrados na rodovia Paraty-Cunha (RJ-165) no período estudado (2013/2, 2014/1, 2014/2, 2015/1 e 2015/2).

Período	Frequência	Severidade	Grau de significância do impacto ambiental causado pelo atropelamento
2013/2	E	12.95	ALTO
2014/1	D	15.08	ALTO
2014/2	E	14.11	ALTO
2015/1	C	14.31	MÉDIO
2015/2	G	13.82	MUITO ALTO

Conforme informado, existem várias possibilidades de aplicação da metodologia proposta. No estudo de caso acima, a mesma foi utilizada para uma comparação entre diferentes momentos da obra, com isso, foi possível constatar a evolução dos referidos impactos ao longo do tempo.

Se neste caso aplicássemos simplesmente o método vigente, composto simplesmente pela descrição das espécies atropeladas e o seu respectivo somatório teríamos os seguintes resultados:

Tabela 24 – análise comparativa dos resultados obtidos através da aplicação da metodologia proposta e da metodologia vigente.

Período	Grau de significância do impacto ambiental causado pelo atropelamento	Antigo método (numero de atropelamentos)
2013/2	ALTO	21
2014/1	ALTO	25
2014/2	ALTO	26
2015/1	MÉDIO	16
2015/2	MUITO ALTO	131

Analisando a tabela 24, é possível constatar que a metodologia proposta apresenta resultados muito mais consistentes e próximos da realidade. Notem que os impactos causados em 2015/1 apresentam um grau de significância de nível médio, apesar de contar com um número reduzido de atropelamentos, isso certamente se deve ao fato de considerar os atributos definidos na metodologia proposta. No semestre 2015/2 o número de atropelamentos é muito maior do que nos demais períodos estudados, no entanto, com a aplicação da metodologia proposta a

significância não tem um aumento correspondente, novamente isso se deve ao menor peso dos atributos ecológicos atribuídos aos animais atropelados neste período.

5.4 Aplicação da metodologia proposta – AVALIAÇÃO ESPACIAL

Outra possibilidade de aplicação da metodologia desenvolvida é analisar os referidos impactos em diferentes trechos da mesma rodovia, desta forma ampliamos ainda mais o conhecimento sobre os impactos causados pelo atropelamento da fauna que vive ao redor do empreendimento. Com a análise espacial, será possível, por exemplo, correlacionar a intensidade dos atropelamentos com características da paisagem.

A identificação dos locais de maior probabilidade de travessia de fauna e pontos de atropelamento é crucial para que se possa saber onde devem implantar medidas mitigadoras (BAGER *et al.*, 2007). Mais do que isto, determinar a localização destes pontos é fundamental para se investir na mitigação de maneira eficiente (GLISTA *et al.*, 2009; EBERHARDT *et al.*, 2013;).

Os trechos foram separados com base na localização das estacas que estão presentes em toda extensão da rodovia.

Tabela 25 - Divisão da rodovia em trechos e suas respectivas estacas

Trecho	Estaca
1	1 a 49
2	50 a 99
3	100 a 149
4	150 a 199
5	200 a 249
6	250 a 299
7	300 a 349
8	350 a 399
9	400 a 449
10	450 a 499

1° Passo – Definição da frequência de atropelamento

Para a execução da metodologia em relação aos trechos da rodovia utilizaremos os dados referentes ao monitoramento dos animais mortos por atropelamentos nas campanhas de agosto de 2015 a março de 2016.

Para a aplicação da equação 1, afim de que a frequência seja definida, será necessário um novo calculo, tendo em vista a alteração da distância, que na análise espacial terá como parâmetro a distância entre as estacas correspondentes a cada trecho, e na análise anterior, foi utilizada toda a extensão da rodovia. Além disso, o número de dias dedicados a cada campanha também foi alterado.

A frequência referente a aplicação da metodologia aplicada na avaliação espacial, está demonstrada na tabela 26.

Tabela 26 - Calculo da frequência referente a cada trecho da rodovia

Trecho	Espécie	Estaca	Data	Campanha	Dias	N	Km	Tx
1	<i>Rhinella icterica</i>	25	14/08/2015	28	9	3	0,98	0,34
	<i>Anoura caudifer</i>	13	17/08/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	33	20/08/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	3	15/09/2015	29	10	6		0,61
	<i>Bothrops fonsecai</i>	32	17/09/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	27	17/09/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	17	18/09/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	25	21/09/2015					
	<i>Hypsiboas sp.</i>	13	21/09/2015	30	10	3		0,31
	<i>Xenodon neuwiedii</i>	6	07/10/2015					
	<i>Bothrops fonsecai</i>	43	16/10/2015					
	<i>Atractus francoi</i>	43	16/10/2015	31	9	5		0,57
	<i>Basileuterus culicivorus</i>	5	05/11/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	39	09/11/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	16	09/11/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	39	10/11/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	26	10/11/2015	32	10	10		1,02
	<i>Rhinella icterica</i>	35	30/11/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	8	30/11/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	35	01/12/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	11	01/12/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	9	02/12/2015					
	<i>Furnarius rufus</i>	2	02/12/2015					
	<i>Synalaxis spixi</i>	35	03/12/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	19	07/12/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	39	11/12/2015					
	<i>Hypsiboas sp.</i>	30	11/12/2015	33	10	3		0,31
	<i>Rhinella icterica</i>	22	28/12/2015					
	<i>Dipsas incerta</i>	49	01/01/2016					
	<i>Bothrops jararaca</i>	25	01/01/2016	34	10	1		0,31
<i>Rhinella icterica</i>	31	15/02/2016						
Roedor não identificado	32	09/03/2016	35	8	1	0,31		

Frequência média								0,47
Trecho	espécie	estaca	data	campanha	dias	N	Km	Tx
2	<i>Gracilinanus microtarsus</i>	85	11/08/2015	28	9	2	0,98	0,23
	<i>Bothrops fonsecai</i>	85	11/08/2015					
	<i>Echineranthera cephalostriata</i>	54	17/09/2015	29	10	4		0,41
	<i>Rhinella icterica</i>	74	17/09/2015					
	<i>Atractus francoi</i>	61	18/09/2015					
	<i>Bothrops jararaca</i>	76	21/09/2015					
	<i>Xenodon neuwiedii</i>	92	14/10/2015	30	10	4		0,41
	<i>Rhinella icterica</i>	50	14/10/2015					
	Serpente não identificada	71	16/10/2015					
	<i>Hypsiboas sp.</i>	70	16/10/2015					
	<i>Bothrops fonsecai</i>	85	04/11/2015	31	9	6		0,68
	<i>Thamnodynastes sp.</i>	85	09/11/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	52	10/11/2015					
	<i>Ophiodes striatus</i>	90	11/11/2015					
	<i>Caracara plancus</i>	50	16/11/2015					
	<i>Dipsas incerta</i>	92	16/11/2015					
	<i>Xenodon neuwiedii</i>	45	09/12/2015	32	10	2		0,20
	<i>Enyalius sp.</i>	87	09/12/2015					
	Roedor não identificado	83	30/12/2015	33	3	3		1,02
	<i>Dipsas incerta</i>	58	31/12/2015					
<i>Dipsas incerta</i>	56	01/01/2016						
<i>Xenodon neuwiedii</i>	71	15/02/2016	34	1	2	2,04		
Roedor não identificado	66	24/02/2016						
Frequência média								0,71
Trecho	espécie	estaca	data	campanha	dias	N	Km	Tx
3	<i>Enyalius sp.</i>	141	16/09/2015	29	10	3	0,98	0,31
	<i>Echineranthera cephalostriata</i>	147	18/09/2015					
	<i>Bothrops fonsecai</i>	103	21/09/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	100	09/10/2015	30	10	1		0,10
	<i>Enyalius sp.</i>	142	09/11/2015	31	9	3		0,34
	<i>Bothrops jararaca</i>	118	10/11/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	129	11/11/2015					
	<i>Micrurus decoratus</i>	131	30/11/2015	32	10	5		0,51
	Roedor não identificado	105	03/12/2015					
	<i>Hypsiboas sp.</i>	130	11/12/2015					
	<i>Enyalius sp.</i>	140	12/12/2015					
	<i>Echineranthera sp.</i>	142	12/12/2015	33	3	2		0,68
	Roedor não identificado	140	28/12/2015					
	<i>Enyalius sp.</i>	108	31/12/2015					
	<i>Enyalius sp.</i>	145	15/02/2016	34	1	5		5,10
	Morcego não identificado	143	15/02/2016					
	<i>Atractus francoi</i>	141	16/02/2016					

	<i>Echinanthera cephalostriata</i>	131	23/02/2016					
	<i>Micrunus decoratus</i>	103	25/02/2016					
Frequência média								1,17
Trecho	espécie	estaca	data	campanha	dias	N	Km	Tx
4	Mamífero não identificado	150	10/08/2015	28	9	5	0,98	0,57
	<i>Enyalius sp.</i>	152	11/08/2015					
	<i>Enyalius sp.</i>	190	13/08/2015					
	<i>Clytolaema rubricauda</i>	180	13/08/2015					
	Serpente não identificada	184	18/08/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	184	16/09/2015	29	10	7		0,71
	<i>Micrunus decoratus</i>	153	17/09/2015					
	<i>Hypsiboas sp.</i>	147	17/09/2015					
	<i>Oxyrhopus clathratus</i>	180	21/09/2015					
	<i>Atractus francoi</i>	174	21/09/2015	30	10	3		0,31
	Lagarto não identificado	126	14/10/2015					
	<i>Xenodon neuxiedii</i>	161	16/10/2015					
	<i>Enyalius sp.</i>	178	10/11/2015	31	9	2		0,23
	Rodador não identificado	193	10/11/2015					
	<i>Enyalius sp.</i>	188	28/12/2015	33	3	2		0,68
	<i>Echinanthera cephalostriata</i>	174	03/01/2016					
	<i>Bothrops fonsecai</i>	181	25/02/2016	34	1	1		1,02
	Frequência média							
Trecho	espécie	estaca	data	campanha	dias	N	Km	Tx
5	<i>Anoura caudifer</i>	230	12/08/2015	28	9	1	0,98	0,11
	<i>Bothrops jararaca</i>	230	17/09/2015	29	10	7		0,71
	<i>Atractus francoi</i>	206	21/09/2015					
	<i>Enyalius sp.</i>	240	21/09/2015					
	<i>Bothrops jararaca</i>	208	21/09/2015					
	<i>Thamnodynastes nattereri</i>	227	22/09/2015					
	<i>Oxyrhopus clathratus</i>	217	22/09/2015	30	10	4		0,41
	<i>Atractus francoi</i>	245	24/09/2015					
	<i>Atractus francoi</i>	206	09/10/2015					
	<i>Atractus francoi</i>	206	09/10/2015					
	<i>Mussurana montana</i>	206	09/10/2015	32	10	3		0,31
	<i>Hypsiboas sp.</i>	240	13/10/2015					
	<i>Rhinella icterica</i>	226	30/11/2015					
	<i>Dipsas incerta</i>	236	05/12/2015	33	3	1		0,34
	Roedor não identificado	242	11/12/2015					
<i>Didelphis aurita</i>	202	31/12/2015						
Frequência média								0,38
Trecho	espécie	estaca	data	campanha	dias	N	Km	Tx

6	<i>Oligoryzomys sp.</i>	263	12/08/2015	28	9	1	0,98	0,11
	<i>Atractus francoi</i>	283	18/09/2015	29	10	11		1,12
	<i>Atractus francoi</i>	285	21/09/2015					
	<i>Atractus francoi</i>	268	21/09/2015					
	Serpente não identificada	275	21/09/2015					
	<i>Echinanthera cephalostriata</i>	261	21/09/2015					
	Anfíbio não identificado	250	21/09/2015					
	<i>Atractus francoi</i>	299	21/09/2015					
	Serpente não identificada	293	21/09/2015					
	Lagarto não identificado	256	23/09/2015					
	<i>Atractus francoi</i>	296	24/09/2015					
	<i>Atractus francoi</i>	293	24/09/2015					
	<i>Enyalius sp.</i>	295	08/10/2015	30	10	1		0,10
	<i>Roedor não identificado</i>	293	31/12/2015	33	3	1		0,34
Frequência média								0,42
Trecho	espécie	estaca	data	campanha	dias	N	Km	Tx
7	<i>Atractus francoi</i>	329	17/09/2015	29	10	4	0,98	0,41
	<i>Atractus francoi</i>	329	18/09/2015					
	<i>Thamnodynastes nattareri</i>	348	21/09/2015					
	<i>Atractus francoi</i>	341	21/09/2015					
	<i>Echinanthera cephalostriata</i>	345	13/10/2015	30	10	2		0,20
	<i>Echinanthera cephalostriata</i>	350	15/10/2015					
	<i>Enyalius sp.</i>	329	05/12/2015	32	10	1		0,10
	<i>Salvator merianae</i>	302	28/12/2015	33	3	1		0,34
Frequência média								0,26
Trecho	espécie	estaca	data	campanha	dias	N	Km	Tx
8	<i>Oxyrhopus clathratus</i>	360	15/08/2015	28	9	2	0,98	0,23
	<i>Bothrops jararaca</i>	360	15/08/2015					
	<i>Enyalius sp.</i>	378	25/09/2015	29	10	1		0,10
	<i>Didelphis aurita</i>	389	13/10/2015	30	10	2		0,20
	<i>Enyalius sp.</i>	366	14/10/2015					
	<i>Hypsiboas sp.</i>	364	05/12/2015	32	10	1		0,10
Frequência média								0,16
Trecho	espécie	estaca	data	campanha	dias	N	Km	Tx
9	<i>Bothrops jararaca</i>	430	18/09/2015	29	10	2	0,98	0,20
	Lagarto não identificado	413	18/09/2015					
	<i>Atractus francoi</i>	438	13/10/2015	30	10	1		0,10
	<i>Micrurus corallinus</i>	432	03/11/2015	31	9	1		0,11
Frequência média								0,14
10	Não houve atropelamento							
Frequência média								0,00

2º Passo – Definição da severidade

A identificação dos animais atropelados durante o monitoramento da rodovia Paraty-cunha (RJ-165), por trecho, estão descritos na tabela 25.

De posse dos dados relativos ao índice de constância da fauna local (tabela 17), bem como o do monitoramento de animais atropelados, em cada trecho da rodovia (tabela 25) é possível a definição da severidade através do estabelecimento da pontuação referente a cada espécie atropelada, segundo os critérios adotados.

Conforme descrito anteriormente, a severidade será definida a partir do somatório dos pesos relativos aos atributos, concernente a cada uma das espécies atropeladas e posteriormente a média aritméticas destes valores para cada um dos períodos estudados, lembrando que os seguintes atributos foram estabelecidos para a composição da severidade:

- Densidade populacional local;
- Status de conservação da fauna atropelada.
- Endemismo;
- Atropelamento em área de preservação;

Tabela 27 - Espécies atropeladas em diferentes trechos da rodovia Paraty-cunha (RJ-165) e seus respectivos valores de severidade conforme proposto na metodologia apresentada.

Trecho	Espécie		SEVERIDADE						Total (Σ pesos)
			Densidade populacional		Status conservação		Endemismo	Área de preservação	
	Nome científico	Nome popular	Índice constância	Peso	Status conservação	Peso			
1	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha	Não encontrado	6	VU	5	2	2	15
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Hypsiboas sp.</i>	Perereca	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Xenodon neuwiedii</i>	Falsa Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha	Não encontrado	6	VU	5	2	2	15
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Basileuterus culicivorus</i>	Pula Pula	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Furnarius rufus</i>	João de Barro	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Synalaxis spixi</i>	Joãotenenén	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Hypsiboas sp.</i>	Perereca	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Dipsas incerta</i>	Come Lesma	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Bothrops jararaca</i>	Come Lesma	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13

	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	Roedor não identificado	Rato	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
SEVERIDADE (média) – Trecho 1									13,87
2	<i>Gracilinanus microtarsus</i>	Cuíca	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha	Não encontrado	6	VU	5	2	2	15
	<i>Echinanthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Bothrops jararaca</i>	Come Lesma	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Xenodon neuwiedii</i>	Jararaquinha	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	Serpente não identificada	Serpente	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Hypsiboas sp.</i>	Perereca	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha	Não encontrado	6	VU	5	2	2	15
	<i>Thamnodynastes sp.</i>	Cobra Corredeira	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Ophiodes striatus</i>	Cobra de Vidro	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Caracara plancus</i>	Caracara	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Dipsas incerta</i>	Come Lesma	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Xenodon neuwiedii</i>	Jararaquinha	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	Roedor não identificado	Roedor	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
<i>Dipsas incerta</i>	Come Lesma	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13	
<i>Dipsas incerta</i>	Come Lesma	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13	
<i>Xenodon neuwiedii</i>	Jararaquinha	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12	
Roedor não identificado	Roedor	Não identificado	6	LC	2	2	2	12	
SEVERIDADE (média) – Trecho 2									13,43
3	<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Echinanthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha	Não encontrado	6	VU	5	2	2	15
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Micrunus decoratus</i>	Cobra coral	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	Roedor não identificado	Roedor	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Hypsiboas sp.</i>	Perereca	Não identificado	6	NE	3	4	2	15

	<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Echinanthera sp.</i>	Cobra Papa Rã	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	Roedor não identificado	Roedor	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	Morcego não identificado	Morcego	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Echinanthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Micrunus decoratus</i>	Coral	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
SEVERIDADE (média) – Trecho 3									13,94
4	Mamífero não identificado	Mamífero	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Clytolaema rubricauda</i>	Beija Flor Rubi	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	Serpente não identificada	Serpente	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Micrunus decoratus</i>	Coral	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Hypsiboas sp.</i>	Perereca	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Oxyrhopus clathratus</i>	Cobra Coral	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	Lagarto não identificado	Lagarto	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Proceratophrys boiei</i>	Sapo Boi	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	Lagarto não identificado	Lagarto	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Xenodon neuxiedii</i>	Falsa Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	Rodador não identificado	Lagarto	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15	
<i>Echinanthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13	
<i>Bothrops fonsecai</i>	Cotiarinha	Não encontrado	6	VU	5	2	2	15	
SEVERIDADE (média) – Trecho 4									13,7
5	<i>Anoura caudifer</i>	Morcego	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Thamnodynastes nattereri</i>	Jararaca Tapete	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12

	<i>Oxyrhopus clathratus</i>	Falsa coral	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Mussurana montana</i>	Cobra Coral Falsa	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Hypsiboas sp.</i>	Perereca	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Rhinella icterica</i>	Sapo Cururu	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Dipsas incerta</i>	Come Lesma	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	Roedor não identificado	Rato	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá	Acidental	8	LC	2	2	2	14
SEVERIDADE (média) – Trecho 5									14,06
6	<i>Oligoryzomys sp.</i>	Rato do Mato	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	Serpente não identificada	Serpente	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Echinanthera cephalostriata</i>	Cobra Papa Rã	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	Anfíbio não identificado	Sapo	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	Serpente não identificada	Serpente	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
	Lagarto não identificado	Lagarto	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	Roedor não identificado	Rato	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
SEVERIDADE (média) – Trecho 6									14,64
7	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Thamnodynastes nattareri</i>	Cobra	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Echinanthera cephalostriata</i>	Cobra	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Echinanthera cephalostriata</i>	cobra	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
	<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Salvator merianae</i>	Teiu	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
SEVERIDADE (média) – Trecho 7									14,62
8	<i>Oxyrhopus clathratus</i>	Cobra Coral	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12

	<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá	Acidental	8	LC	2	2	2	14
	<i>Enyalius sp.</i>	Papa Vento	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
	<i>Hypsiboas sp.</i>	Perereca	Não identificado	6	NE	3	4	2	15
SEVERIDADE (média) – Trecho 8									14,16
9	<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	Não encontrado	6	LC	2	2	2	12
	Lagarto não identificado	Lagarto	Não identificado	6	LC	2	2	2	12
	<i>Atractus francoi</i>	Cobra da Terra	Acidental	8	NE	3	4	2	17
	<i>Micrurus corallinus</i>	Coral	Não encontrado	6	NE	3	2	2	13
SEVERIDADE (média) – Trecho 9									13,5
10	Não houve atropelamento								
SEVERIDADE (média) – Trecho 10									0

Obs. Listas utilizadas: IUCN (2010) e MMA (2014)

Tabela de equivalência das listas Nacionais (MMA) e internacionais (IUCN) com a estadual (RJ) foram adotados os seguintes critérios:

Categoria - MMA / IUCN	Equivalente - RJ
CR	CP – criticamente em perigo
EN	EP – em perigo

Obs. Coluna densidade populacional preenchida conforme tabela 9

Obs. Coluna Status de conservação preenchida conforme tabela 11

De posse dos valores de frequência e de severidade, é preciso correlacioná-los, conforme tabela 14. O resultado será o enquadramento do grau de significância do impacto ambiental (baixo, médio, alto, muito alto e extremamente alto) causado pela atropelamento de vertebrados na rodovia Paraty-Cunha (RJ-165) desta vez por trechos. Os resultados supracitados estão resumidos na tabela 28.

Tabela 28 – Resultados do valor de significância dos impactos ambientais causados pelo atropelamento de vertebrados por trechos da rodovia Paraty-Cunha (RJ-165)

Trecho	Frequência	Severidade	Grau de significância do impacto ambiental causado pelo atropelamento
1	H	13,87	EXTREMAMENTE ALTO
2	H	13,43	EXTREMAMENTE ALTO
3	H	13,94	EXTREMAMENTE ALTO
4	H	13,7	EXTREMAMENTE ALTO
5	H	14,06	EXTREMAMENTE ALTO
6	H	14,64	EXTREMAMENTE ALTO
7	G	14,62	MUITO ALTO
8	G	14,16	MUITO ALTO
9	G	13,5	MUITO ALTO
10	A	0	NULO

Notem que os impactos causados nos trechos iniciais (1 ao 6) apresentam um grau de significância de nível extremamente alto, e os demais trechos (7 a 10) mais baixos, apesar de igualmente expressivos. A análise da tabela acima indica um possível desdobramento deste estudo, no sentido de analisar mais profundamente os trechos iniciais, visando o conhecimento dos fatores que levaram a este resultado, bem como a sugestão de medidas mitigadoras específicas.

Se neste caso aplicássemos o método vigente, composto simplesmente pela descrição das espécies atropeladas e o seu respectivo somatório por trecho, teríamos os seguintes resultados:

Tabela 29 – Número de animais atropelados por trecho da rodovia Paraty-Cunha (RJ-165).

Trecho	quant. de animais
1	32
2	23
3	19
4	20
5	16
6	14
7	8
8	7
9	4
10	0
TOTAL	143

Analisando a tabela 29, é possível constatar que a metodologia proposta apresenta resultados muito mais robustos do que a metodologia aplicada atualmente. Neste caso especificamente, os resultados não diferiram expressivamente, porque as severidades foram muito semelhantes nos diferentes trechos, o ponto que culminou com a diferença entre os trechos iniciais e os finais foi a frequência de atropelamento, que nos últimos foram menores.

6 CONCLUSÃO

Segundo Fischer (1997) a modernização das rodovias, o constante tráfego de veículos, os ruídos, e atropelamentos podem alterar a dinâmica biológica das comunidades locais e transformar as rodovias em barreiras ecológicas para algumas espécies. Suas pesquisas na BR-362 - que atravessa o Pantanal sul-matogrossense - registram aumento na taxa de mortalidade de vertebrados por atropelamento e revelam que a taxa subiu de 16,8 atropelamentos/mês em 1990, para 30 em 1992 atingindo os 105 atropelamentos/mês no ano de 1997.

Para que as espécies silvestres sejam protegidas, é necessário realizar estudos de longo prazo sobre os atropelamentos de animais em estradas. Só assim será possível avaliar a eficácia dos instrumentos de proteção atuais e desenvolver novas técnicas que permitam, algum dia, evitar ou reduzir uma das maiores causas de extermínio da fauna silvestre no mundo e equilibrar a relação das espécies silvestres com os usuários das rodovias (KIEKEBUSCH, 2008).

A estimativa dos danos ambientais provenientes de atividades humanas é uma tarefa complexa sob diversos aspectos. Não conhecemos perfeitamente as relações entre os componentes bióticos e abióticos na natureza, não conhecemos todos os efeitos da perda ou diminuição de uma população qualquer sobre os ecossistemas e portanto estamos muito longe de quantificar sequer aproximadamente todos os danos ao meio ambiente.

Uma avaliação detalhada, cuidadosa e abrangente dos danos ambientais tornará os impactos ambientais mais visíveis para a sociedade, assim como as extensas consequências das atividades econômicas. Essa visibilidade deve levar naturalmente a um aumento da pressão sócio-política pela consideração econômica nos diversos níveis decisórios. Essa pressão motivará as diversas áreas do conhecimento a criar novas teorias e metodologias que desaguem em mecanismos que internalizem na vida das sociedades, direta ou indiretamente, a capacidade de suporte dos sistemas básicos de manutenção da vida nos ecossistemas planetários.

Através da aplicação da metodologia proposta nesta tese, foi possível analisar de uma forma inédita, os impactos ambientais causados pelo atropelamento de vertebrados em uma rodovia, certamente aportando resultados mais precisos e

consistentes, diferentemente do praticado até o atual momento. Esperamos que a aplicação desta metodologia possibilite aos gestores de empreendimentos lineares, bem como aos órgãos fiscalizadores, uma ideia mais próxima do real impacto ambiental gerado pelo atropelamento de vertebrados.

No estudo de caso apresentado, a metodologia desenvolvida foi aplicada na rodovia Paraty-Cunha (RJ-165), que de forma clara, mostrou que os impactos ambientais causados pelo atropelamento de vertebrados na rodovia Paraty-Cunha (RJ-165), foi significativa e demonstrou uma tendência de elevação ao longo das diferentes fases do empreendimento (2013/2, 2014/1, 2014/2, 2015/1 e 2015/2). Além disso, a metodologia supramencionada mostrou ser útil na avaliação do impacto em diferentes trechos da rodovia, fornecendo ao gestor ambiental subsídios que possam facilitar a tomada de decisão em relação ao aporte de medidas mitigadoras.

Os modelos são imitações pobres da natureza, mas extremamente úteis quando suas limitações são cuidadosamente consideradas, e suas respostas adequadamente interpretadas diante de suas premissas. Contudo, a elaboração destes modelos é uma tarefa complexa que lida sempre com falta de dados e informações insuficientes, tais limitações são reconhecidas no método proposto.

Como recomendações para trabalhos futuros, esperamos que a medida em que a metodologia proposta seja aplicada, ajustes sejam feitos, em especial nos aspectos subjetivos. Desta forma, nossa expectativa é que haja um amadurecimento do modelo apresentado, tornando-o cada vez mais preciso em direção a resultados mais realistas.

REFERÊNCIAS

AMENT, R.; CLEVINGER, A.P.; YU, O.; HARDY, A. 2008. An assessment of road impacts on wildlife populations in U.S. National Parks. *Environmental Management*, 42(3): 480-496.

ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on bird and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, v.71, p.355-366.

ANDREWS, A. 1990. Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. *Australian Journal of Zoology*, 26: 130-41.

ARROYAVE, M.P.C.; GÓMEZ, M.E.; GUTIÉRREZ, D.P.; MÚNERA, P.A.; ZAPATA, I.C.; VERGARA, L.M.; ANDRADE, K.C. 2006. Impacto de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista EIA Escuela de Ingeniería de Antioquia* 5: 45-57.

ARROYAVE, M.P.; GÓMEZ, C. 2006. Impacto de las Carreteras sobre la Fauna Silvestre y sus Principales Medidas de Manejo. *Revista EIA*, 5: 45-57.

ASCENSÃO, F.; MIRA, A. 2006. Impactes das Vias Rodoviárias na Fauna Silvestre. Universidade de Évora. Portugal. Disponível em:
<<http://www.estradasdeportugal.pt/index.php/pt/phocadownload-/category/11-ambiente?download=205%3Aimpactes-das-vias-rodovirias-na-faunasilvestre>>.
Acesso em: 12/08/2016.

ATTADEMO, A.M.; PELTZER, P.M.; LAJMANOVICH, R.C.; ELBERG, G.; JUNGES, C.; SANCHEZ, L.C.; BASSO, A. 2011. Wildlife vertebrate mortality in roads from santa fe province, argentina. *Revista Mexicana De Biodiversidad* 82 (3): 915-925.

BAGATINI, T. 2006. Evolução dos índices de atropelamento de vertebrados silvestres nas rodovias do entorno da Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF Brasil, e eficácia de medidas mitigadoras. Brasília: (Dissertação: Mestrado em Ecologia), Universidade de Brasília, 74p.

BAGER, A.; ROSA, C.A. 2010. Priority ranking of road sites for mitigating wildlife roadkill. *Biota Neotropica* 10 (4): 149-153.

BAGER, A.; FONTOURA, V. 2013. Evaluation of the effectiveness of a wildlife road kill mitigation system in wetland habitat. *Ecological Engineering*, 53: 31-38.

BAGER, A.; GRILO, C. 2013. Road Ecology. *Oecologia Australis*, 17(1): 4-5.

BAGER, A.; ROSA, C.A. 2011. Influence of sampling effort on the estimated richness of road-killed vertebrate wildlife. *Environmental Management*, 47(5): 851-858.

BAGER, A.; PIEDRAS, S.R.N.; PEREIRA, T.S.M., HOBUS, Q. 2007. Fauna selvagem e atropelamento.- diagnóstico do conhecimento científico brasileiro. Em: *Áreas Protegidas.- repensando as escalas de atuação*. Armazém Digital. Capítulo 3, p. 49-62. Porto Alegre. Brasil.

BAGER, A.; FONTOURA, V. 2012. Ecologia de Estradas no Brasil – Contexto Histórico e Perspectivas Futuras. In: BAGER, A. (editor). *Ecologia de estradas: tendências e pesquisas*. Lavras: Ed. UFLA.

BAGER, A.; PIEDRAS, S.R.N.; PEREIRA, T.S.M.; e HOBUS, Q. 2007. Fauna selvagem e atropelamento: diagnóstico do conhecimento científico brasileiro. In: A. BAGER (ed.), *Áreas Protegidas: repensando as escalas de atuação*. Porto Alegre, Armazém Digital, p. 49-62.

BARRIENTOS, R.; BOLONIO, L. 2009. The presence of rabbits adjacent to roads increases polecat road mortality. *Biodivers Conserv.* DOI: 10.1007/s10531-008-9499-9.

BARTHOLOMEU, D.B. 2006. Quantificação dos impactos econômicos e ambientais decorrentes do estado de conservação das rodovias brasileiras. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ). 165p.

BEANLANDS, G.E.; DUINKER, P.N. 1983. Na ecological framework for enviromental impact assessment in Canada. Halifax: Institute for resource and environmental studies, Dalhousie University.

BECKMANN, J. P.; CLEVINGER, A.P.; HUIJSER, M.; HILTY, J.A. 2010. *Safe passages: highways, wildlife, and habitat connectivity*. Island Press, Washington.

BEKKER, G.J. 2002 Introduction. In: Trocmé, M.; Cahill, S.; De Vries, J.G.; Farrall, H.; Folkesson, L.; Fry, G.; Hicks, C. e Peymen, J. (Eds.) *COST 341 - Habitat Fragmentation due to transportation infrastructure: The European Review*. pp. 15-17.

BENCKE, G.A.; DUARTE, M.M. 2008. Plano de Manejo do Parque Estadual do Tainhas. Disponível em:
http://www.sema.rs.gov.br/upload/Plano_manejo_PETainhas.pdf. Acessado em 03/07/2017.

BENNET, P.M.; OWENS, I.P.F. 1997. Variation in extinction risk among birds: chance or evolutionary predisposition? *Proceedings of the Royal Society of London*, 264: 401-408.

BENNETT, A. F. 1991. Roads, roadsides, and wildlife conservation: a review. Pages 99–118 in D. A. Saunders and R. J. Hobbes, editors. *Nature conservation 2: the role of corridors*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, New South Wales, Australia.

BERGALLO, H.G.; L. Geise; C.R. Bonvicino; R. Cerqueira; P.S. D'andrea; C.E.L. Esberárd; F.A.S. Fernandez; C.E. Grelle; A. Peracchi; S. Siciliano & S.M. Vaz. 2000. Mamíferos, p. 125-136. In: Bergallo, H.G.; C.F.D. Rocha; M.A.S. Alves & M.V. Sluys (Eds.) *A fauna ameaçada de extinção do Estado do Riode Janeiro*. Rio de Janeiro, Editora da UERJ, 166p., p.125-136. EdUERJ, Rio de Janeiro, RJ

BERNARDINO, F.S.; DALRYMPLE, G.H. 1992. Seasonal activity and road mortality of the snakes of the Pa-hayokee wetlands of Everglades National Park, USA. *Biological Conservation*, 62:71-75.

BISSONETTE, J.A.; ADAIR, W. 2008. Restoring habitat permeability to roaded landscapes with isometrically-scaled wildlife crossings. *Biological Conservation*, 141: 482-488.

BLANDIN, P. 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systemes ecologiques. *Bulletin d'écologie*. Tome 17, n°4.

BOLGER, D.T.; ALBERTS, A.C.; SOULE, E.M.E. 1991. Occurrence patterns of bird species in habitat fragments - sampling, extinction, and nested species subsets. *American Naturalist* 137:155-166.

BOLGER, D.T.; ALBERTS, A.C.; SAUVAJOT, R.M.; POTENZA, P.; MCCALVIN, C.; TRAN, D.; MAZZONI, S.; SOULE, E.M.E. 1997. Response of rodents to habitat fragmentation in coastal southern California. *Ecological Applications* 7:552-563.

BONNET, X.; NAULLEAU, G. 1996. Catchability in snakes: consequences for estimates of breeding frequency. *Canadian Journal of Zoology* 74(2): p. 233-239.

BROWN, R.J.; BROWN, M.N.; PESOTTO, B. 1986. Birds Killed on Some Secondary Roads in Western Australia. *Corella* 10:118-122.

BRUSSARD, L.; BIGNELL, D.; BEHAN-PELETIER, V.M.; HATORI, T. 1997. Biodiversity and ecosystem functioning in soil. *Ambio*, v. 26, n. 8, p. 563-570.

BUENO, R.C.O.F.; PARRA, J.R.P.; BUENO, A.F.; MOSCARDI, F.; OLIVEIRA, J.R.G.; CAMILLO, M. F. 2007. Sem barreira. *Rev Cultivar* 93: 12-15.

BUJOCZEK, M.; CIACH, M.; YOSEF, R. 2011. Road-kills affect avian population quality. *Biological Conservation*. v. 144, n. 3 , p. 1036-1039.

BURNETT, S.E. 1992. Effects of a rainforest road on movements of small mammals: mechanisms and implications. *Wildl. Res.*, v.19, n.1, p.95-104.

CÂNDIDO JR., J.F; MARGARIDO, V.P; PEGORADO, J.L; D'AMICO, A.R; MADEIRA, W.D.; CASALE, V.C.; LIDIANE, A. 2001. Animais atropelados na rodovia que margeia o Parque Nacional do Iguaçu, Paraná, Brasil, e seu aproveitamento para estudos da Biologia da Conservação. in: *Trabalhos Científicos* p.552-562.

CARDILLO, M.; BROMHAM, L. 2001. Body size and risk of extinction in Australian mammals. *Conservation Biology*, 15: 1435-1440.

CARDILLO, M.; MACE, G.M.; GITTLEMAN, J.L.; JONES, K.E.; BIELBY, J.; PURVIS, A. 2008. The predictability of extinction: biological and external correlates of decline in mammals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 275:1441–1448.

CARDILLO, M.; MACE, G.M.; JONES, K.E.; BIELBY, J.; BININDA-EMONDS, W.; SECHREST, C. D. L.; PURVIS, A. 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science* 309:1239–1241.

CARDILLO, M.; PURVIS, A.; SECHREST, C. D. L.; GITTLEMAN, J.L.; BIELBY, J.; MACE, G.M. 2004. Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *PLoS Biology*, 2: 909-914.

CASE, R.M. 1975. Interstate Highway road-killed animals: a data source for biologists. *Wildlife Society Bulletin*. 6:8-13.

CERQUEIRA, R.; BRANT, A.; NASCIMENTO, M.T.; PARDINI, R. 2003. Fragmentação: Alguns Conceitos. In RAMBALDI, D.M. e OLIVEIRA, D.A.S. (orgs.). Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA – SBF, p 23-40.

CHANG, T.; NIELSEN, E.; AUBERLE, W.; SOLOP, F.I. 2013. A quantitative method to analyze the quality of EIA information in wind energy development and avian/bat assessments. *Environmental Impact Assessment Review*. v. 38, p. 142-150,

CHEREM, J.J., M. KAMMERS, I.R. GHIZONI-JR.; MARTINS, A. 2007. Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do estado de santa catarina, sul do brasil. *Biotemas* 20 (3): 81-96.

CNT - Confederação Nacional do Transporte. Pesquisa CNT de rodovias 2014: relatório gerencial. Brasília. 388p.

COELHO, I.; KINDEL, A.; COELHO, A. 2008. Roadkills of vertebrate species on two highways through the atlantic forest biosphere reserve, southern brazil. *European Journal of Wildlife Research* 54 (4): 689-699. doi: 10.1007/s10344-008-0197-4.

COFFIN, A.W. 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15(5): 396-406.

COLLEN, B.; BYKOVA, E.; STEPHEN, L.; MILNERGULLAND, E.J. e PURVIS, A. 2006. Extinction risk: comparative analysis of Central Asian vertebrates. *Biodiversity and Conservation*, 15: 1859-1871, doi: 10.1007/s10531-005- 4303-6.

CORLATTI, L.; HACKLÄNDER, K.; FREY-ROOS, F. 2009. Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. *Conservation Biology* 23:548-556.

COSTA, L. P.; LEITE, Y. L. R.; MENDES, S. L.; DITCHFIELD, A. D. 2005. Mammal conservation in Brazil. *Conservation Biology*. v. 19, n. 3, p. 672-679.

CUNHA, H.F.D., MOREIRA, F.G.A.; SILVA, S.D.S. 2010. Roadkill of wild vertebrates along the go-060 road between goiânia and iporá, goiás state, brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 32 (3): 257-263. doi: 10.4025/actascibiols.v32i3.4752.

CUSHMAN, S.A.; LEWIS, J.S. 2010. Movement behavior explains genetic differentiation in American black bears. *Landscape Ecol.* DOI: 10.1007/s10980-010-9534-6.

DAJOZ, R. 1972. *Ecologia geral*. Ed. Vozes, São Paulo.

DANTAS, G.P.M.; MARINI, M.A. 2000. Características das unidades de conservação no Estado de Minas Gerais. In: II CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 2, 2000, Campo Grande. *Anais...* Campo Grande: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, p. 663- 672.

DA-RÉ, M.; ARCARI, R. 1998. A rodovia como ordenador espacial: uma proposta de Estrada Parque. IIIº Encontro Ibero-Americano do Setor Transportes, Curitiba.

DAVIDSON, A. D.; M. J. HAMILTON, A. G. BOYER, J. H. BROWN,;CEBALLOS, G. 2009. Multiple ecological pathways to extinction in mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 106:10702–10705.

DAVIES, K. F., C. R. MARGULES, E K. F. LAWRENCE. 2000. Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology* 81:1450-1461.

DE VRIES, H. e DAMARAD, T. (2002) Executive Summary. In: Trocmé, M.; Cahill, S.; De Vries, J.G.; Farrall, H.; Folkesson, L.; Fry, G.; Hicks, C. e Peymen, J. (Eds.) COST 341 – Habitat Fragmentation due to transportation infrastructure: The European Review, pp. 11-14. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

DELICIELLOS, A.C., NOVAES, R.L.M., LOGUERCIO, M.F.C., GEISE, L., SANTORI, R.T., SOUZA, R.F., PAPI, B.S., RAICES, D., VIEIRA, N.R., FELIX, S., DETOGNE, N., SILVA, C.C.S., BERGALLO, H.G. e ROCHA-BARBOSA, O. 2012. Mammals of Serra da Bocaina National Park, state of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. *Check List*, 8(4): 675-692.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTE (DNIT). 2012. Monitoramento e Mitigação de Atropelamento de Fauna. *Coleção Estrada Verde*, vol 1. Brasília.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTE (DNIT). 2015. Sistema Nacional de Viação. Disponível em: < <http://www.dnit.gov.br/sistema-nacional-de-viacao/snv-2014-1> > Acesso em: 18-maio-2016.

DIAS, R. A.; BURGER, M. I. 2005. A assembléia de aves de áreas úmidas em dois sistemas de cultivo de arroz irrigado no extremo sul do Brasil. *Ararajuba*. v. 13, n. 1, p. 63-80.

DIAS, R. A.; MAURICIO, G. N. 1998. Lista preliminar da avifauna da extremidade sudoeste do saco da Mangueira e arredores, Rio Grande, Rio Grande do Sul. *Atualidades Ornitológicas*. v. 86, p. 10-11.

DODD, K.C., JR.; BARICHIVICH, W.J.; SMITH, L.L. 2004. Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. *Biological Conservation*, 118(5): 619-631.

DORNAS, R.A.P.; KINDEL, A.; FREITAS, S.R.; BAGER, A. 2012. Avaliação da mortalidade de vertebrados em rodovias no Brasil. p. 139-152. In: Bager, A. (Ed.). *Ecologia de estradas*. Editora da UFLA.

DOUROJEANNI, M. J. 2003. Estradas parque, uma oportunidade pouco explorada para o turismo no Brasil. *Natureza e Conservação*, v. 1, n. 1.

DRUMMOND, J.A. 1997. Mata Atlântica: a história de uma destruição. *Revista Estudos Históricos* 17: 1-11.

DULAC, J. 2013. Global Land Transport Infrastructure Requirements: Estimating Road and Railway Infrastructure Capacity and Costs to 2050. *International Energy Agency*, p. 54.

DUSSAULT, C.; ROULIN, M.; COURTOIS, R.; OUELLET, J.P. 2006. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology* 12:415- 426.

EBERHARDT, E.; MITCHELL, S.; FAHRIG, L. 2013. Road Kill Hotspots Do Not Effectively Indicate Mitigation Locations When Past Road Kill Has Depressed Populations. *The Journal of Wildlife Management*. v. 77, n. 7, p. 1353-1359.

EHMANN, H.; COGGER, H. G.; 1985. Australia's endangered herpetofauna: A review of criteria and policies. In: GRIGG, G.; SHINE, R. e EHMANN, H. The biology of Australasian frogs and reptiles. Surrey Beatty and Royal Society of New South Wales, Sydney, Australia: p. 435-447.

EHRlich, P.R. 1988. The loss of diversity: causes and consequences. In: Biodiversity. WILSON, E.O. (Ed.). Washington: National Academy Press, p. 29-35.

ERICKSON, W. P., G. D. JOHNSON e D. P. YOUNG JR. 2005. A summary and comparison of bird mortality from anthropogenic causes with an emphasis on collisions, p. 1029-1042. In: C. J. Ralph e T. D. Rich (Eds) Bird Conservation Implementation and Integration in the Americas: Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference. 2002 March 20-24 Asilomar, California, USA, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191. Albany, CA: U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, 1029-1042p.

ERRITZOE, J.; MAZGAJSKI, T. D.; REJT, L. 2003. Bird casualties on European roads: a review. *Acta Ornithologica* 38(2): 77-93.

EWERS, R. M.; DIDHAM. E.R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81:117-142.

FAHRIG L.; MERRIAM G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8: 50-59.

FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. 2009. Effects of Roads on Animal Abundance: an Empirical Review and Synthesis. *Ecology and Society*, 14(1):21.

FAHRIG, L.; PEDLAR, J. H.; POPE, S. E.; TAYLOR, P. D.; WEGNER, J. F. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation*, v. 73, p. 177-182,

FARRALL, H; BOUWMA, I.M.; FRY, G. 2002. european nature e transportation infrastructure. IN: TROCMÉ, M.; CAHILL, S.; DE VRIES, J.G.; FARRALL, H.; FOLKESON, L.; FRY, G.; HICKS, C. e PEYMEN, J. (Eds.) COST 341 - Habitat Fragmentation due to transportation infrastructure: The European Review, pp. 51-71. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

FEARNSIDE, P.M. 1989. A ocupação humana de Rondônia: impactos, limites e planejamento. Brasília: Programa Polonoroeste, 1, p.76.

FEARNSIDE, P.M. 2007. Brazil's Cuiabá -Santarém (BR-163) highway: the environmental cost of paving a soybean corridor through the Amazon. *Environmental Management* 39, 601–614.

FEARNSIDE, P.M., 2008. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. *Ecology and Society* 13, 23.

FERRIS, C.R. 1979. Effects of Interstate 95 on breeding birds in northern Maine. *J. Wildl. Manage.*, v.43, p.421-427.

FISCHER, W.A. 1997. Efeitos da BR-362 na mortalidade de Vertebrados Silvestres: síntese naturalística para conservação da região do Pantanal, MS.

FISHER, D.O.; BLOMBERG, S.P.; OWENS, P.F.I. 2003. Extrinsic versus intrinsic factors in the decline and extinction of Australian marsupials. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 270: 1801-1808.

FISHER, W. 1997. Efeitos da BR-262 na mortalidade de vertebrados silvestres: síntese naturalística para conservação da região do Pantanal, MS. 1997. Dissertação Mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS.

FIZON, J.T.; MARCHIORO, N.P.X.; BRITZ, R.M. 2003. Causas antrópicas. In: RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Eds.). *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: MMA/SBF, p.65-99.

FONSECA, C.L.F. 2013. Análise dos conflitos socioambientais na área de proteção ambiental de Cairuço (Paraty-RJ). Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro como requisito parcial para a obtenção do grau de mestre. Rio de Janeiro.

FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*. v. 29, p. 207-231.

FORMAN, R. T. T.; SPERLING, D.; BISSONETTE, J. A.; CLEVINGER, A. P.; CUTSHALL, C. D.; DALE, V. H.; FAHRIG, L.; FRANCE, R. L.; GOLDMAN, C. R.; HEANUE, K.; JONES, J.; SWANSON, F.; TURRENTINE, T.; WINTER, T. C. 2003. *Road ecology: science and solutions*. Island Press, 481p.

FORMAN, R.T.T.; ALEXANDER, L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29:207-231.

FORMAN, R.T.T.; DEBLINGER, R.D. 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) Suburban Highway. *Conservation Biology*, 14(1): 36-46.

FORMAN, R.T.T. 2000. Estimate of the area effected ecologically by the road system in the United States. *Conserv. Biol.*, v.14, n.1, p.31-35.

FORMANN, R.T.T.; GORDON, M. 1989. *Landscape ecology*. McGraw Hill, New Jersey, 398 pp.

FRANTZ, A. C.; POPE, L. C.; ETHERINGTON, T. R.; WILSON, G. J.; BURKEM, T. 2010. Using isolation-by-distance-based approaches to assess the barrier effect of linear landscape elements on badger (*Meles meles*) dispersal. *Molecular Ecology*, v. 19, p. 1663–1674.

FREITAS, L. E. 2012. A Influência dos Padrões de Paisagem no Atropelamento de Fauna: o Caso da BR-040. RJ. 2012. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Rio de Janeiro.

FREITAS, S.R.; HAWBAKER, T.J.; METZGER, J.P. 2010. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*. 259.

FRITZ, S.A.; BININDA-EMONDS, O.R.P; PURVIS, A. 2009. Geographical variation in predictors of mammalian extinction risk: big is bad, but only in the tropics. *Ecology Letters* 12:538–549.

GASTON, K.J.; BLACKBURN, T.M. 1996. Conservation implications of geographic range size-body size relationships. *Conservation Biology*.

GASTON, K.J.; BLACKBURN, T.M. 2000. *Pattern and Process in Macroecology*. Blackwell Publishing, Londres.

GENTILE, R.; FERNANDEZ, F.A.S. 1999. Influence of habitat structure on a streamside small mammal community in a Brazilian rural area. *Mammalia*, v. 63, n. 1, p. 29-40.

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

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

GOOSEM, M. 2001. Effects of tropical rainforest roads on small mammals: inhibition of crossing movements. *Wildlife Research*, v. 28, p.351–364.

GOOSEM, M., 2007. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, 93: 1587-1593.

GUMIER-COSTA, F.; SPERBER, C. F. 2009. Atropelamentos de vertebrados na floresta nacional de carajás, Pará, Brasil. *Acta Amazonica* 39: 459-466.

HANSEN, M.J.; CLEVINGER, A.P. 2005. The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation*, v. 125, p. 249-259.

HAWBAKER, T. J.; RADELOFF, V. C. 2004. Roads and landscape pattern in northern Wisconsin based on a comparison of four road data sources. *Conservation Biology* 18 (5): p. 1233-1244.

HAYWARD, M.W., HAYWARD, G.J.; KERLEY, G.I.H. 2010. The impact of upgrading roads on the conservation of the threatened flightless dung beetle, *circellum bacchus* (f.) (*coleoptera: Scarabaeidae*). *Coleopterists Bulletin* 64 (1): 75-80. doi: 10.1649/0010-065x-64.1.75.

HELMS, T.; BUCHWALD, E. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99: p. 331-340.

HOLDEREGGER, R.; DI GIULIO, M. 2010. The genetic effects of roads: A review of empirical evidence. *Basic and Applied Ecology* 11:522-531.

HUCK, M.; JĘDRZEJEWSKI, W.; BOROWIK, T.; MIŁOSZ-CIELMA, M.; SCHMIDT, K, J. E.; DRZEJEWSKA, B.; NOWAK, S.; MYS, Ł.; AJEK, R.W.; 2010. Habitat suitability, corridors and dispersal barriers for large carnivores in Poland. *Acta Theriologica*, v. 55, n. 2, p. 177–192, 2010. doi: 10.4098/j.at.0001-7051.114.2009.

HUIJSER, M. P.; BERGERS, P. J. M. 2000. The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biological Conservation*, v. 95, p. 111-116.

HUIJSER, M. P., DUFFIELD, J. W.; CLEVINGER, A. P.; AMENT, R.J.; MCGOWEN, P. T. 2009. Cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the Unites States and Canada: a decision support tool. *Ecology and Society* 14:15.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis. 2001. Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Bocaina. Available at <http://www.paraty.com.br/bocaina/index.htm>. IBAMA/PRÓ- BOCAINA. SORIANO, Afranio José Soares. Estrada-parque: proposta para uma definição. Unesp- Universidade estadual paulista. 2006.

ISAAC, N.J.B.; COWLISHAW, G. 2004. How species respond to multiple extinction threats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 271.

IUCN - International Union for Conservation of Nature. 2014. Red List of Threatened Species. Version 2011.1 Dados acessados em <http://www.iucnredlist.org>, 01 Julho 2017..

IUELL, B.; BEKKER, G.J.; CUPERUS, R.; DUFEK, J.; FRY, G.; HICKS, C.; HLAVÁČ, V.; KELLER, V.; ROSELL, B.; SANGWINE, T.; TØRSLØV, N.; WANDALL, B.I.M, 2003. *Wildlife and Traffic: a European handbook for identifying conflicts and designing solutions*. KNNV Publishers, Brussels, Belgium.

JAARSMA, C.F.; VAN LANGEVELDE, F.; BOTMA, H. 2006. Flattened fauna and mitigation: Traffic victims related to road, traffic, vehicle, and species characteristics. *Transportation Research Part D-Transport and Environment*, 11(4): 264-276.

JACKSON, N. D.; FAHRIG, L. 2011. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation*, v. 144, p. 3143-3148.

JACOB, A.A.; 2002. Ecologia e Conservação da Jaguatirica (*Leopardus pardalis*) no Parque Estadual Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema, SP. Dissertação (Mestrado). Departamento de Engenharia Florestal da Faculdade de Tecnologia, da Universidade de Brasília. Brasília.

JAEGER, J.A. 2015. Improving environmental impact assessment and road planning at the landscape scale. In: Handbook of road ecology. pp. 32-42. Van der Ree, R.; Smith, D.J. e Grilo, C. (eds). Wiley Blackwell. 522 p.

JAEGER, J.A.G.; FAHRIG, L. 2001. Modeling the effects of road network patterns on population persistence: Relative importance of traffic mortality and "fence effect", p. 298-312. In: Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation Keystone, CO, Raleigh, NC: Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, 298-312p.

JOHNSON, C.N. 2002. Determinants of loss of mammal species during the Late Quaternary 'megafauna' extinctions: life history and ecology, but not body size. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 269: 2221-2227.

JONES, K.E.; PURVIS, A.; GITTLEMAN, J.L. 2003. Biological correlates of extinction risk in bats. The American Naturalist, 161: 601-614,

JOYCE, T.L.; MAHONEY, S.P. 2001. Spatial and temporal distributions of moose-vehicle collisions in Newfoundland. Wildlife Society Bulletin 29, 281-291.

KAMILAR, J.M.; PACIULLI, L.M. 2008. Examining the extinction risk of specialized folivores: a comparative study of colobine monkeys. American Journal of Primatology.

KARLSON, M.; MORTBERG, U.; BALFORS, B. 2014. Road ecology in environmental impact assessment. Environmental Impact Assessment Review. v. 48, p. 10-19.

KELLER, K.; EXCOFFIER, L.; LARGIADÈR, C.R. 2005. Estimation of effective population size and detection of a recent population decline coinciding with habitat fragmentation in a ground beetle. Journal of Evolutionary Biology 18 (1): 90- 100. doi: 10.1111/j.1420-9101.2004.00794.x.

KIEKEBUSCH, A. 2008. Morte nas estradas. Ciência Hoje 42(250): p. 74-76.

KIEKEBUSCH, A. 2008. Brasil Ganha Primeira Estrada Amiga dos Animais. *Jornal do Brasil*, Disponível em: <<http://jbonline.terra.com.br/extra/2008/08/02/e020823945.html>>. Acesso: 13 jul. 2016.

KLINE, N.C.; SWANN, D.E. 1998. Quantifying wildlife road mortality in Saguaro National Park, 23-31. In: Evink, G.; Garrett P.; Zeigler D. e Berry J. (eds). *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*.

KUNIN, W. E.; GASTON, E K. J. 1993. The biology of rarity: patterns, causes and consequences. *Trends in Ecology and Evolution* 8:289–301.

LAURENCE, W.F. 1991. Correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology*,5(1).

LAURANCE, W.F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales? *T. Ecol. Evol.*, v.15, n.4, p.134-135.

LAURANCE, W.F., ALBERNAZ, A.K.M., SCHROTH, G., FEARNSIDE, P.M., BERGEN, S., VENTICINQUE, E.M.; COSTA, C., 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* 29, 737–748.

LAURANCE, W.F.; BIERREGARD, R.O. (Eds.). 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago: University of Chicago Press, 615p.

LAURANCE, W. F.; CLEMENTS, G. R.; SLOAN, S.; O'CONNELL, C. S.; MUELLER, N. D.; GOOSMEN, M.; VENTER, O.; EDWARDS, D. P.; PHALAN, B.; BALMFORD, A.; VEN DER REE, R.; ARREA, I. B. 2014. A global strategy for road building. *Nature*. v. 513, p. 229-232.

LAUXEN, M.S. 2012. A mitigação dos impactos de rodovias sobre a fauna: Um guia de procedimentos para tomada de decisão. Trabalho apresentado no Departamento de Zoologia da UFRGS como pré-requisito para a obtenção de Certificado de Conclusão de Curso Pós-graduação Lato Sensu, na área de Especialização em Diversidade e Conservação da Fauna. Porto Alegre.

LAVELLE, P.; LEPAGE, M.; BIGNELL, D.; DHILLION, S.P. 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrates ecosystems engineers. *European Journal Soil Biology*, v. 33, n. 4, p. 159-193.

LEOPOLDO, B. F. 2010. Composição da comunidade de mamíferos de médio e grande porte da Serra da Bocaina, RJ/SP, Brasil. Monografia de Bacharelado, Instituto de Ciências Biológicas, UFMG, 38 p.

LIMA, K. 2013. Impacto de estradas em unidade de conservação do Brasil. Monografia (Graduação em Biologia). Universidade Federal de Lavras, 93p.

LIU, S.; DONG, Y.; DENG, L.; LIU, Q.; ZHAO, H.; DONG, S. 2014. Forest fragmentation and landscape connectivity change associated with road network extension and city expansion: A case study in the Lancang River Valley. *Ecological Indicators*, v. 36, p. 160-168.

LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD, R.O.JR.; RYLANDS, A.B.; MALCOLM, J.R.; QUINTELA, C.E.; HARPER, L.H.; BROWN, K.S. JR.; POWELL, A.H.; POWELL, G. N.V.; SCHUBART, H.O.R.; HAYS, M.B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. E. *Conservation biology: The science of scarcity and diversity*, Sunderland, Mass.: Sinauer Associates. p. 257-85.

LYONS, S.K; SMITH; F.A; BROWN; J.H. 2004. Of mice, mastodons and men: Human-mediated extinctions on four continents. *Evolutionary Ecology Research* 6:339–358.

MACE, G. M.; N. J. COLLAR, K. J. GASTON, C. HILTON-TAYLOR, H. R. AKCAKAYA, N. LEADER-WILLIAMS, E. J. MILNER-GULLAND, E S. N. STUART. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology* 22:1424-1442.

MADER H.J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29:81-96.

MADONG, B.; NKOLBISSON, I. 1999. Impacts on some hidden aspects of biodiversity: the case of soil organisms. Presented at a Workshop on Biodiversity and Impact Assessment in Central Africa- Yaonde.

MAGRO, T.C. 1988. Avaliação da qualidade de habitat faunístico pela análise de bordas. Viçosa: UFV, 1988. 95p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa.

MAKI, S.; KALLIOLA, R.; VUORINEN, K. 2001. Road construction in the Peruvian Amazon: process, causes and consequences. *Environment Conservation* 28, 199–214.

MALCOLM, J.R. 1997. Insect biomass in Amazonian forest fragments. *Canopy arthropods*. Chapman e Hall, London, p. 510-533.

MALO, J.E.; SUAREZ, F.; DIEZ, A. 2004. Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41:701- 710.

MANTOVANI, J. E. 2001. Telemetria convencional e via satélite na determinação da área de vida de três espécies de carnívoros da região nordeste do Estado de São Paulo. 118 fl. Tese (Doutorado). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos. São Paulo.

MAY, R.M. 2010. Ecological science and tomorrow's world. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365: 41-47, doi: 10.1098/rstb.2009.0164

MCGREGOR, R. L.; BENDER, D. J.; FAHRIG, L. 2008. Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of Applied Ecology*, v. 45, p. 117-123.

MELO, E.S. 2001. Impacto da BR 070 na comunidade de animais silvestres da província serrana Cáceres – Mato Grosso. (Monografia de Especialização) UNEMAT - Cáceres - MT.

METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; DIXO, M.; BERNACCI, L.C.; RIBEIRO, M.C.; TEIXEIRA, A.M.G.; PARDINI, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142, 1166–1177.

MEUNIER, G.; LAVOIE, C. 2012. Roads as corridors for invasive plant species: new evidence from smooth bedstraw (*Galium mollugo*). *Invasive Plant Science and Management*, 5(1):92-100.

MILLER, J.R.; JOYCE, L.A.; KNIGHT, R.L.; KING, R.M. 1996. Forest roads and landscape structure in the southern Rocky Mountains. *Landscape Ecology*, 11: 115-27.

MPF – Ministério Público Federal. 2004. Deficiências em Estudos de Impacto Ambiental: síntese de uma experiência. Brasília: 4ª Câmara de Coordenação e Revisão, Escola Superior do Ministério Público da União.

MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *T. Ecol. Evol.*, v.10, p.58-62.

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

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

NASCIMENTO, J.L., CAMPOS, I.B. (Organizadores). 2011. Atlas da fauna brasileira ameaçada de extinção em unidades de conservação federais. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Icmbio. Brasília. 276 pp

NAXARA, L.; PINOTTI, B.T.; PARDINI, R. 2009. Seasonal micro-habitat selection by terrestrial rodents in and old-growth Atlantic forest. *Journal of Mammalogy*, V. 90, n.2, p.404-415.

NEGRÃO, M.F.F.; VALLADARES-PÁDUA, C. 2006. Registros de mamíferos de maior porte na Reserva Florestal do Morro Grande, São Paulo. *Biota Neotropica*, v. 6, n. 2, p. 1-13.

NEPSTAD, D.; CARVALHO, G.; BARROS, A.C.; ALENCAR, A.; CAPOBIANCO, J.P.R.; BISHOP, J.; MOUTINHO, P.; LEFEBVRE, P.; SILVA JR., U.L.; PRINS, E. 2001. Road paving, the regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management* 154, 395–407.

OFFERMAN, H. L.; DALE, V. H.; PEARSON, S. M.; BIERREGAARD, R. O., JR.; O'NEILL, R. V. 1995. Effects of forest fragmentation on neotropical fauna: current research and data availability. *Environmental Reviews*, v. 3, n. 2, p. 191-211.

OLDEN, J.D.; HOGAN, Z.S.; ZANDEN, M.J.V. 2007. Small fish, big fish, red fish, blue fish: Size-based extinction risk of the world's freshwater and marine fishes. *Global Ecology and Biogeography* 16:694–701.

OLMOS, F. 1997. Impactos na fauna pela duplicação da Rodovia Régis Bittencourt - BR 116. In: RIMA: Ampliação da capacidade rodoviária entre São Paulo e Florianópolis (BR116/SP/PR) – Transposição da Serra do Cafezal: Impacto sobre a fauna.

OXLEY, D. J.; FENTON, M. B.; CARMODY, G. R. 1974. The effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology* 11: p. 51-59.

PALOMINO, D.; CARRASCAL, L.M. 2007. Threshold distances to nearby cities and roads influence the bird community of a mosaic landscape. *Biological Conservation*, v. 140, p. 100-109.

PARDINI, R, BUENO AA, GARDNER TA, PRADO, P.I.; METZGER, J.P. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *Plos One* 5(10).

PARDINI, R.; SOUZA, S.M.; BRAGA-NETTO, R.; METZGER, J.P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in a tropical forest landscape. *Biol. Conserv.* 124:253-266.

PARDINI, R.; DITT, E.H.; JUNIOR, L.C.; BASSI, C.; RUDRAN, R. 2003. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: L. CULLEN-JR; R. RUDRAN; C. VALLADARES-PÁDUA (orgs.), *Métodos e estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba, Ed. UFPR/Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, p. 181-201.

PARKS, S.A.; HARCOURT, A.H. 2002. Reserve Size, Local Human Density, and Mammalian Extinctions in U.S. Protected Areas. *Conservation Biology* 16(3):800-808.

PEREIRA, A.P.F.G.; ANDRADE, F.A.G.; FERNANDES, M.E.B. 2006. Dois anos de monitoramento dos atropelamentos de mamíferos na rodovia pa-458, bragança, pará. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, Ciências Naturais* 1 (3): 77-83.

PERZ, S.G.; OVERDEVEST, C.; CALDAS, M.M.; WALKER, R.T.; ARIMA, E.Y. 2007. Unofficial road building in the Brazilian Amazon: dilemmas and models for road governance. *Environmental Conservation* 34, 112–121.

PINOWSKI, J. 2005. Roadkills of vertebrates in venezuela. *Revista Brasileira de Zoologia* 22: 191-196. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752005000100023>.

PRADA, C.S. 2004. Atropelamento de vertebrados silvestres em uma região fragmentada do nordeste do Estado de São Paulo: quantificação do impacto e análise de fatores envolvidos. Tese (Mestrado). 129 fl. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos. São Paulo.

PRADO, T.R.; FERREIRA, A. A.; GUIMARÃES, Z. F.S. 2005. Monitoramento de Animais Silvestres Atropelados em um trecho de Mata Fragmentado pela Br-153/Go-060. VII Congresso de Ecologia do Brasil. Minas Gerais. Disponível em: <<http://www.seb-ecologia.org.br/viiceb/resumos/270a.pdf>>. Acesso em: 12/08/2017.

PURVIS, A.; GITTLEMAN, J.L.; COWLISHAW, G.; MACE, G. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 267: 1947-1952.

PÜTTKER, T.; PARDINI, R.; MEYER-LUCHT, Y.; SOMMER, S. 2008. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. *BioMed Central Ecology* 8: (9).

RAO, R.S.P.; GIRISH, M.K.S.; 2007. Road kills: Assessing insect casualties using flagship taxon. *Current Science* 92 (6): 830-837.

REED, R.A.; JOHNSON-BARNARD, J.; BAKER, W.L. 1996. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, 10:1098-106.

REIJNEN, R.; FOPPEN, R.; TER BRAAK, C.; THISSEN, J. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology*, v. 32, p. 187-202.

REIS, P.L. 2015. Estudos de Impactos Ambientais nas rodovias do Estado de São Paulo: uma revisão crítica. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito para a obtenção do grau de Bacharel em Ciências Biológicas no Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho". Botucatu.

REYNOLDS, J. D. 2003. Life histories and extinction risk. Páginas 195-217 em *Macroecology: Concepts and Consequences* (T. M. Blackburn, and K. J. Gaston, eds.). Blackwell Publishing, Oxford.

REZENDE, N.; FIGUEIREDO, M.S.L.; GRELLE, C.E.V. 2011. Características determinantes do risco de extinção global de mamíferos. *Oecol. Aust.*, 15(2): 275-290.

RILEY, S.J. 1984. Effect of clearing and roading operations on the permeability of forest soils, Karuah catchment, New South Wales, Australia. *Forest Ecology and Management*, 9: 238-293.

ROCHA, C.D.F.; BERGALLO, H.G.; ALVES, M.A.S.; VAN SLUYS, M.; MAZZONI, R.; SANTOS, S.B. 2009. Fauna de ambientes interiores. In: O ambiente da Ilha Grande. Bastos, M. e Callado, C.H. Orgs. Rio de Janeiro, UERJ/CEADS. 562p.

RODRIGUES, F.H.G. 2002. Biologia e Conservação do Lobo-Guará na Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF. Tese (Doutorado). 105 fl. Instituto de Biologia da Universidade de Campinas. São Paulo.

ROSA, A.O.; MAUHS, J. 2004. Atropelamento de animais silvestres na rodovia rs - 040. Caderno de Pesquisa Sér. Bio. 16 (1): 35-42.

ROSA, C.A.; BAGER, A. 2012. Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. *Journal of Environmental Management* 97 (0): 1-5. doi: 10.1016/j.jenvman.2011.11.004.

ROSA, C. A. 2012. Efeito de borda de rodovias em pequenos mamíferos de fragmentos florestais tropicais, 2012. 45p. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Universidade Federal de Lavras, Lavras.

ROSEN, P.C.; LOWE, C.H. 1994. Highway mortality of snakes in the Sonoran desert of southern Arizona. *Biological Conservation*, 68: 143-148.

SAEKI, M.; MACDONALD, D.W. 2004. The effects of traffic on the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*) and other mammals in Japan. *Biological Conservation* 118: p. 559- 571.

SÁNCHEZ, L. E. 2008. Avaliação de Impactos Ambientais: conceitos e métodos. São Paulo. Oficina de Textos. 678pp.

SANTANA, G.S. 2012. Influential factors on the over wild vertebrates in central region of Rio Grande do Sul, Brazil *Neotropical Biology and Conservation*. 7(1):26-40.

SAUNDERS D.A.; HOBBS R.J.; MARGULES C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-31.

SCHONEWALD-COX, C.; BUECHNER, M. 1992. Park protection and public roads. In: FIELDER, P. L. e JAIN, S. K. (Eds.). *Conservation Biology – The Theory and practice of nature conservation, preservation and management*,. London: Chapman and Hall. p.375-395.

SCHULLERY, P. 1987. The Longest Meadow. *American Forests* 93: 50-51, 74.

SCHWAB, A.C.; ZANDBERGEN, P.A. 2011. Vehicle-related mortality and road crossing behavior of the Florida panther. *Applied Geography*, v. 31, n. 2, p. 859-870.

SCOSS, L.M. 2002. Impacto de estradas sobre mamíferos terrestres: o caso do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Viçosa. 97p.

SEILER, A. 2002. Key Ecological Concepts. In: Trocmé, M.; Cahill, S.; De Vries, J.G.; Farrall, H.; Folkson, L.; Fry, G.; Hicks, C. e Peymen, J. *Habitat Fragmentation due to transportation infrastructure: The European Review*, pp. 19-29. (Eds.) COST 341 Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

SEILER, A. 2001. Ecological effects of roads - a review, p. 1-40. In: Uppsala, Department of Conservation Biology, Swedish University of Agricultural Sciences SLU, 1-40p.

SILVA, F.C. 2003. Fauna de vertebrados atropelados na BR-070, no trecho entre o município de Cáceres e comunidade Porto Limão – Mato Grosso. (Monografia) UNEMAT - Cáceres-MT,

SMASP - Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 2008. Lista de espécies da fauna ameaçadas de extinção do Estado de São Paulo. Base de dados eletrônicos http://www.ambiente.sp.gov.br/listas_fauna.zip. Visto em 09 Junho 2017.

SOARES-FILHO, B.; ALENCAR, A.; NEPSTAD, D.; CERQUEIRA, G.; DIAZ, M.C.V.; RIVERO, S.; SOLO´RZANO, L.; VOLL, E., 2004. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarem-Cuiaba´ corridor. *Global Change Biology* 10, 745–764.

TAYLOR, B. D.; GOLDINGAY, R. L.; TAYLOR, B.D.; GOLDINGAY, R.L. 2004. A survey of wildlife killed on three major roads in northeast New South Wales. *Wildlife Research*, v. 3, n. 1, p. 83-91.

TAYLOR, B.D.; GOLDINGAY, R.L. 2010. Roads and wildlife: Impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia. *Wildlife Research* 37 (4): 320-331. doi: 10.1071/wr09171.

TAYLOR, B.D.; GOLDINGAY, R.L., 2004. Wildlife Road-Kills on Three Major Roads in North-Eastern New South Wales. *Wildlife Research*, 31: 83-91.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, v. 68, p. 571-573.

TOMIYA, S. 2013. Body Size and Extinction Risk in Terrestrial Mammals Above the Species Level. *The American Naturalist*, Vol. 182, No. 6, pp. E196-E214.

TROMBULAK, S. C.; FRISSEL, C. A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*. v. 14, n. 1, p. 18-30.

VAN DER ZANDE, A. N.; TER KEURS, W. J.; VAN DER WEIJDEN, J. 1980. The impact of road on the densities of four bird species in an open field habitat—evidence of a long-distance effect. *Biological Conservation* 18:299–321.

VESTJENS, W.J.M. 1973. Wildlife mortality on a road in New South Wales. *Emu* 73: 107-12.

VIÉ, J.C., HILTON-TAYLOR, C. & STUART, S.N. 2009. *Wildlife in a changing world – an analysis of the 2008 IUCN Red List of threatened species*. IUCN, Gland, Switzerland.

VIEIRA, E. M. 1996. Highway mortality of mammals in Central Brazil. *Ciência e Cultura*. 48: 270-272.

WILKIE, D.; SHAW, E.; ROTBERG, F.; MORELLI, G. e AUZEL, P. Roads, development, and conservation in the Congo basin. *Conserv. Biol.*, v.14, n.6, p.1614-1622. 2000.

WITTMAYER, G.; ELSÉN, P.; BEAN, W.T.; COLEMAN, A.; BURTON, O. E BRASHARES, J.S. 2008. Accelerated human population growth at protected area edges. *Science*, 321: 123-126.

YOST, A.C.; WRIGHT, R.G. 2001. Moose, caribou, and grizzly bear distribution in relation to road traffic in Denali National Park, Alaska. *Arctic*, 54(1): 41-48.