



BIANCA CRUZ MORAIS

**UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E
INFRAESTRUTURAS VIÁRIAS:
A PERCEPÇÃO E O POTENCIAL DOS
EFEITOS MARGINAIS**

**LAVRAS – MG
2018**

BIANCA CRUZ MORAIS

**UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E INFRAESTRUTURAS VIÁRIAS:
A PERCEPÇÃO E O POTENCIAL DOS EFEITOS MARGINAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação do Mestrado Profissional em Tecnologias e Inovações Ambientais, área de concentração em Restauração e Conservação de Ecossistemas, para obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Alex Bager
Orientador

**LAVRAS – MG
2018**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Morais, Bianca Cruz.

Unidades de conservação e infraestruturas viárias : A percepção
e o potencial dos efeitos marginais / Bianca Cruz Moraes. - 2018.

160 p. : il.

Orientador(a): Alex Bager.

.
Dissertação (mestrado profissional) - Universidade Federal de
Lavras, 2018.

Bibliografia.

1. Zona de efeito. 2. Área protegida. 3. Estrada. I. Bager, Alex.
. II. Título.

BIANCA CRUZ MORAIS

**UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E INFRAESTRUTURAS VIÁRIAS:
A PERCEPÇÃO E O POTENCIAL DOS EFEITOS MARGINAIS**

**CONSERVATION UNITS AND TRANSPORTATION NETWORK:
PERCEPTION AND POTENTIAL OF MARGINAL IMPACTS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós Graduação do Mestrado Profissional em Tecnologias e Inovações Ambientais, área de concentração em Restauração e Conservação de Ecossistemas, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 13 de Abril de 2018.
Dr. Marco Aurélio Leite Fontes – UFLA
Dr. Geraldo Majela Moraes Salvio – IFSUDESTEMG

Prof. Dr. Alex Bager
Orientador

**LAVRAS – MG
2018**

*A Gabriel, sem o qual não teria chegado até aqui.
Todo esforço aqui empregado foi graças a seu suporte.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, sobre todas as coisas.

Ao Gabriel, por todo “trabalho de bastidores”, suporte e apoio.

À minha família, por sempre acreditarem.

Ao Alex, pelo convite e oportunidade de desenvolver o mestrado, e apoio durante a realização.

À Pri, à Rafa e à Clara, que além de apoio, estiveram sempre dispostas a ajudar, debater, sugerir, pensar em alternativas, nas muitas mensagens trocadas. E pela amizade, acima de tudo. E também ao Fernando e Flávio, que me socorreram em momentos de dúvidas.

À Érika e ao Ramon, que deram apoio e incentivaram na longa jornada, me acolhendo desde o primeiro instante de estive em Lavras.

Aos demais amigos que foram dando suporte e força no caminho.

Aos gestores, analistas e demais membros das Unidades de Conservação e dos órgãos ambientais, pela disponibilidade em participar da pesquisa.

Ao PPGTIA e aos colegas, que proporcionaram crescimento.

À UFLA e a Lavras, por terem proporcionado bons momentos.

A Minas Gerais, que fez, pela primeira vez, eu me sentir em casa fora da Bahia.

OBRIGADA!

RESUMO

A malha viária é um dos componentes antrópicos mais disseminados no mundo e associa-se a diversos impactos negativos. Esses impactos não se resumem a faixa de domínio da infraestrutura, estendendo-se por até alguns quilômetros nas paisagens circunvizinhas. Unidades de Conservação (UCs), inclusive, não estão isentas de sua presença e ação. Avaliar os efeitos marginais potenciais das estradas em Unidades de Conservação foi o objetivo principal desse trabalho, por meio da percepção dos funcionários das UCs, caracterizando as estradas e mensurando a área potencialmente impactada no interior das unidades. Foi elaborado um questionário, abordando a presença de estradas e a percepção dos seus impactos, em plataforma online e encaminhado aos funcionários. Uma análise geoespacial foi desenvolvida, usando SIG, mensurando a extensão e densidade de malha viária no interior das UCs e a área potencialmente afetada pelos impactos marginais. A caracterização da malha viária foi comparada entre as duas abordagens. Um levantamento bibliográfico foi realizado, buscando-se medidas de zona de efeito da malha viária sobre a fauna. As distâncias encontradas foram então aplicadas em sete diferentes cenários, para cálculo da área sofrendo impactos potenciais. Obteve-se participação de 278 funcionários, representando 290 UCs, e 1695 UCs foram analisadas em SIG. Ambas as análises (69,3% na percepção; 59,3% no SIG) indicaram presença de malha viária em maior parte das UCs, independentemente da categoria de manejo, esfera administrativa, região ou bioma. Funcionários reconheceram a malha viária como promotora tanto benefícios quanto malefícios. Foram apontados principalmente efeitos no meio abiótico com aumento ligeiro nos últimos cinco anos e, como mais críticos, a redução da abundância de animais e o tráfico de fauna. Quase 124 mil km de malha viária foram encontrados nas UCs ($\bar{x} = 8,2$ km), com densidade mediana de 0,33 km/km². Os valores de extensão e densidade de estradas apresentaram ampla variação. Aproximadamente metade das extensões informadas pelos funcionários não foram compatíveis às encontradas no SIG. Avaliando a perda potencial em área, os cenários mostraram que entre 61,7% e 86,8% das UCs estão submetidas aos efeitos marginais, abrangendo entre 0,3% e 10,9% da área destinada a conservação. Todos os cenários contiveram UCs com toda a sua área submetida a impactos (perda total). A situação das UCs brasileira em relação às estradas é alarmante, visto que Unidades em todas as situações contêm malha viária ou estão sofrendo com seus efeitos marginais. Devem ser considerados os objetivos de cada categoria de UCs e manter estradas, adequadamente manejadas e monitoradoras, apenas naquelas em que são compatíveis. Otimização e planejamento da rede viária são as chaves para a sustentabilidade desse setor.

Palavras-chave: Zona de efeito de rodovia. Área protegida. Estrada. Ferrovia.

ABSTRACT

The transportation network is one anthropic component intensively present in the world and it can promote negative impacts on the environment. Those impacts have not only a direct effect, but can also extend beyond the road surface affecting the surrounding landscape. Conservation Units (CUs), a type of Brazilian legal protected area, are exposed to roads and influenced by them. The main objective of this research was to evaluate the potential effects of the road network in Conservation Units, aiming to characterize the perception of the employees regarding the negative impacts acting upon the CUs, to characterize the transportation infrastructure in them and to measure the area potentially impacted by road marginal effects. An online questionnaire, accessing the perception about presence and impacts of roads, was developed and sent by e-mail to the CUs' employees. Geospatial analysis was performed on GIS, by measuring road extension, density and the area potentially impacted by road effects in CUs. Road network characterization was compared by two approaches. The extension of road-effect zones acting on wildlife were obtained from a literature review. The found extensions were applied on seven scenarios to identify the area potentially impacted by road effects. The questionnaire was filled up by 278 employees of 290 CUs and geospatial analysis involved 1695 CUs. Both analysis found that the transportation network was present in the majority of CUs (69.3% by questionnaire; 59.3% by GIS), regardless of management category, administrative level, region or biome. Employees indicated road network as a promoter of both benefits and harms. They pointed out that road effects related to the abiotic environment tended to a slightly increase in the last five years. Furthermore, they also pointed out the decrease in animal abundance and illegal wildlife trade as critical effects. It was found about 124,000 km of road network inside CUs (\bar{x} = 8.2 km) and a median density of 0.33 km/km². Extension and density values presented a wide variation. About half of the extensions reported by employees were not compatible with those found in GIS. The scenarios showed a range from 61.7 to 86.8% of CUs' potentially affected, due influence of road marginal effects, that covers from 0.3 to 10.9% of Brazilian protected area. The seven scenarios presented CUs with area completely affected by road network effects. Conservation Units are facing an alarming situation due to transportation infrastructure presence since these areas, in all categories, contain roads or are suffering with their marginal effects. The objectives of each category of CU should be considered and roads should be maintained where they are compatible, properly monitored and managed. Optimization and planning of the road network are the keys to the sustainability of this sector.

Keywords: Road effect zone. Protected area. Road. Railway.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Esquema sobre o cálculo de criticidade por impacto, criticidade geral por UC e criticidade geral por impacto.	44
Figura 2 - Mapa dos polígonos das Unidades de Conservação (n = 1695; A) e da malha viária (B) brasileiras, utilizados nas análises geoespaciais.	47
Figura 3 - Exemplificação da análise em SIG realizada para o cálculo da densidade de malha viária nas Unidades de Conservação brasileiras.....	49
Figura 4 - Etapas desenvolvidas no estabelecimento de cenários de impactos da malha viária sobre a fauna em Unidades de Conservação.	53
Figura 5 - Etapas na determinação das áreas potencialmente impactada e livre de impactos da malha viária em Unidades de Conservação.	55
Figura 6 - Tempo ocupado pelos participantes do questionário como membro da equipe de Unidades de Conservação.	59
Figura 7 - Tipo de infraestrutura viária presente no interior e nos arredores (raio de 1 km) das Unidades de Conservação brasileiras, segundo a percepção dos seus funcionários.	62
Figura 8 - Frequência absoluta de infraestruturas viárias distintas presentes no interior e nos arredores (raio de 1 km) das Unidades de Conservação brasileiras, segundo a percepção dos seus funcionários.	63
Figura 9 - Extensão das infraestruturas viárias presentes no interior e nos arredores (raio de 1 km) das Unidades de Conservação brasileiras, segundo a percepção dos seus funcionários.	63
Figura 10 - Extensão da malha viária presente no interior e nos arredores (raio de 1 km) das Unidades de Conservação brasileiras, por grupo de proteção, segundo a percepção dos seus funcionários.....	64
Figura 11 - Extensão de infraestruturas viárias no interior de Unidades de Conservação, por categoria de manejo, segundo a percepção dos seus funcionários.	65
Figura 12 - Extensão de infraestruturas viárias no raio de 1 km de Unidades de Conservação, por categoria de manejo, segundo a percepção dos seus funcionários.	66
Figura 13 - Tendência nos últimos cinco anos de dezesseis efeitos marginais associados à presença da malha viária, atuando em Unidades de Conservação, de acordo com a percepção dos funcionários.....	69
Figura 14 - Tendência média e desvios padrões dos impactos da malha viária nos últimos cinco anos, em Unidades de Conservação brasileiras, segundo a percepção dos funcionários.....	70
Figura 15 - Distância de alcance de dezesseis efeitos marginais associados a presença da malha viária, atuando em Unidades de Conservação, de acordo com a percepção dos funcionários.	72

Figura 16 - Intensidade de dezesseis efeitos marginais associados a presença da malha viária, atuando em Unidades de Conservação, de acordo com a percepção dos funcionários.....	73
Figura 17 - Permanência de dezesseis efeitos marginais associados à presença da malha viária, atuando em Unidades de Conservação, de acordo com a percepção dos funcionários.....	74
Figura 18 - Criticidade geral associada aos impactos das estradas, segundo a percepção dos gestores das Unidades de Conservação brasileiras, por grupo de proteção, categoria de manejo, esfera administrativa, bioma e região.	75
Figura 19 - Criticidade média associada aos impactos das estradas em Unidades de Conservação brasileiras, segundo a percepção dos funcionários.....	76
Figura 20 - Comparação entre a extensão da malha viária (até 50 km) no interior de Unidades de Conservação, em relação à extensão informada por seus funcionários.	81
Figura 21 - Comparação entre a extensão da malha viária (a partir de 50 km) no interior de Unidades de Conservação, em relação à extensão informada por seus funcionários.	82
Figura 22 - Frequência relativa de Unidades de Conservação de acordo com o percentual de área potencialmente afetada pelos efeitos marginais da malha viária, nos diferentes cenários.	84
Figura 23 - Unidades de Conservação por dimensão de área potencialmente impactada pela malha viária, para o cenário Maior Impacto.	90
Figura 24 - Unidades de Conservação por dimensão de área potencialmente impactada pela malha viária, para o cenário Menor Impacto.	91
Figura 25 - Unidades de Conservação por dimensão de área potencialmente impactada pela malha viária, para o cenário Anfíbios.....	92
Figura 26 - Unidades de Conservação por dimensão de área potencialmente impactada pela malha viária, para o cenário Aves.....	93
Figura 27 - Unidades de Conservação por dimensão de área potencialmente impactada pela malha viária, para o cenário Invertebrados.	94
Figura 28 - Unidades de Conservação por dimensão de área potencialmente impactada pela malha viária, para o cenário Mamíferos.	95
Figura 29 - Unidades de Conservação por dimensão de área potencialmente impactada pela malha viária, para o cenário Répteis.....	96

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Pontuação empregada para análise dos impactos negativos da malha viária em Unidades de Conservação, baseada no método RAPPAM (ERVIN, 2003).....	43
Tabela 2 - Categorias, descrição e classificação adotadas de estradas e rodovias mapeadas no OpenStreetMap.....	47
Tabela 3 - Características dos grupos faunísticos abordados nas publicações utilizadas em cada cenário.	52
Tabela 4 - Distâncias de <i>buffers</i> aplicadas nos cenários de impactos potenciais das infraestruturas viárias atuando sobre as Unidades de Conservação.	54
Tabela 5 - Comparativo entre o total de Unidades de Conservação brasileiras cadastradas no CNUC, em outubro de 2016, o total de Unidades que participaram do questionário e o total de Unidades de Conservação com polígonos utilizados na análise geoespacial.	58
Tabela 6 - Unidades de Conservação brasileiras com presença de malha viária em seu interior, de acordo com a participação no questionário de percepção dos funcionários e com a análise geoespacial.	60
Tabela 7 - Atividades em andamento relacionadas à malha viária, em Unidades de Conservação brasileiras, de acordo com o informado pelas equipes de UCs participantes do formulário (n = 248).	61
Tabela 8 - Percepção sobre as consequências da malha viária nas proximidades das Unidades de Conservação, por grupo de proteção, de acordo com a percepção dos funcionários.	67
Tabela 9 - Aspectos positivos relacionados à presença da malha viária em Unidades de Conservação, de acordo com a opinião de funcionários.	68
Tabela 10 - Aspectos negativos relacionados à presença da malha viária em Unidades de Conservação, de acordo com a opinião de funcionários. ..	68
Tabela 11 – Presença, extensão e densidade de malha viária no interior de Unidades de Conservação, baseada em análises geoespaciais (continua).....	79
Tabela 12 - Número de Unidades de Conservação e a dimensão da área impactada para os sete cenários de efeitos potenciais da malha viária.....	87
Tabela 13 - Percentual da área potencialmente impactada por malha viária em Unidades de Conservação, em relação à área total de cada categoria, de acordo com os cenários propostos.	88
Tabela 14 - Número de Unidades de Conservação e a dimensão da área impactada para os sete cenários de efeitos potenciais da malha viária, para as categorias Área de Proteção Ambiental (APA, grupo Uso Sustentável) e Parque (grupo Proteção Integral).	89

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APA	Área de Proteção Ambiental
ARIE	Área de Relevante Interesse Ecológico
bCMId	Base Cartográfica Integrada do Brasil ao Milionésimo Digital
CBEE	Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas
CIA	<i>Central Intelligence Agency</i>
CNT	Confederação Nacional do Transporte
CNUC	Cadastro Nacional de Unidades de Conservação
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
ESEC	Estação Ecológica
FATMA/SC	Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina
FLONA	Floresta Nacional
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IEMA/ES	Instituto Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Espírito Santo
IF/SP	Instituto Florestal de São Paulo
IUCN	<i>International Union for Conservation of Nature</i>
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MONA	Monumento Natural
OSM	OpenStreetMap
PARNA	Parque Nacional
PNLT	Plano Nacional de Logística e Transportes
RAPPAM	<i>Rapid Assessment and Priorization of Protected Area Management</i>
RDS	Reserva de Desenvolvimento Sustentável
REBIO	Reserva Biológica
REFAU	Reserva de Fauna
RESEC	Reserva Ecológica
RESEX	Reserva Extrativista
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
RVS	Refúgio da Vida Silvestre
SEMA/AM	Secretaria de Estado do Meio Ambiente do Amazonas
SEMA/MT	Secretaria de Estado do Meio Ambiente de Mato Grosso
SEMA/RS	Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável
SIG	Sistema de Informações Geográficas
SIMRPPN	Sistema Informatizado de Monitoria de RPPN
SISBIO	Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
UC	Unidade de Conservação
UNEP-WCMC	<i>United Nations Environment World Conservation Monitoring Centre</i>

UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
WDPA	<i>World Database on Protected Areas</i>
WWF	<i>World Wide Fund for Nature</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	21
2	REFERENCIAL TEÓRICO	25
2.1	As Unidades de Conservação	25
2.2	Efetividade de conservação × número, tamanho e localização	27
2.3	Efetividade de conservação × ameaças	29
2.4	Efetividade de conservação × sustentabilidade	31
2.5	A malha viária e os seus impactos	33
2.6	A ação da malha viária sobre as Unidades de Conservação	35
3	MÉTODOS	39
3.1	Diagnóstico da percepção dos funcionários	39
3.1.1	Estruturação do questionário.....	39
3.1.2	Análises	41
3.2	Caracterização da malha viária e perda potencial de área em Unidades de Conservação	45
3.2.1	Dados geoespaciais.....	45
3.2.2	Caracterização da malha viária	48
3.2.3	Área potencialmente impactada pelos efeitos marginais da malha viária atuando sobre a fauna.....	50
4	RESULTADOS	57
4.1	Diagnóstico da percepção dos funcionários	57
4.1.1	Perfil dos participantes e das Unidades de Conservação sob influência da malha viária	57
4.1.2	A malha viária de acordo com a percepção dos funcionários.....	61
4.1.3	Percepção sobre os efeitos marginais da malha viária	66
4.2	Caracterização geoespacial da malha viária em Unidades de Conservação.....	75
4.2.1	Análise geoespacial x percepção dos funcionários	81
4.3	Área potencialmente impactada atuando sobre a fauna	83
5	DISCUSSÃO	97
5.1	Percepção dos funcionários das Unidades de Conservação	97
5.2	Caracterização da malha viária	105
5.3	Área potencialmente impactada atuando sobre a fauna	113
6	CONCLUSÃO	125
	REFERÊNCIAS	127
	APÊNDICE A	147
	APÊNDICE B	155

1 INTRODUÇÃO

As atividades antrópicas agem irrefutavelmente na degradação e perda de habitats e extinção de espécies. Como alternativa imediata para compensação de tais perdas, cada vez mais áreas para fins de conservação têm sido criadas (CHAPE et al., 2005). O Brasil possui 1,58 mi km² convertidos em Unidades de Conservação (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA, 2018), categorizadas com objetivos diversos, mas com intuito principal de preservar o patrimônio biológico nacional “assegurando amostras significativas e ecologicamente viáveis das diferentes populações, habitats e ecossistemas” (MMA, 2017).

Mesmo sendo legalmente permitidos alguns tipos de usos antrópicos, as Unidades de Conservação estão sujeitas a diversos impactos que ocorrem de modo exploratório, insustentável e, diversas vezes, ilegal. A utilização inadequada causa desequilíbrio e ultrapassa a capacidade de recuperação do ambiente (ALERS et al., 2007). Dentre eles, destacam-se extrativismo de madeira e supressão da vegetação nativa, mineração, agricultura e pecuária, caça, pesca e expansão urbana (TERBORGH; VAN SCHAIK, 2002; ÍSOLA et al., 2006; ALERS et al., 2007; PERELLÓ et al., 2012), na maioria das vezes não desenvolvidos adequadamente para promover a sustentabilidade da área.

Uma das fontes de impacto mais disseminada é a presença de infraestruturas viárias, as rodovias e as ferrovias (FORMAN; REINEKING; HERSPERGER, 2002). Elas se associam a diversos efeitos negativos (BENÍTEZ-LÓPEZ; ALKEMADE; VERWEIJ, 2010), pois facilitam o acesso a áreas remotas e o escoamento da produção (legalizada ou não), seja extrativista, agropecuária ou industrial. A rede viária está associada ao desenvolvimento e progresso de uma região (GOOSEM, 2000; COFFIN, 2007) que, muitas vezes, se opõem aos objetivos conservacionistas das Unidades de Conservação.

Rodovias e ferrovias são consideradas as principais causas de perda e degradação de habitats (VAN DER REE et al., 2011). Os efeitos dessas estruturas são muitas vezes desconsiderados ou avaliados em seu âmbito mais perceptível: a mortalidade de fauna ocasionada por atropelamentos (BISSONETTE; ROSA, 2009; BAGER et al., 2016). No entanto, a rede viária interfere fortemente nas Áreas Naturais Protegidas (BARBER et al., 2014) e nos componentes bióticos, abióticos e ecológicos dos ecossistemas (COFFIN, 2007). Os efeitos associados à malha viária podem estender-se por até vários quilômetros além da sua faixa de domínio (FORMAN; ALEXANDER, 1998; EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009), porém são pouco estudados. Essa lacuna de conhecimento destaca-se especialmente no Brasil, cuja malha viária oficial corresponde a 1,6 milhões de quilômetros, segundo a Confederação Nacional do Transporte (CONFEDERAÇÃO NACIONAL DO TRANSPORTE - CNT, 2017).

A escassez de conhecimento sobre as interferências da malha viária em Unidades de Conservação brasileiras (LIMA, 2013) torna-se um impedimento na avaliação da eficiência dessas áreas e na adoção de medidas mitigadoras dos seus impactos. Um diagnóstico realizado pelo Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas (CBEE), com 243 Unidades de Conservação, revelou que 82% delas apresentam estradas em seu interior ou entorno, a maioria (61%) com extensão superior a 10 km (BAGER, 2012). Há também uma crescente tentativa do governo de facilitar o processo de licenciamento ambiental (atualmente com a Proposta de Emenda à Constituição n° 65 de 2012), principalmente em relação às obras públicas, e certamente influenciará no processo expansão da malha viária. Logo, faz-se emergencial a caracterização das estradas e compreensão dos seus efeitos nas Unidades de Conservação, permitindo que haja embasamento para auxiliar em medidas mitigatórias e na argumentação com

futuros empreendimentos a serem estabelecidos em suas circunvizinhanças e interior.

As Unidades de Conservação enfrentam cenários com diversos graus de impactos no que tange à presença de estradas, que variam de acordo com as características de extensão, largura, volume de tráfego, entre outros. Assim, abre-se margem para a questão: quão eficientes são essas unidades em proteger habitats naturais e espécies, quando se considera os efeitos marginais ocasionados pela malha viária? De modo a contribuir com essa compreensão, o presente trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos marginais potenciais das infraestruturas viárias (rodovias, ferrovias e estradas, rurais e urbanas) em Unidades de Conservação no Brasil. Para isso, foram desenvolvidas análises geoespaciais e da percepção das equipes das Unidades de Conservação, afim de: 1) identificar como os funcionários percebem os impactos negativos da malha viária atuando nestas áreas; 2) caracterizar presença, densidade e extensão da malha viária nas Unidades de Conservação; e 3) mensurar a área potencialmente impactada pela malha viária nas Unidades de Conservação, considerando os efeitos sobre a fauna terrestre. Expandir essa abordagem permitirá uma avaliação mais precisa sobre quais tipos de impactos essas áreas podem enfrentar, estabelecer áreas prioritárias para ações de mitigação deles e direcionar estudos, ações e recursos para locais onde os impactos são mais críticos.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 As Unidades de Conservação

O termo “unidade de conservação” foi legalmente definido pela Lei nº 9.985/2000 como “espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção” (BRASIL, 2000). O mesmo instrumento instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), contribuindo na regulamentação da implementação e gestão dessas áreas.

No entanto, as Unidades de Conservação (UCs) começaram a ser criadas muito antes do SNUC, juntamente com as primeiras regulamentações de cunho ambiental. No Brasil, em 1921, foi instituído o Serviço Florestal e as primeiras categorias, como Parques Nacionais e Reservas Florestais (BRASIL, 1921). A primeira Unidade criada foi o Parque Nacional do Itatiaia, no Rio de Janeiro, em 1937 (RYLANDS; BRANDON, 2005). Outras duas categorias foram regulamentadas pelo Código Florestal de 1965 (Reservas Biológicas e Florestas Nacionais, Estaduais ou Municipais) e, ao fim da década de 60, já existiam 26 Unidades de Conservação (UCs) nacionais e 26 estaduais instituídas no país (RYLANDS; BRANDON, 2005). Nas décadas de 1990 e 2000, o Brasil aumentou substancialmente o número e a área de Unidades de Conservação, representando 74% do total de novas Áreas Naturais Protegidas estabelecidas no mundo entre 2003 e 2008, (JENKINS; JOPPA, 2009; BERNARD; PENNA; ARAÚJO, 2014) e alcançando uma taxa de criação de 7 mi ha/ano (DE MARQUES; PERES, 2015).

O SNUC organizou 12 categorias de manejo divididas entre dois grandes grupos de proteção: as de Proteção Integral e as de Uso Sustentável. As primeiras têm como objetivos a preservação da natureza e de seus recursos, permitindo apenas o uso indireto (há algumas exceções estabelecidas por lei), enquanto as demais visam aliar conservação da natureza com o uso sustentável em parte dos recursos naturais (BRASIL, 2000).

As Unidades de Uso Sustentável são as mais numerosas (1462; 68,1%) e abrangem maior área (mais de 1 mi km²; 65,7%; PERES, 2011; BERNARD; PENNA; ARAÚJO, 2014; MMA, 2018). Elas estão categorizadas em: Área de Proteção Ambiental (APA); Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE); Floresta Nacional (FLONA), Estadual ou Municipal; Reserva de Fauna (REFAU); Reserva Extrativista (RESEX); Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS); e Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN).

Já as Unidades de Proteção Integral representam 31,9% das UCs e ocupam área pouco maior que a metade das Unidades de Uso Sustentável (cerca de 546 mil km²; MMA, 2018). São cinco categorias estabelecidas: Estação Ecológica (ESEC); Monumento Natural (MONA); Parque Nacional (PARNA), Estadual ou Natural Municipal; Refúgio da Vida Silvestre (RVS) e Reserva Biológica (REBIO). Das 12 categorias, apenas a Reserva de Fauna não foi instituída.

A gestão das UCs é realizada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), em nível federal, e pelos órgãos ou pelas secretarias de meio ambiente, em níveis estaduais e municipais. As RPPNs apresentam caráter particular, cuja manutenção e gestão estão a cargo dos proprietários da área. Apesar de não serem geridas por órgãos públicos, as RPPNs são agrupadas pelo MMA em uma das três esferas públicas, de acordo com o órgão responsável por seu reconhecimento.

2.2 Efetividade de conservação × número, tamanho e localização

O Brasil apresenta quase 2,5 mi km² (28,9% do território nacional) sob proteção legal (UNITED NATIONS ENVIRONMENT WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE - UNEP-WCMC, 2016), sendo o maior sistema de Áreas Naturais Protegidas do mundo, em termos de área total (BERNARD; PENNA; ARAÚJO, 2014; CHIARAVALLLOTI et al., 2015; UNEP-WCMC, 2016). Esse conjunto inclui as áreas designadas em nível nacional e internacional (UNEP-WCMC; INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE - IUCN, 2016), além das Unidades de Conservação, como as Reservas e Áreas Indígenas, Sítios Ramsar, Reservas da Biosfera da UNESCO, Áreas do Patrimônio Natural Mundial (*Natural World Heritage sites*). Considerando apenas Unidades de Conservação, a proteção abrange cerca de 1,5 mi km² da área continental, equivalente a 18,4% do território nacional (MMA, 2018). Estes valores apresentam-se acima da média mundial, que, de acordo com o *World Database on Protected Areas* (WDPA), é de 14,7% da superfície terrestre, e já ultrapassaram a meta mundial para 2020, estabelecida pelo Meta 11 do *Aichi Biodiversity Targets* (Metas de Aichi) em 17% de áreas continentais legalmente protegidas (UNEP-WCMC; IUCN, 2016).

As áreas destinadas à conservação já constam como uma das principais formas de uso e ocupação do solo ao redor do mundo (CHAPE et al., 2005). A garantia de que estas áreas realmente contribuirão para conservação mundial, no entanto, não existe (VENTER et al., 2014). Mesmo com o aumento da superfície terrestre sob proteção nas últimas décadas, estima-se que 85% das espécies ameaçadas ainda encontram-se inadequadamente protegidas (DI MININ; TOIVONEN, 2015). Questionamentos sobre o quanto os esforços de conservação realmente contribuem para a manutenção da biodiversidade são comuns, com diversos de estudos tentando estabelecer estes fins (PARRISH;

BRAUN; UNNASCH, 2003; GASTON et al., 2006; RODRIGUES, 2006; LEVERINGTON et al., 2010; KLORVUTTIMONTARA; MCCLEAN; HILL, 2011; PERES, 2011; BARBER et al., 2012; GELDMANN et al., 2013; LE SAOUT et al., 2013; FRANÇOSO et al., 2015; GELDMANN et al., 2015).

Para Chape e colaboradores (2005), todas as Áreas Naturais Protegidas, independentemente das suas restrições e extensões, têm participação na conservação da biodiversidade mundial. Porém, o aumento em número e cobertura dessas áreas é apenas um aspecto no que abrange a sua efetividade quanto aos objetivos de conservação (GELDMANN et al., 2015), constando como um indicador superficial (CHAPE et al., 2005) e devendo estar associado ao manejo adequado das áreas já existentes (LE SAOUT et al., 2013). Além do mais, muitas áreas são estabelecidas desconsiderando quais são as áreas prioritárias para conservação e até mesmo os parâmetros necessários para torná-las eficazes (CHAPE et al., 2005; DI MININ; TOIVONEN, 2015), sendo também influenciadas, em algumas ocasiões, por não apresentarem uso antrópico alternativo (BARR et al., 2011) ou possuírem baixo interesse para agricultura (JOPPA; PFAFF, 2009). Assim, áreas com importância econômica têm a conservação da sua biodiversidade mais negligenciada que as demais (VENTER et al., 2014).

Uma análise abordando vieses na localização de Áreas Naturais Protegidas no mundo identificou que, no Brasil, elas estão relacionadas positivamente à declividade e a distância de cidades e rodovias, ou seja, áreas mais íngremes e mais distantes de cidades e rodovias tendem a ser estabelecidas como Unidades de Conservação (JOPPA; PFAFF, 2009). Logo, uma possível eficiência em conservação pode estar mais relacionada ao isolamento do que à prevenção de ameaças (JOPPA; PFAFF, 2009).

Nota-se também que a proteção dos biomas brasileiros não é representativamente igualitária (BARR et al., 2011). Apesar de sua extrema

importância para biodiversidade e clima mundiais, a Amazônia não é tão ameaçada quanto o Cerrado, que, assim como a Mata Atlântica, é considerado *hotspot* para a conservação (MYERS et al., 2000). Contudo, a Amazônia possui 28,0% do total de suas áreas protegidas, enquanto Cerrado e Mata Atlântica, sob maiores pressões econômicas, possuem 8,3 e 9,4%, respectivamente (MMA, 2018).

2.3 Efetividade de conservação × ameaças

As pressões existentes nos arredores de uma área destinada à conservação são também determinantes da sua eficiência de conservação (BARBER et al., 2012). Ao se proteger uma área, é esperado que as perdas de biodiversidade cessem ou tornem-se menores em relação às áreas circunvizinhas (GASTON et al., 2008; BARBER et al., 2012). Entretanto, tais perdas permanecem e ocorrem também no interior das Áreas Naturais Protegidas (GELDMANN et al., 2013). Um objetivo de conservação bem-sucedido engloba representatividade, redundância e persistência de ecossistemas, populações e espécies (FRANÇOSO et al., 2015) e contribui com a redução da taxa global de declínio de biodiversidade induzida pelo homem (RODRIGUES, 2006). Ou seja, para serem eficientes, as áreas sob proteção devem promover mudanças em relação ao uso e ocupação do solo (JOPPA; PFAFF, 2009).

Mesmo protegidas legalmente, as UCs enfrentam diversos problemas. Ao considerar a esfera administrativa e a categoria das Unidades de Conservação, notam-se contrastes e diversos aspectos de ineficiência. Um estudo avaliando a cobertura natural remanescente do Cerrado indicou que as UCs de Uso Sustentável neste bioma são ineficientes em conter o desmatamento, estando mais próximas de um objetivo social do que ambiental propriamente dito (FRANÇOSO et al., 2015). Os autores indicam também que as áreas de

administração federal obtiveram maior êxito em proteção da biodiversidade, apesar de menos numerosas.

Já Barber e colaboradores (2012), avaliando se as Unidades de Conservação da Amazônia são eficazes em barrar o desmatamento e manter sua cobertura nativa, identificou que, em geral, as UCs têm cumprido o seu papel, mas análises individuais são fundamentais para aprimorar a gestão e garantir a eficácia de proteção. Os autores ressaltam a importância de avaliar outros tipos de impactos para identificar se as UCs conseguem realmente preservar a biodiversidade e os serviços ecológicos.

No Brasil prevaleceram, até os anos 80, as áreas de Proteção Integral, com fins estritamente conservacionistas (PERES, 2011). A atual predominância de Unidades de Uso Sustentável é uma política recente, baseada em demandas políticas e sociais, sobressaindo à necessidade de conservação da biodiversidade, (PERES, 2011). O cenário mundial é semelhante, com a maioria das Áreas Naturais Protegidas sendo de Uso Sustentável, alcançando o crescimento em 14 vezes em número e extensão nos últimos 50 anos (PERES, 2011). No entanto, mesmo as áreas de Proteção Integral permitem certos tipos de usos, o que torna 86% de todas as Áreas Protegidas passíveis à interferências humanas, restando poucas que realmente podem ser consideradas estritamente de Proteção Integral (PERES, 2011).

Considerando ainda as influências econômicas e políticas, as Unidades de Conservação são submetidas a constantes tentativas de redução de área, rebaixamento de categoria e revogação da criação (DE MARQUES; PERES, 2015). Nenhum desses eventos registrados entre 1981 e 2012 foi baseado em estudos ou recomendações técnicas ou sequer passaram por consulta pública, tendo o governo sucumbido às pressões dos setores de agronegócios, de construção e energético (BERNARD; PENNA; ARAÚJO, 2014). A maioria deles ocorreu após 2005 (dentro do período em que também se criaram muitas

UCs; JENKINS; JOPPA, 2009), resultando em perda de proteção em mais de 95 mil km² (PACK et al., 2016).

A criação de UCs também está sujeita a diversos interesses, muitas vezes não havendo planejamento e discussão com comunidades locais adequadamente, podendo resultar em inúmeros problemas, como insatisfação regional, desestabilização cultural e econômica e desapropriação sem indenização (LIMA et al., 2005). O planejamento inadequado também acarreta nos chamados “parques de papel”: unidades criadas por mecanismos legais, mas não instituídas na prática (DE FIGUEIREDO, 2007).

Muitas das Unidades de Conservação não foram efetivamente instaladas ou desapropriadas e outras não possuem sede ou equipe destinada para gestão, manejo e fiscalização ou sequer demarcação de área. Como exemplo, dados do ICMBio indicam que, apenas para as Unidades de Conservação federais, há 1.050 funcionários, representando uma média de 3,2 funcionários/UC e 0,0013 funcionário/km², ou 751,4 km² de área protegida sob responsabilidade de cada funcionário. Considerando os planos de manejo, 55,6% das UCs apresentam plano elaborado e outros 19,8% afirmam ter plano em elaboração (dados referentes a novembro de 2017; INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBio, 2017). Sem uma gestão e manejo adequados, pessoal e recursos alocados, torna-se impossível a contribuição efetiva dessas áreas para a conservação e também se tornam mais suscetíveis a alterações de área e categoria (BERNARD; PENNA; ARAÚJO, 2014).

2.4 Efetividade de conservação × sustentabilidade

Um sistema global efetivo de Áreas Naturais Protegidas é a melhor estratégia para conservar áreas viáveis e representativas dos ecossistemas

naturais e, apesar dos esforços em criação e manutenção dessas áreas, as perdas de habitat e biodiversidade têm se mantido ao longo do tempo (CHAPE et al., 2005). Segundo Gurgel e colaboradores (2009), elas não devem ser pensadas e tratadas como áreas intocáveis e os autores discutem o papel das Unidades de Conservação como contribuintes na economia do país. Tentar inserir as áreas no contexto local, promovendo benefícios socioeconômicos e científicos, pode resultar em melhores esforços de conservação do que a simples restrição proibitiva (GURGEL et al., 2009).

O SNUC estabelece, de acordo com a categoria de manejo, as atividades permitidas em Unidades de Conservação e em suas zonas de amortecimento, apresentando fins educativos, acadêmicos ou econômicos. Assim, baseados nesses usos potenciais, Gurgel e colaboradores (2009) propuseram uma nova classificação das UCs, por ordem de restrição, considerando os papéis econômicos e socioambientais:

- Classe 1 (Pesquisa científica e educação ambiental) – ESECs e REBIOS;
- Classe 2 (Pesquisa científica, educação ambiental e visitação) – Parques e RPPNs;
- Classe 3 (Pesquisa científica, visitação e produção florestal) – FLONAs;
- Classe 4 (Pesquisa científica, visitação e extrativismo) – RESEXs;
- Classe 5 (Pesquisa científica, visitação, produção florestal, extrativismo e agricultura de baixo impacto) – MONAs, RDSs e RVSs;
- Classe 6 (Agropecuária, atividade industrial, núcleo populacional urbano e rural) – APAs e ARIEs.

O potencial econômico das Unidades de Conservação, uma vez inserido no contexto nacional, tende a superar as despesas com sua manutenção e, inclusive, gerar mais lucro que empreendimentos destinados a ocupar suas áreas (PERES, 2011). A sustentabilidade não implica em exploração a qualquer custo, mas o uso de recursos do modo planejado e compatível à conservação.

Apesar de já existirem exemplos práticos de sucesso no Brasil (ex.: RDS Mamirauá e RESEX Chico Mendes), essa realidade ainda é distante graças à variedade de situações enfrentadas pelas UCs, principalmente as relacionadas à efetiva implantação e estruturação e à demanda de pessoal e de recursos (GURGEL et al., 2009). A sustentabilidade nessas áreas também está ligada a presença e densidade humanas, assim como quais níveis de integridade biológica podem ser realmente mantidos frente aos diferentes cenários de ocupação humana e de uso do solo (PERES, 2011).

2.5 A malha viária e os seus impactos

A presença e expansão da malha rodoviária e ferroviária nos arredores de Unidades de Conservação são um grave problema a se investigar na efetividade dessas áreas na manutenção de habitats, espécies e serviços ecológicos, porém pouco considerados. Simultaneamente, a malha viária e o deslocamento permanecem como necessidade para a humanidade, sendo meio de manifestações socioculturais e de promoção à conectividade entre pessoas, às atividades econômicas e políticas, à produtividade e ao progresso de uma região (COFFIN, 2007; VAN DER REE et al., 2011).

Apesar de essenciais para o desenvolvimento socioeconômico, as estradas podem gerar efeitos negativos para a sociedade e para o meio ambiente. Ao serem estabelecidas, elas tornam-se componentes permanentes da paisagem e, atualmente, são um dos componentes mais presentes e predominantes dela (VAN DER REE; SMITH; GRILO, 2015).

O primeiro grande impacto ocorre na criação das estradas, com a conversão da cobertura vegetal natural em uma superfície não habitável (CHAPE et al., 2005; GOOSEM, 2007). Posteriormente, elas também promovem diversas alterações nos componentes dos ecossistemas: 1) abióticos,

como mudanças em corpos hídricos, taxa de erosão, qualidade do ar e da água, intensidade luminosa e sonora; 2) bióticos, promovendo alterações de taxas reprodutivas e de sobrevivência de populações, por agirem como fonte de mortalidade ou barreiras ao movimento, e facilitando a dispersão de espécies exóticas, entre outros; e 3) ecológicos, apresentando efeitos cumulativos relacionados à perda direta de habitats, à redução da sua qualidade pelos efeitos da fragmentação e à perda de conectividade (COFFIN, 2007; BRUSCHI et al., 2015).

Estes efeitos não são estáticos e podem se estender por longas distâncias nas adjacências da malha viária, sendo muito maior que a sua superfície em si (FORMAN et al., 1997; IBISCH et al., 2016). Os efeitos também afetam diferentemente as espécies, pela própria natureza ecológica, morfológica e comportamental de cada uma (VAN DER REE; SMITH; GRILO, 2015). Toda área sob influência das alterações ecológicas favorecidas pela presença de rodovia ou ferrovia é denominada “zona de efeito” (FORMAN et al., 1997).

A extensão da zona de efeito é assimétrica, mesmo considerando uma mesma infraestrutura (FORMAN; DEBLINGER, 2000). Ela varia de acordo com as características da estrada, do tráfego, da paisagem circunvizinha e das espécies locais e sua sensibilidade aos impactos (FORMAN et al., 1997; PEADEN et al., 2015; VAN DER REE; SMITH; GRILO, 2015), assim como com o ciclo circadiano ou entre estações, ou com as condições climáticas (IBISCH et al., 2016). Todas as alterações promovidas pela malha viária tornam os seus arredores locais de baixo aproveitamento, apresentando poucos usos tanto pela população humana quanto pela natureza (FORMAN, 2015).

Alguns estudos buscaram mensurar a zona de efeito das rodovias (FORMAN; DEBLINGER, 2000), a maioria abrangendo grupos específicos, como anfíbios (MARSH; BECKMAN, 2004; SEMLITSCH et al., 2007; EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009), répteis (BOARMAN; SAZAKI,

2006), aves (REIJNEN et al., 1995; BENÍTEZ-LÓPEZ; ALKEMADE; VERWEIJ, 2010) e mamíferos (BISSONETTE; ROSA, 2009; BENÍTEZ-LÓPEZ; ALKEMADE; VERWEIJ, 2010; SHANLEY; PYARE, 2011). Sua extensão variou entre 20 m, para salamandras (MARSH; BECKMAN, 2004) e 5 km, para mamíferos (BENÍTEZ-LÓPEZ; ALKEMADE; VERWEIJ, 2010). A extensão em que as estradas afetam as espécies dependerá das suas próprias características, além das características da infraestrutura em questão (PEADEN et al., 2015).

O conceito de zona de efeito é promissor no planejamento dos transportes (FORMAN; REINEKING; HERSPERGER, 2002). Determinar a zona de efeito auxilia o entendimento da extensão da área impactada pelas estradas (VAN DER REE; SMITH; GRILO, 2015) e fornece suporte ao planejamento e construção e à mitigação dos impactos que estas infraestruturas imprimem ao ambiente (FORMAN, 2015). Contudo, os estudos de Ecologia de Estradas ainda têm pouca influência no planejamento da expansão da malha viária (VAN DER REE; SMITH; GRILO, 2015) e há pouco conhecimento gerado sobre os *designs* alternativos de estradas na redução dos impactos (RHODES et al., 2014).

2.6 A ação da malha viária sobre as Unidades de Conservação

Apesar de Joppa e Pfaff (2009) concluírem que há uma tendência de rodovias estarem localizadas distantes de Áreas Protegidas, muitas UCs apresentam malha viária em seu interior e em sua área de amortecimento. Contudo, não existem dados oficiais sobre extensão da malha viária e intensidade de tráfego. Já Newmark e colaboradores (1996) afirmam que as estradas são uma das características antrópicas mais presentes dentro de áreas destinadas à conservação no mundo. Um levantamento realizado com 125 Unidades de

Conservação federais brasileiras indicou que 83% delas apresentam estradas em seu interior, com 22% apresentando mais de 90 km (LIMA, 2013). Sobre essas estradas, pelo menos 38% não possuíam licenciamento ambiental.

O Brasil é o quarto país com a maior rede rodoviária do mundo (desconsiderando as vias urbanas) e o 10º em extensão de ferrovias (CENTRAL INTELLIGENCE AGENCY - CIA, 2017). Laurance e colaboradores (2009) citam três rodovias brasileiras como as mais destrutivas em zonas tropicais (BR-010: Belém-Brasília, BR-364: Cuiabá-Porto Velho, BR-163: Cuiabá-Santarém) e todas elas cortam ou se encontram a menos de 1 km de Unidades de Conservação (informação obtida com os bancos de dados utilizados durante este trabalho). A deficiência de informações sobre a malha viária nas UCs é mais um aspecto enfraquecedor da conservação brasileira e mais um impacto a ser somado ao se considerar a efetividade dessas áreas. Suas consequências podem ser ainda mais agravantes do que em áreas não protegidas, nas quais muito da paisagem matriz já foi convertida, e as Unidades de Conservação podem ser verdadeiras ilhas de habitats. Pouco se pensa sobre o impacto dessas estruturas na conservação, quanto mais naqueles pouco perceptíveis: alterações na qualidade do ar e água, intensidade luminosa, nível de ruídos, erosão, exposição aos ventos etc. (COFFIN, 2007).

Mais do que uma área do conhecimento, a Ecologia de Estradas é uma ciência aplicada e deve ser utilizada na busca de estradas sustentáveis. Deve ser ponderado quanto de expansão realmente é necessário e desejável, em qual área deve ser implantada, sob qual meio de transporte e se é possível otimizar um design efetivo, pensando na malha viária já existente (VAN DER REE; SMITH; GRILO, 2015). A redução dos impactos negativos e a almejada sustentabilidade apenas ganharão força quando existir um diálogo entre a academia e os planejadores e tomadores de decisão (VAN DER REE et al., 2011): os primeiros devem buscar questões aplicadas de relevância para os planejadores, enquanto

estes devem reconhecer o suporte gerado pelo conhecimento científico (VAN DER REE; SMITH; GRILO, 2015).

Para uma maior eficácia em conservação nos aspectos relacionados à malha viária, Forman e Deblinger (2000) sugerem que estradas, especialmente as de maior intensidade de tráfego, devem ser mantidas distantes de Áreas Protegidas e que o planejamento futuro dessas estruturas busque manter o fluxo biológico aliado ao transporte seguro. Monitorar as pressões antrópicas sobre UCs e a sua eficácia em conservação são aspectos fundamentais para gestão em longo prazo (BARBER et al., 2012), e os aspectos relacionados à malha viária devem ser incluídos. Detalhar tais impactos auxilia a compreender porque algumas áreas persistem e outras não, mesmo quando situadas em locais próximos (BARBER et al., 2012).

3 MÉTODOS

As Unidades de Conservação de todo país e níveis administrativos foram englobadas no desenvolvimento deste trabalho. O Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC) e as informações geradas pelo ICMBio/MMA foram utilizadas como ponto de partida, utilizando-se também de outras fontes, quando disponíveis (especificadas nos tópicos seguintes). O CNUC tem a proposta de unificar essas informações, formando uma base de dados única. No entanto, o CNUC está em constante atualização, já que se trata de um autocadastramento, devendo ser preenchido pelos responsáveis de cada Unidade. Durante a coleta de dados, em outubro de 2016, existiam 2039 UCs (MMA, 2016a) e, até a finalização deste trabalho, constavam 2146 UCs (MMA, 2018).

A partir das informações obtidas das Unidades de Conservação, foram desenvolvidos: (1) um diagnóstico com os membros das equipes das Unidades de Conservação, elaborando um questionário focado na percepção sobre as infraestruturas presentes nas áreas e o seus impactos marginais; e (2) uma análise geoespacial das infraestruturas viárias em relação às UCs, em sistema de informações geográficas (SIG), avaliando a presença e disseminação da malha viária no interior das Unidades e a extensão potencial dos seus efeitos.

3.1 Diagnóstico da percepção dos funcionários

3.1.1 Estruturação do questionário

Para realizar o diagnóstico da percepção das equipes das Unidades de Conservação sobre os impactos da malha viária nas áreas sob sua gestão, foi elaborado um questionário em plataforma online (Google Formulários). O questionário apresentou 23 questões, distribuídas em oito etapas (Apêndice A).

Na primeira etapa, foram solicitados dados da UC e do responsável pelo preenchimento, como a esfera administrativa e a categoria de manejo, assim como função desempenhada pelo participante e o tempo como funcionário na UC. A segunda e a terceira partes consistiram em caracterizar a presença, tipo e extensão da malha viária no interior e nos arredores (raio de 1 km) da UC. No caso da UC não apresentar malha viária nos arredores ou no interior, o questionário era encerrado na segunda etapa. Por fim, foram questionados aspectos relacionados aos efeitos (positivos e negativos) da malha viária (etapa 4), assim como a percepção sobre tendência nos últimos cinco anos (etapa 5), distância de alcance (etapa 6), intensidade (etapa 7) e permanência (etapa 8) de 16 efeitos considerados negativos relacionados à presença e ao funcionamento da malha viária.

As questões das etapas 5 a 8, relacionadas à percepção dos efeitos, foram baseadas em questões propostas pelo método RAPPAM (ERVIN, 2003), desenvolvido para avaliar a efetividade de gestão através de diversos aspectos. Um desses aspectos abrange 16 pressões e ameaças, avaliadas em escala graduada de atuação nas UCs conforme a sua tendência, abrangência, intensidade e permanência (ICMBIO; WORLD WIDE FUND FOR NATURE - WWF, 2011).

Os 16 impactos negativos listados no questionário foram: poluição do ar, poluição do solo, poluição das águas, poluição sonora, poluição luminosa, alteração de cursos d'água, assoreamento de cursos d'água, erosão, conversão do uso do solo, redução da biodiversidade/abundância de plantas, redução da biodiversidade/abundância de animais, mortalidade de animais, perda de cobertura vegetal, introdução de espécies exóticas, desmatamento e tráfico de animais silvestres.

Nas etapas 6 a 8 foram adotadas as seguintes definições:

- Distância de alcance – a extensão que o impacto da estrada ou ferrovia alcança além da sua faixa de rodagem;
- Intensidade – “nível em que o impacto afeta os recursos da Unidade de Conservação” (ERVIN, 2003);
- Permanência – “período de tempo necessário para que o recurso afetado se recupere” (ERVIN, 2003).

O questionário foi encaminhado aos gestores, analistas e responsáveis das Unidades de Conservação e órgãos gestores através de mensagem eletrônica (*e-mail*). Os contatos dos membros das equipes foram extraídos do CNUC em outubro de 2016 (ICMBIO, 2016), páginas eletrônicas do ICMBio e órgãos gestores estaduais, e também através de contato direto com membros dessas instituições. O *e-mail* também autorizava o encaminhamento do formulário a outros membros das equipes das Unidades. Assim, não se sabe precisamente quantas UCs podem ter recebido o convite para participação na pesquisa, uma vez que a abordagem planejava atingir o máximo de Unidades possível. A cada duas semanas, a mensagem era reencaminhada para os endereços que ainda não haviam participado da pesquisa. O questionário ficou disponível por quatro meses (entre janeiro e maio de 2017).

O questionário está cadastrado no Sistema de Autorização e Informação da Biodiversidade (SISBIO), mantido pelo MMA, com Autorização para atividades com finalidade científica sob o número 57170-2.

3.1.2 Análises

Apenas uma resposta por Unidade de Conservação foi considerada na análise dos resultados. Quando houve mais de um participante para uma mesma Unidade, foi utilizada a resposta do funcionário mais antigo, por considerar que maior tempo de experiência em uma UC permite um conhecimento mais

aprofundado da mesma. Também não foram consideradas respostas conjuntas, ou seja, quando apenas um formulário foi preenchido para duas ou mais UCs.

O nível de severidade, ou criticidade, é um índice proposto pelo método RAPPAM (ERVIN, 2003), que busca mensurar quão crítico é o estado de uma Unidade de Conservação considerando determinada pressão ou ameaça (ICMBIO; WWF, 2011). Esse índice é quantificado através do produto das pontuações de distância, intensidade e permanência (TABELA 1; FIGURA 1) de cada impacto e foi calculado para os 16 impactos listados, em cada uma das UCs participantes. A pontuação de cada item segue uma escala graduada (TABELA 1), variando de 0 (distância = 0 x intensidade = 0 x permanência = 0) a 125 (distância = 5 x intensidade = 5 x permanência = 5). Dessa forma, cada Unidade de Conservação obteve 16 índices de criticidade, um para cada impacto (FIGURA 1). Quanto maior o valor da criticidade, mais susceptível é a Unidade de Conservação a determinado impacto.

Para avaliar a susceptibilidade das Unidades de Conservação aos impactos citados da malha viária, através da percepção dos funcionários, obteve-se a criticidade geral de cada UC (FIGURA 1). Calculou-se a criticidade geral a partir de uma média entre as criticidades dos 16 impactos e dividida pela pontuação máxima que pode ser obtida (125). Os valores apresentados como percentuais podem “ser entendidos como um indicador relativo do nível de severidade deste conjunto de impactos” (ICMBIO; WWF, 2011).

Para não induzir o participante a escolher uma das respostas durante o preenchimento, foi acrescentada a opção “não sei”, a que foi atribuída valor igual a zero (TABELA 1). Logo, quando tal opção foi escolhida, a criticidade do impacto também teve valor igual a zero. Para igualar os pesos das criticidades gerais e não atribuir viés a análise, foi atribuído ao valor da criticidade geral do impacto (que representa a média; FIGURA 1) àqueles valores de criticidade iguais a zero. Portanto, evitou-se que a criticidade geral de cada UC fosse

calculada com quantidades distintas de criticidade por impacto. Ainda assim, descartaram-se as UCs que apresentaram mais de oito das 16 criticidades iguais a zero, ou seja, foram consideradas apenas as respostas para as Unidades com pelo menos 50% dos valores de criticidade. A criticidade geral das UCs foi avaliada por grupo de proteção, categoria de manejo, esfera administrativa, bioma e região. Foram apresentados apenas os resultados que tiveram mais de dez amostras.

Tabela 1 - Pontuação empregada para análise dos impactos negativos da malha viária em Unidades de Conservação, baseada no método RAPPAM (ERVIN, 2003).

Distância de alcance		Intensidade		Permanência		Tendência	
Opção	Pont	Opção	Pont	Opção	Pont	Opção	Pont
Superior a 1 km	= 5	Severo	= 5	Permanente (> 100 anos)	= 5	Aumentou drasticamente	= 2
De 500 m a 1 km	= 4	Alto	= 4	Longo prazo (20 – 100 anos)	= 4	Aumentou ligeiramente	= 1
De 100 m a 500 m	= 3	Moderado	= 3	Médio prazo (5 – 20 anos)	= 3	Permaneceu constante	= 0
Da margem até 100 m	= 2	Suave	= 2	Curto Prazo (< 5 anos)	= 2	Diminuiu ligeiramente	= -1
Sobre a superfície	= 1	Ausente	= 1	Ausente	= 1	Diminuiu drasticamente	= -2
Não sei	= 0	Não sei	= 0	Não sei	= 0	Não sei	= x

Legenda: Pont = pontuação.

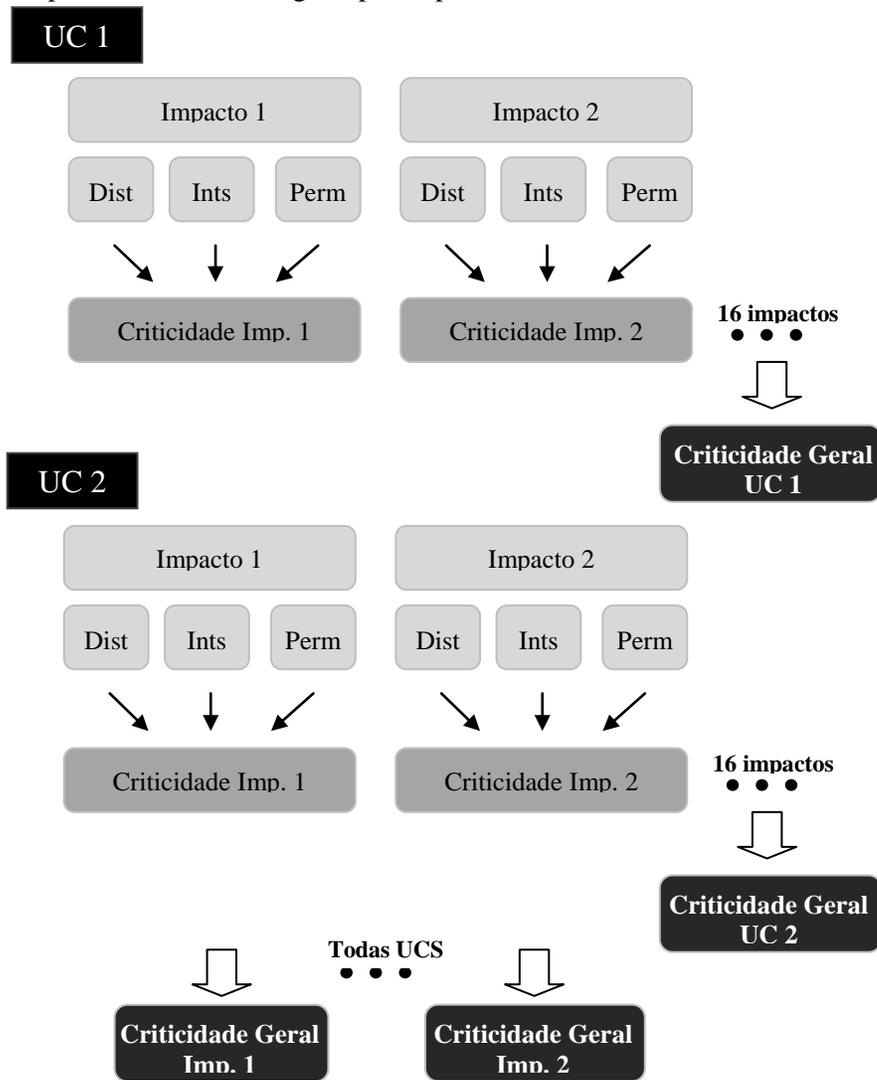
Fonte: Do autor (2018).

A criticidade geral de cada impacto foi calculada de modo semelhante e em seguida, foram comparadas para identificar aqueles que, segundo a percepção dos funcionários, seriam os mais críticos em relação à malha viária.

A Figura 1 ilustra, esquematicamente, como foram realizados os cálculos de criticidade. Em resumo, foram calculadas: 1) a criticidade por impacto, por meio do produto de intensidade, distância e permanência; 2) a

criticidade geral da UC, através da média das 16 criticidades por impacto; e 3) a criticidade geral do impacto, por meio da média dos valores de criticidade por impacto, com todas as UCs.

Figura 1 - Esquema sobre o cálculo de criticidade por impacto, criticidade geral por UC e criticidade geral por impacto.



Legenda: Dist. = distância, Ints = intensidade, Perm = permanência.
 Fonte: Do autor (2018).

Já a tendência de cada impacto nos últimos cinco anos foi avaliada através da média entre as pontuações obtidas por Unidade de Conservação. A escala graduada para tendência variou de -2 (redução drástica) a 2 (aumento drástico; TABELA 1). As respostas “não sei” foram desconsideradas do cálculo.

3.2 Caracterização da malha viária e perda potencial de área em Unidades de Conservação

3.2.1 Dados geoespaciais

A caracterização da malha viária contida no interior de Unidades de Conservação e a quantificação de perda potencial de área sob influência das infraestruturas viárias foram realizadas por meio de análises geoespaciais. Informações geográficas (*shapefiles*) foram obtidas: 1) Unidades de Conservação e biomas, disponibilizados pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2016b); 2) limites geográficos do Brasil e dos estados, obtidos na base cartográfica do IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2014); e 3) malha viária brasileira, disponibilizado pelo OpenStreetMap (OSM) para as rodovias e vias urbanas (OPENSTREETMAP, 2017), e pelo Ministério dos Transportes, Portos e Aviação Civil para as ferrovias (MINISTÉRIO DOS TRANSPORTES, PORTOS E AVIAÇÃO CIVIL - MTPA, 2010).

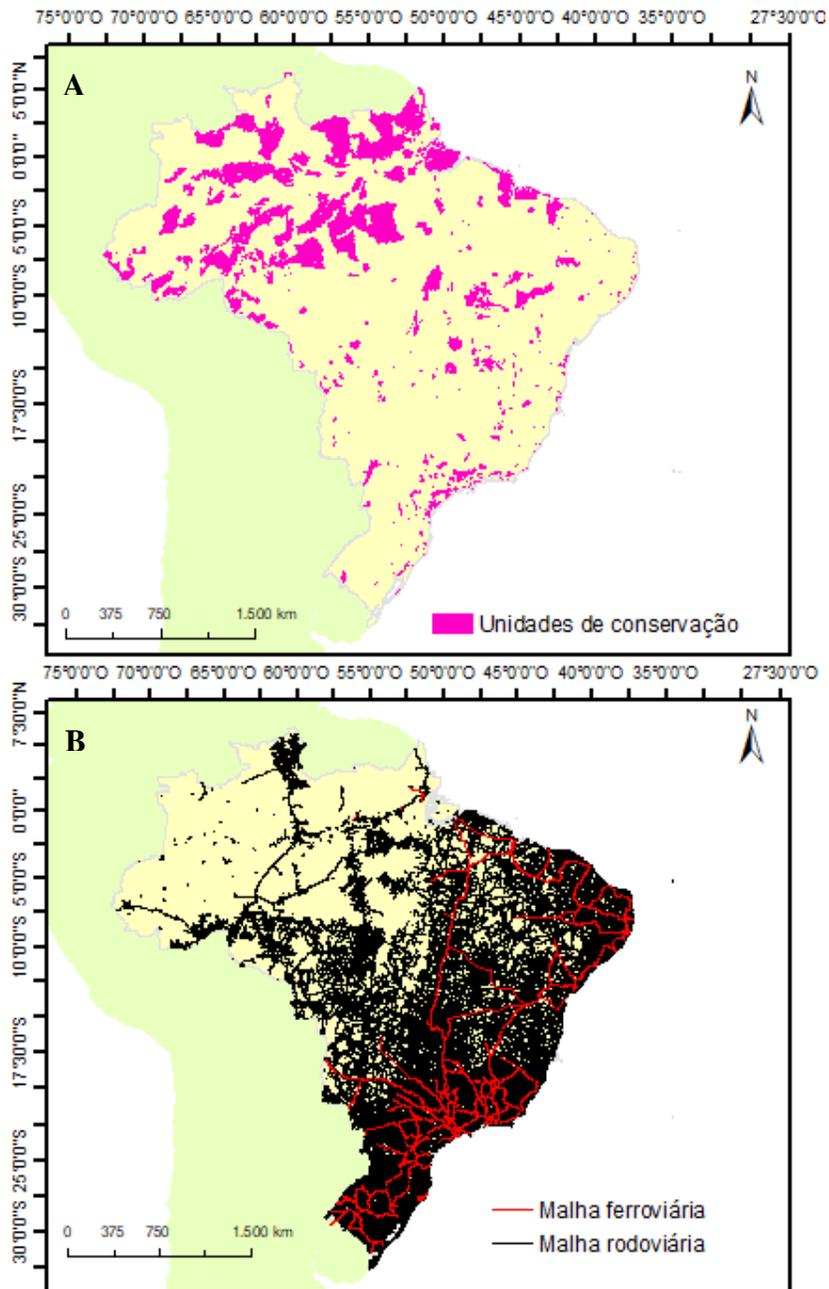
Ao *shapefile* das Unidades de Conservação, foram adicionados alguns polígonos ausentes, obtidos em páginas dos órgãos ambientais estaduais (SEMA/AM, SEMA/MT, SEMA/RS, IF/SP, IEMA/ES, IAP, FATMA/SC) e municipais (Secretaria Municipal do Meio Ambiente do Rio de Janeiro) e no Sistema Informatizado de Monitoria de RPPN (SIMRPPN, mantido pelo ICMBio), assim também como informações referentes aos estados, regiões e

biomas. Com isso, foram obtidas algumas categorias de Unidades consideradas nos sistemas estaduais e municipais, mas não no SNUC, como as estradas-Parque e as Reservas Ecológicas (RESEC). Utilizando-se os limites continentais do território brasileiro, removeu-se toda área marinha protegida (espelho d'água), considerando para os fins deste trabalho apenas a área terrestre (parte insular incluída), inclusive para Unidades de Conservação com bioma declarado Marinho. Por fim, a área terrestre de cada UC foi calculada.

A base geoespacial do OSM é livre, atualizada semanalmente e criada em plataforma colaborativa, com foco em mapeamento de ruas e estradas, sendo uma das mais usadas, citadas e analisadas atualmente, além de uma das melhores opções de dados geográficos (IBISCH et al., 2016). No arquivo utilizado, as vias são divididas em 18 categorias. Foram desconsideradas, para este trabalho, as vias destinadas a pedestres e mantidas as vias descritas na Tabela 2 . A malha viária utilizada somou 1.826.826,50 km de vias pavimentadas e não pavimentadas e 35.396,57 km de estradas de ferro, enquanto dados oficiais indicam 1.578.297 km de rodovias e 29.774 km de ferrovias (CNT, 2017).

A Figura 2 representa a localização e distribuição dos objetos utilizados durante as análises desse trabalho. Todas as análises geográficas (cálculo da densidade e extensão de malha viária nas Unidades de Conservação e a dimensão da área potencialmente impactada) foram desenvolvidos com recursos do ArcGIS 10.3 (ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE - ESRI, 2017), com o Sistema de Coordenadas Projetadas *South America Albers Equal Area Conic*.

Figura 2 - Mapa dos polígonos das Unidades de Conservação (n = 1695; A) e da malha viária (B) brasileiras, utilizados nas análises geoespaciais.



Fonte: Do autor (2018).

Tabela 2 - Categorias, descrição e classificação adotadas de estradas e rodovias mapeadas no OpenStreetMap.

Categoria OSM	Descrição	Classificação – Tipo de pavimento
Motorway, motorway link	Vias de duas ou mais faixas, e suas conexões	Pavimentadas Alto Impacto
Trunk, trunk link	Vias de duas faixas, e suas conexões	Pavimentadas Alto Impacto
Primary, primary link	Vias primárias, geralmente ligando cidades maiores, e suas conexões	Pavimentadas
Secondary, secondary link	Vias secundárias, geralmente ligando cidades menores, e suas conexões	Pavimentadas
Tertiary, tertiary link	Vias locais e suas conexões	Pavimentadas
Unclassified	Vias locais, de classificação inferior às terciárias	Pavimentadas
Service	Vias de acesso ou dentro de propriedades industriais, parques empresariais, etc.	Pavimentadas
Residential	Vias primariamente cercadas por residências	Pavimentadas
Tracks (graus 1 a 5)	Vias para uso agrícola e florestal, normalmente com superfícies sem pavimento	Não Pavimentadas

Nota: A classificação por tipo de pavimento foi estabelecida para ser aplicada nos cenários de impactos potenciais das infraestruturas viárias atuando sobre as Unidades de Conservação (pag. 50).

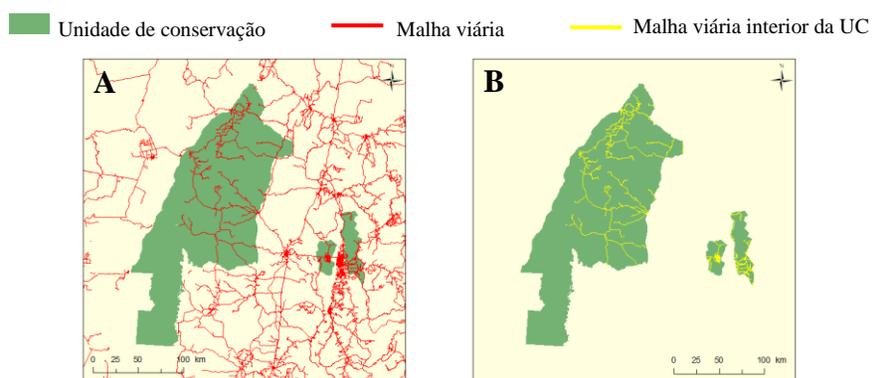
Fonte: Do autor (2018, baseado em OPENSTREETMAP WIKI, 2017).

3.2.2 Caracterização da malha viária

A caracterização geoespacial da malha viária foi realizada com sobreposição e recorte do *shapefile* das infraestruturas viárias pelo *shapefile* das UCs (FIGURA Figura 3A), extraíndo apenas as estradas contidas em seu interior (FIGURA Figura 3B). A extensão total e a densidade de malha viária para cada Unidade foram calculadas. As UCs com extensões de malha viárias inferiores a 0,05 km foram consideradas virtualmente isentas da presença de malha viária,

uma vez que podem ocorrer pequenos erros de projeção ao se realizar um mapeamento ou criar uma base de dados geográficos.

Figura 3 - Exemplificação da análise em SIG realizada para o cálculo da densidade de malha viária nas Unidades de Conservação brasileiras.



Legenda: A) Malha viária brasileira (vermelho) próxima a Unidades de Conservação (verde) e B) Malha viária inserida (amarelo) no interior de Unidades de Conservação (verde). Extensão da malha viária (em B) foi utilizada para o cálculo de densidade.

Fonte: Do autor (2018).

Os dados foram então sumarizados e comparados, por meio de estatística descritiva, de acordo com grupo de proteção, categoria de manejo, esfera administrativa, bioma e região. Unidades de Conservação pertencentes a mais de um bioma ou região tiveram seus polígonos seccionados, para as análises envolvendo estas duas variáveis, e tratadas como objetos diferentes, cada um representando seu bioma ou sua região respectivo. Não houve perda em área total das UCs. Os resultados dessa abordagem foram comparados descritivamente com os gerados no diagnóstico da percepção dos gestores, verificando a correspondência entre si.

A distribuição dos dados de extensão e densidade de malha viária no interior das UCs foi não-normal (teste de Kolmogorov-Smirnov $p < 0,01$, para

ambos). Por isso, optou-se pela representação dos dados por meio de mediana e coeficiente de variação.

3.2.3 Área potencialmente impactada pelos efeitos marginais da malha viária atuando sobre a fauna

Para avaliação dos efeitos marginais potenciais da malha viária agindo sobre Unidades de Conservação, foram propostos cenários atuando sobre grupos faunísticos, através de informações obtidas da literatura científica. Um levantamento bibliográfico foi realizado, buscando-se publicações que dimensionassem a extensão dos efeitos da malha viária além da sua faixa de domínio (zona de efeito). Artigos científicos foram procurados em bases de periódicos, utilizando-se palavras-chave como EFFECT ZONE, EDGE EFFECT, DISTANCE, ROAD, HIGHWAY, RAIL, RAILWAY, em diferentes combinações e usando operadores booleanos. Citações em artigos que indicassem novas referências também foram utilizadas como fonte de busca.

Consideraram-se apenas artigos que mensurassem os impactos atuando em populações animais presentes nas áreas circunvizinhas às infraestruturas viárias. De cada artigo, foram extraídos o grupo faunístico investigado (invertebrados, anfíbios, répteis, aves ou mamíferos), as características da infraestrutura viária (tipo de estrada, número de faixas e tipo de pavimento) e a distância em que foram detectadas alterações sobre as populações ou as comunidades (diferenças significativas de abundância, riqueza, distribuição, comportamento, fatores reprodutivos ou características morfológicas).

Em artigos que se detectou mais de um tipo de alteração ou foram avaliados diversos grupos faunísticos, tratou-se cada resultado como um novo aspecto. Quando não foi determinado um único valor de distância de detecção de um efeito marginal, mas sim uma faixa (valor máximo e mínimo), considerou-se a distância média. Foram obtidos 52 artigos científicos (periódicos de fator de

impacto entre 0,75 e 9,4) e 92 distâncias de zona de efeito de malha viária (TABELA S1, Apêndice B).

Os artigos foram então agrupados em quatro conjuntos, de acordo com as características da malha viária (TABELA 2). O conjunto “Pavimentadas Alto Impacto” considerou as estradas pavimentadas de maior porte, de alta velocidade e maior tráfego, acima de duas faixas (*motorways*, *highways* e *interstate roads*). O conjunto “Não Pavimentadas” englobou artigos mensurando impactos de estradas não pavimentadas e em “Ferrovias”, artigos de estradas de ferro (ferrovias). Por fim, artigos levantando informações sobre as demais estruturas viárias pavimentadas, ou considerando mais de um tipo de estrutura ou a rede viária de determinada área, foram utilizados em “Pavimentadas”.

A partir dessas subdivisões, foram criados sete cenários (TABELA 3) para avaliar os impactos potenciais das diferentes estruturas viárias nas Unidades de Conservação. Cada cenário foi composto por quatro distâncias de impacto potencial, relacionadas aos quatro conjuntos das estruturas viárias, a partir das quais foram criados *buffers* (TABELA 4; FIGURA 4). O *buffer* é uma área criada em torno de uma figura geométrica (ponto, linha ou polígono), baseado uma unidade de distância (ESRI, 2018), funcionando como uma espécie de “raio” a partir da margem do objeto. Por isso, cada *buffer* representa a área englobada pela zona de efeito da respectiva infraestrutura viária.

As distâncias de *buffers* aplicadas em cada cenário estão apresentadas na Tabela 4 e as categorias das vias encontradas no *shapefile* do OSM foram consideradas nas divisões dos *buffers*, conforme consta na Tabela 2 . O primeiro cenário considerou o maior impacto possível em cada conjunto de infraestrutura, utilizando as maiores distâncias encontradas. Em sequência, foi avaliado o menor impacto possível por tipo de estrutura, de modo semelhante, considerando as menores distâncias. Os demais cenários foram aplicados aos grupos faunísticos (mamíferos, aves, anfíbios, répteis e invertebrados), a partir dos

artigos específicos de cada grupo, e feita uma média entre os valores encontrados pelos diferentes trabalhos, para cada grupo de infraestrutura viária (TABELA 3).

Tabela 3 - Características dos grupos faunísticos abordados nas publicações utilizadas em cada cenário.

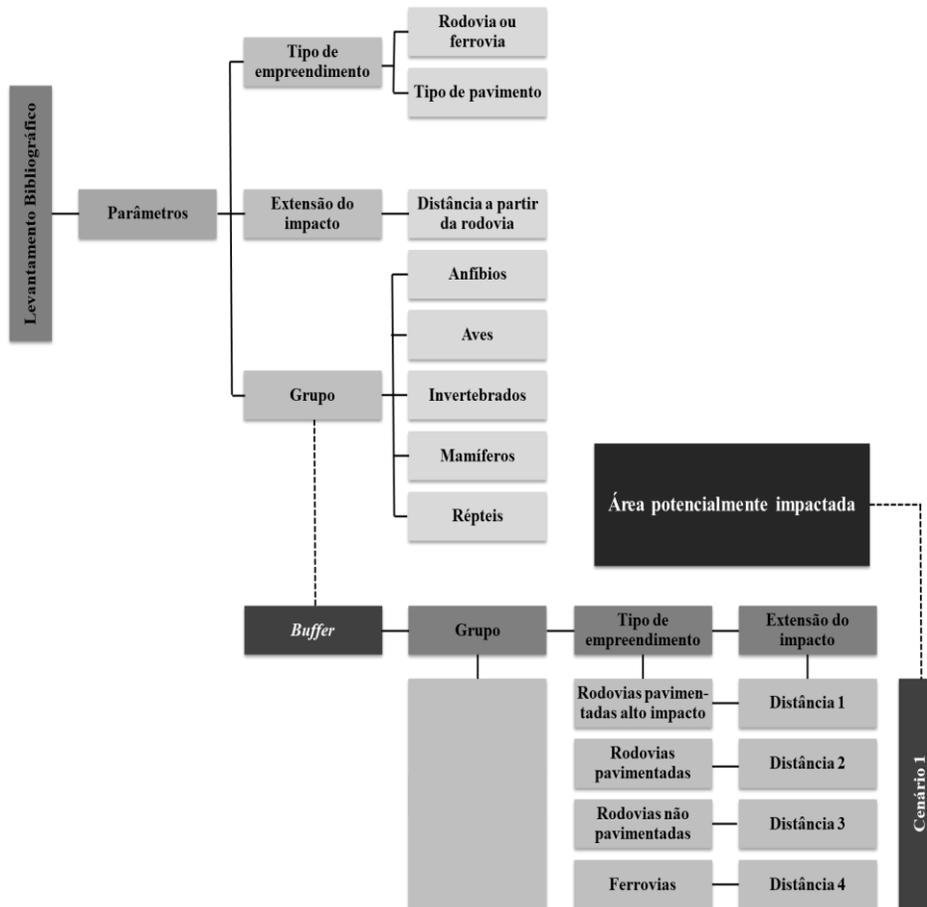
Cenário	Descrição
Maior impacto	Trabalhos que detectaram maiores distâncias de impacto, independentemente do grupo faunístico
Menor impacto	Trabalhos que detectaram menores distâncias de impacto, independentemente do grupo faunístico
Anfíbios	Trabalhos envolvendo anuros e salamandras
Aves	Trabalhos envolvendo passeriformes, aves de rapina, aves em temporada reprodutiva, aves generalistas e especialistas
Invertebrados	Trabalhos envolvendo artrópodes e invertebrados de solo
Mamíferos	Trabalhos envolvendo cervídeos, carnívoros, herbívoros, morcegos e pequenos mamíferos
Répteis	Trabalhos envolvendo tartarugas e lagartos

Fonte: Do autor (2018).

Um único artigo foi localizado mensurando a extensão do impacto associado a ferrovias (CLAUZEL; GIRARDET; FOLTÊTE, 2013). Neste trabalho, foi observado que entre 60 e 80% de todo impacto ocorre dentro dos primeiros 500 m da ferrovia, enquanto 50% do impacto ocorre até 3500 m. Por isso, optou-se por considerar como distância de maior impacto o valor de 3500 m e, para os demais cenários, aplicar o valor de 500 m (TABELA 4), já que a média seria muito superior a dos demais grupos.

Já para as estradas pavimentadas de alto impacto em invertebrados e as não pavimentadas em répteis, não foram encontradas publicações científicas. Optou-se, então, por aplicar para os invertebrados as distâncias encontradas para as demais estruturas pavimentadas e, para os répteis, a distância média de todos os artigos considerando estradas não pavimentadas (TABELA 4).

Figura 4 - Etapas desenvolvidas no estabelecimento de cenários de impactos da malha viária sobre a fauna em Unidades de Conservação.



Fonte: Do autor (2018).

Tabela 4 - Distâncias de *buffers* aplicadas nos cenários de impactos potenciais das infraestruturas viárias atuando sobre as Unidades de Conservação.

Cenário	Distância (m)			
	Pavimentadas Alto Impacto (N)	Não Pavimentadas (N)	Ferrovias (N)	Pavimentadas (N)
Maior impacto	5000	1200	3500	1500
Menor impacto	200	10	500	5
Anfíbios	625 (1)	50 (1)	500 ^c (1)	432 (7)
Aves	638 (8)	94 (8)	500 ^c (1)	454 (18)
Invertebrados	40 ^a (13)	41 (3)	500 ^c (1)	40 (13)
Mamíferos	1281 (8)	453 (3)	500 ^c (1)	417 (14)
Répteis	453 (2)	153 ^b (15)	500 ^c (1)	270 (3)
N total	19	15	2	56

N – número de respostas biológicas/ecológicas localizadas, resultando em diferentes extensões de impactos, nas quais se basearam os valores médios.

^a Não foram encontradas publicações que mensurassem os efeitos desse grupo de estruturas nos invertebrados. Por isso, adotou-se a distância das demais vias pavimentadas para o mesmo grupo.

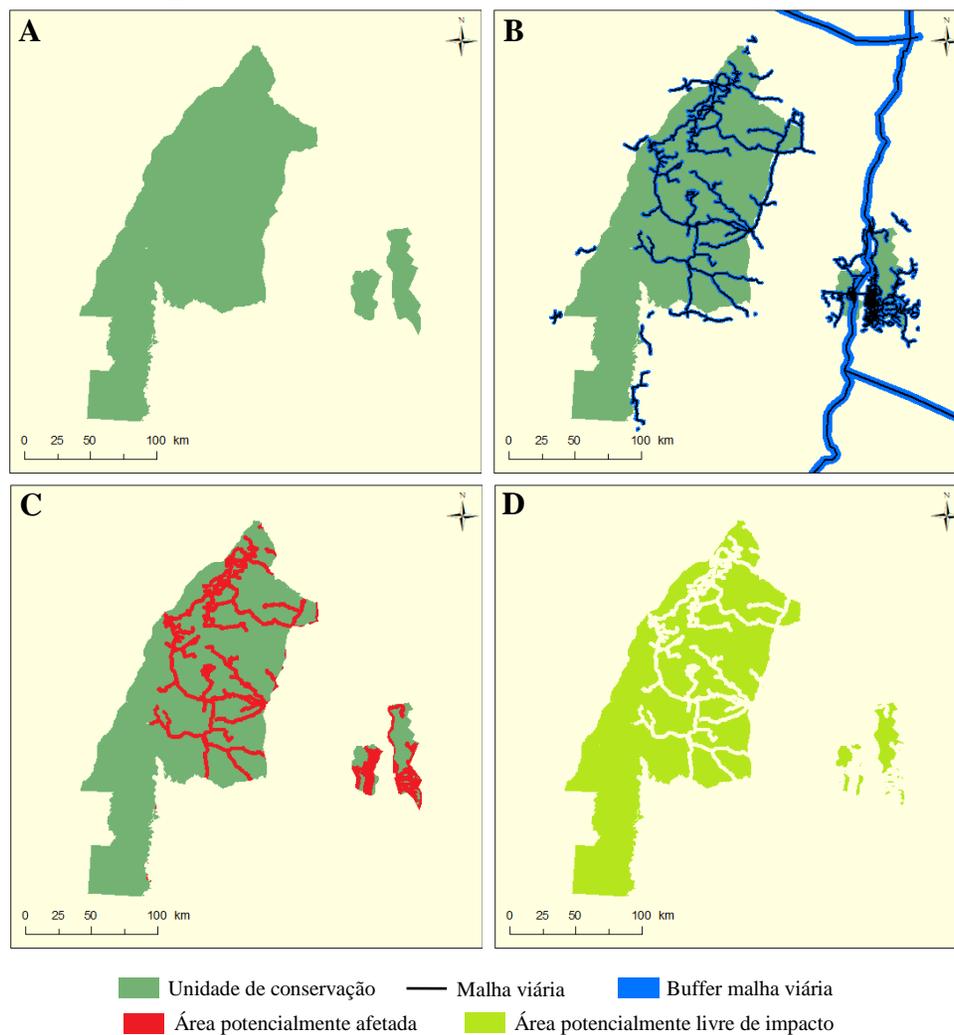
^b Não foram encontradas publicações que mensurassem os efeitos desse grupo de estruturas nos répteis. Por isso, adotou-se a distância média, considerando todos os artigos em estradas não pavimentadas.

^c Como apenas um artigo foi encontrado mensurando os efeitos das ferrovias, adotou-se o valor de 500 m devido a 60 a 80% do impacto está localizado nesta distância (CLAUZEL; GIRARDET; FOLTÊTE, 2013).

Fonte: Do autor (2018).

Com os *buffers* criados, removeu-se a área das UCs sobrepostas a eles (em cada cenário), obtendo a área remanescente, potencialmente “livre de impacto” da malha viária para cada Unidade (FIGURA Figura 5). A área remanescente e a área impactada foram calculadas e as Unidades de Conservação foram então categorizadas para cada cenário proposto, pelo percentual de área potencialmente impactada (“perdida”), de acordo com os grupos de proteção e as categorias de manejo.

Figura 5 - Etapas na determinação das áreas potencialmente impactada e livre de impactos da malha viária em Unidades de Conservação.



Legenda: A) Unidades de Conservação, área completa. B) Malha viária e *buffers* aplicados com extensões diferentes, de acordo com a viária. C) Área potencialmente perdida (remoção da sobreposição ao *buffer*), afetada pela malha viária. D) Área potencialmente livre de impacto.

Fonte: Do autor (2018).

4 RESULTADOS

4.1 Diagnóstico da percepção dos funcionários

Participaram do questionário 290 Unidades de Conservação e 278 funcionários, correspondendo potencialmente a 14,2% áreas das inscritas no CNUC, em outubro de 2016 (TABELA 5). Dessas, 248 (85,5%) foram consideradas nas análises seguintes, pois informaram estar a um raio mínimo de 1 km de infraestruturas viárias. Ainda que não se saiba exatamente o número de unidades e funcionários convidados a participarem do diagnóstico, o questionário foi enviado a 1559 endereços de e-mails distintos.

As que não apresentaram quaisquer tipos de infraestruturas de transporte em seus limites ou redondezas somaram 42 (14,5%) UCs. Entre elas, estão APAs (11,9%), ESECs (19,0%), Florestas (4,8%), Parques (31,0%) RDSs (7,1%), REBIOs (9,5%), RESEXs (14,3%) e RVSSs (2,4%). Estas áreas em sua maioria são da esfera federal (59,5%). Sua distribuição abrangeu todas as regiões do país (Norte: 47,6%; Sudeste: 33,3%; Nordeste: 9,5%; Centro-oeste: 7,1%; Sul: 2,4%) e os biomas Amazônia (47,6%), Mata Atlântica (26,2%), Marinho (14,3%), Cerrado (9,5%) e Pantanal (2,4%).

4.1.1 Perfil dos participantes e das Unidades de Conservação sob influência da malha viária

Um total de 248 UCs, representadas por 238 funcionários, responderam ao formulário afirmando apresentar estruturas viárias em seu interior ou arredores. A maioria (71,4%) dos participantes declaram-se gestores/chefes da Unidade, seguidos por analistas (16,8%) e outros cargos (funcionários de órgãos ambientais, pesquisadores, consultores, etc.; 11,8%).

Tabela 5 - Comparativo entre o total de Unidades de Conservação brasileiras cadastradas no CNUC, em outubro de 2016, o total de Unidades que participaram do questionário e o total de Unidades de Conservação com polígonos utilizados na análise geoespacial.

	CNUC	Questionário (%)	SIG (%)
UNIDADES DE CONSERVAÇÃO	2.039	290 (14,2)	1.695 (83,1)
Grupo de proteção			
Proteção Integral	637	184 (28,9)	627 (98,4)
Uso Sustentável	1.402	106 (7,6)	1.068 (76,2)
Categoria de manejo			
APA	302	46 (15,2)	295 (97,7)
ARIE	50	3 (6,0)	51 (-)
ESEC	96	31 (32,3)	93 (96,9)
Estrada-parque*	0	0 (-)	5 (-)
Floresta	106	26 (24,5)	107 (-)
MONA	43	8 (18,6)	40 (93,0)
Parque	395	112 (28,4)	393 (99,5)
RVS	41	10 (24,4)	38 (92,7)
REBIO	62	26 (41,9)	62 (100,0)
RDS	37	4 (10,8)	36 (97,3)
RESEC*	0	0 (-)	1 (-)
RESEX	90	23 (25,6)	90 (100,0)
RPPN	817	1 (0,1)	484 (59,2)
Esfera administrativa			
Federal	326	149 (45,7)	324 (99,4)
Estadual	658	107 (16,3)	616 (93,6)
Municipal	238	33 (13,9)	271 (-)
Particular	817	1 (0,1)	484 (59,2)
Bioma**			
Amazônia	322	52 (16,1)	288 (89,4)
Caatinga	146	20 (13,7)	129 (88,4)
Cerrado	364	41 (11,3)	320 (87,9)
Marinho	56	15 (26,8)	49 (87,5)
Mata Atlântica	1.110	156 (14,1)	891 (80,3)
Pampa	20	5 (25,0)	33 (-)
Pantanal	21	1 (4,8)	21 (100,0)
Região**			
Norte	312	55 (17,6)	273 (87,5)
Nordeste	434	56 (12,9)	323 (74,4)
Centro-Oeste	234	15 (6,4)	223 (95,3)
Sudeste	810	117 (14,4)	661 (81,6)
Sul	249	47 (18,9)	224 (90,0)

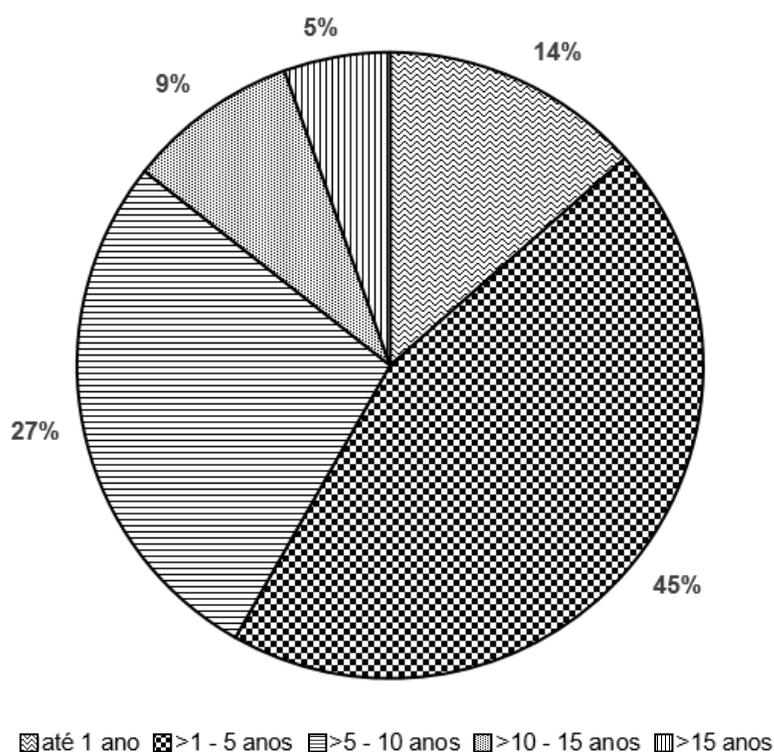
* Categorias não previstas no SNUC, mas propostas por sistemas estaduais.

** A soma das Unidades de Conservação para Bioma e Região não corresponde ao total de UCs na análise em SIG, pois alguns polígonos estão contidos em mais de uma categoria. Assim, eles foram divididos para esta análise. A área total permaneceu inalterada.

Fonte: Do autor (2018).

Considerando o tempo como membro da equipe da UC, prevaleceu membros ocupando cargos por um período entre um e cinco anos (45%), seguido por aqueles ocupando a função entre cinco e dez anos (27%; FIGURA 6).

Figura 6 - Tempo ocupado pelos participantes do questionário como membro da equipe de Unidades de Conservação.



Fonte: Do autor (2018).

A malha viária mostrou-se um aspecto presente em Unidades de Conservação de todos os grupos de proteção, categorias de manejo, esferas administrativa, biomas (exceto Pantanal) e regiões (TABELA 6). Apesar das proporções serem diretamente relacionadas às quantidades de UCs que

Tabela 6 - Unidades de Conservação brasileiras com presença de malha viária em seu interior, de acordo com a participação no questionário de percepção dos funcionários e com a análise geoespacial.

	Questionário		SIG	
	N	%	N	%
Unidades de Conservação	201	69,3	1.005	59,3
Grupo de proteção				
Proteção Integral	121	65,8	443	70,7
Uso Sustentável	80	75,5	562	52,6
Categoria de manejo				
APA	40	87,0	284	96,3
ARIE	1	33,3	34	66,7
ESEC	11	35,5	49	52,7
Estrada-parque*	-	-	5	100,0
Floresta	21	80,8	70	65,4
MONA	7	87,5	27	67,5
Parque	84	75,0	299	76,1
RVS	6	60,0	25	65,8
REBIO	13	50,0	43	69,4
RDS	4	100,0	17	47,2
RESEC*	-	-	0	0,0
RESEX	13	56,5	49	54,4
RPPN	1	100,0	103	21,3
Esfera administrativa				
Federal	101	67,8	224	69,1
Estadual	77	72,0	462	75,0
Municipal	22	66,7	216	79,7
Particular	1	100,0	103	21,3
Bioma				
Amazônia	24	46,2	144	50,0
Caatinga	18	90,0	83	64,3
Cerrado	32	78,0	218	68,1
Marinho	5	33,3	31	63,3
Mata Atlântica	118	75,6	516	57,9
Pampa	4	80,0	27	81,8
Pantanal	0	0,0	10	47,6
Região				
Norte	27	49,1	137	50,2
Nordeste	46	82,1	192	59,4
Centro-Oeste	10	66,7	141	63,2
Sudeste	82	70,1	408	61,7
Sul	36	76,6	132	58,9

O percentual foi calculado em relação ao total de áreas avaliadas para cada categoria (tabela 5).

* Categorias não previstas no SNUC, mas propostas por sistemas estaduais.

Fonte: Do autor (2018).

responderam a pesquisa, observa-se que, no mínimo, 25% de todas Unidades de Proteção Integral, cadastradas no CNUC, estão sob ação de impactos da malha viária. De modo semelhante, pelo menos 35% das Reservas Biológicas (REBIOS) do CNUC estariam a um raio inferior a 1 km de estradas.

Quando perguntadas sobre a existência de alguma atividade relacionada à presença das infraestruturas viárias, 86 (34,7%) das UCs afirmaram apresentar. As mais citadas foram o licenciamento ambiental (28; 11,3%) e práticas para mitigação e monitoramento de impactos (17; 6,9%; TABELA 7).

Tabela 7 - Atividades em andamento relacionadas à malha viária, em Unidades de Conservação brasileiras, de acordo com o informado pelas equipes de UCs participantes do formulário (n = 248).

Atividade em andamento	Número de UCs
Licenciamento	28 (11,3%)
Mitigação	17 (6,9%)
Monitoramento	17 (6,9%)
Pesquisa científica	12 (4,8%)
Obras	11 (4,4%)
Proposta de implantação de mitigação/monitoramento	10 (4,0%)
Manutenção	3 (1,2%)
Regularização	3 (1,2%)
Compensação	2 (0,8%)
Outra atividade exploratória	2 (0,8%)
Proposta de pavimentação	2 (0,8%)
Diálogo com órgãos responsáveis	1 (0,4%)
Fiscalização	1 (0,4%)
Orientação aos motoristas	1 (0,4%)
Plano de contingência	1 (0,4%)
Proposta de licenciamento	1 (0,4%)
Não especificada	9 (3,6%)
Não há atividades	162 (65,3%)

Fonte: Do autor (2018).

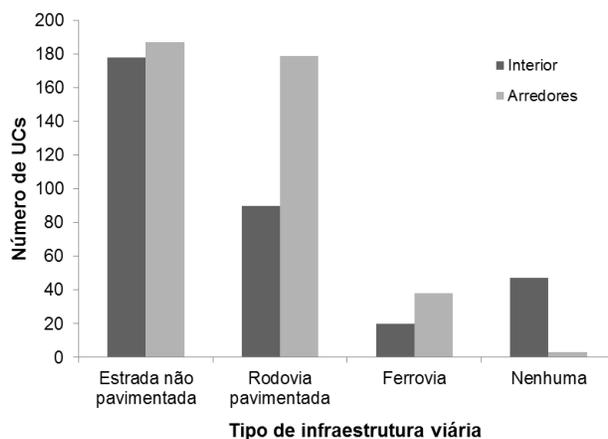
4.1.2 A malha viária de acordo com a percepção dos funcionários

Dentre as Unidades que indicaram proximidade com infraestruturas viárias, 201 (69,3%; TABELA 6) afirmaram apresentar malha viária no interior

da área protegida e 245 (84,5%) nos arredores (raio de 1 km).

Tanto para o interior quanto para os arredores das UCs, prevaleceu a existência de estradas não pavimentadas (71,8% e 75,4%, respectivamente; FIGURA 7). Um grande número de Unidades (n = 179; 72,2%) também informou apresentar rodovias pavimentadas nos seus arredores (FIGURA 7).

Figura 7 - Tipo de infraestrutura viária presente no interior e nos arredores (raio de 1 km) das Unidades de Conservação brasileiras, segundo a percepção dos seus funcionários.

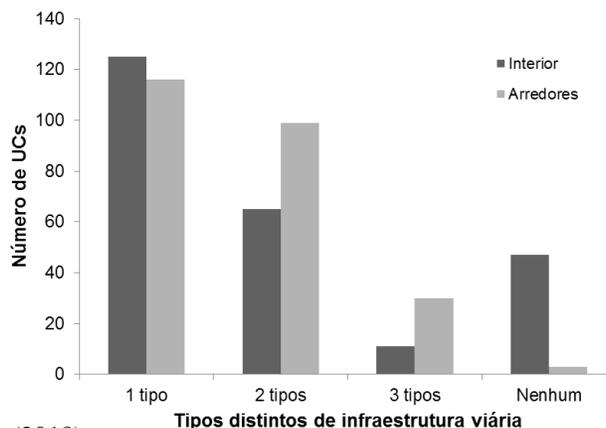


Fonte: Do autor (2018).

Poucas UCs apresentaram interferência de estradas não pavimentadas, pavimentadas e ferrovias simultaneamente: 11 (4,4%; 7 APAs, 2 FLONAs, 1 REBIO e 1 MONA) informaram ter os três tipos de infraestruturas no seu interior e 30 (11,9%; 10 APAs, 7 Parques, 4 REBIOS, 3 FLONAs, 3 MONAs, 1 ARIE, 1 ESEC e 1 RESEX) informaram tê-las no raio de 1 km (FIGURA 8). A maior parte apresentou apenas um tipo de infraestrutura (50,4% para o interior e 46,0% para os arredores).

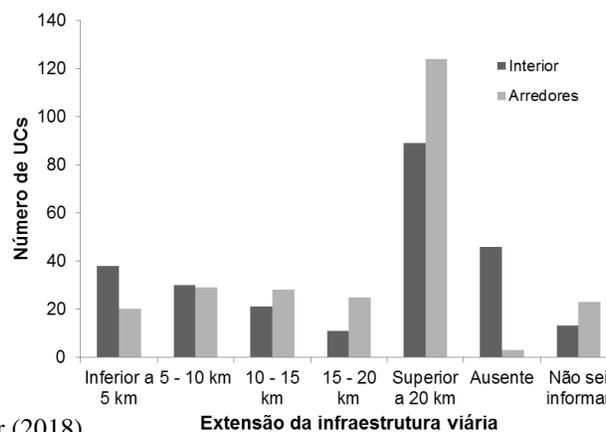
Tanto para os arredores (n = 122; 49,2%) quanto para o interior (n = 89; 35,9%), a categoria predominante de extensão foi “superior a 20 km”, apesar da soma das demais ser superior a ela no interior (n = 100, 40,3%; FIGURA 9).

Figura 8 - Frequência absoluta de infraestruturas viárias distintas presentes no interior e nos arredores (raio de 1 km) das Unidades de Conservação brasileiras, segundo a percepção dos seus funcionários.



Fonte: Do autor (2018).

Figura 9 - Extensão das infraestruturas viárias presentes no interior e nos arredores (raio de 1 km) das Unidades de Conservação brasileiras, segundo a percepção dos seus funcionários.



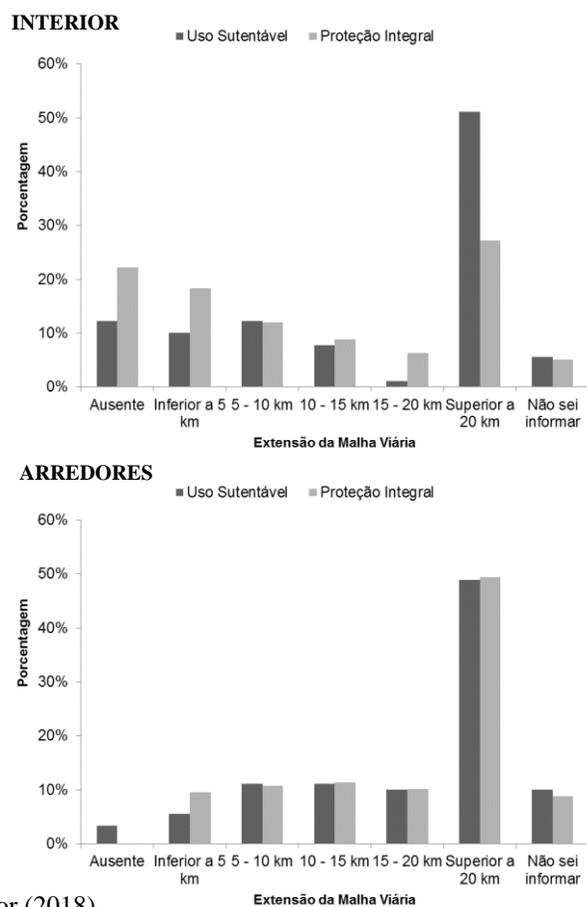
Fonte: Do autor (2018).

A proporção de UCs de Uso Sustentável que informou apresentar malha viária em seu interior foi superior a daquelas de Proteção Integral ($n = 121$, 76% *versus* $n = 80$, 66%; TABELA 6). Já o oposto ocorreu para os arredores: 86% ($n = 158$) das Unidades de Proteção Integral e 82% ($n = 87$) das de Uso Sustentável

apresentaram estradas.

Para os dois grupos, a maior parte das Unidades informou ter extensão de malha viária superior a 20 km (Proteção Integral: 27%; Uso Sustentável: 51%), apesar de 22% das de Proteção Integral informarem não possui tais estruturas dentro dos seus territórios (FIGURA 10). Dentro do raio de 1 km também prevaleceu extensões superiores a 20 km, em quase metade das UCs nos dois grupos (49%; FIGURA 10).

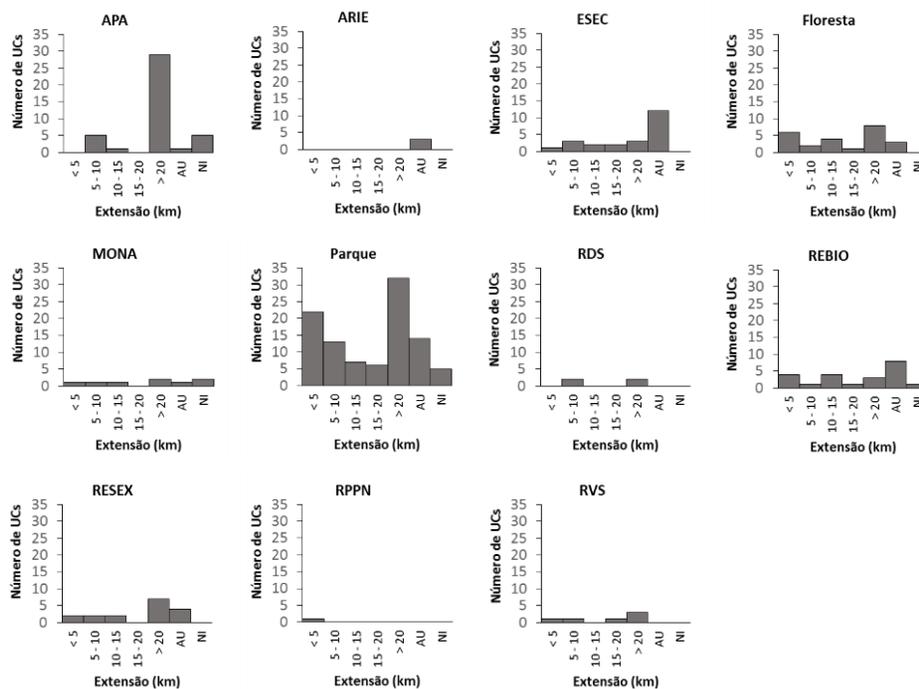
Figura 10 - Extensão da malha viária presente no interior e nos arredores (raio de 1 km) das Unidades de Conservação brasileiras, por grupo de proteção, segundo a percepção dos seus funcionários.



Fonte: Do autor (2018).

Ao se observar a extensão da malha viária por categoria de manejo, nota-se que todas as categorias de Proteção Integral (ESEC, MONA, Parque, REBIO e RVS) apresentam UCs com extensão de malha viária superior a 20 km, tanto no interior (FIGURA 11) quanto nos arredores (FIGURA 12). Nenhuma delas está livre dessas estruturas num raio de 1 km (FIGURA 12). Para as categorias com maior número de Unidades (Parques e APAs), prevaleceu extensões superiores a 20 km de malha viária no interior e nos arredores (FIGURAS 11 e 12).

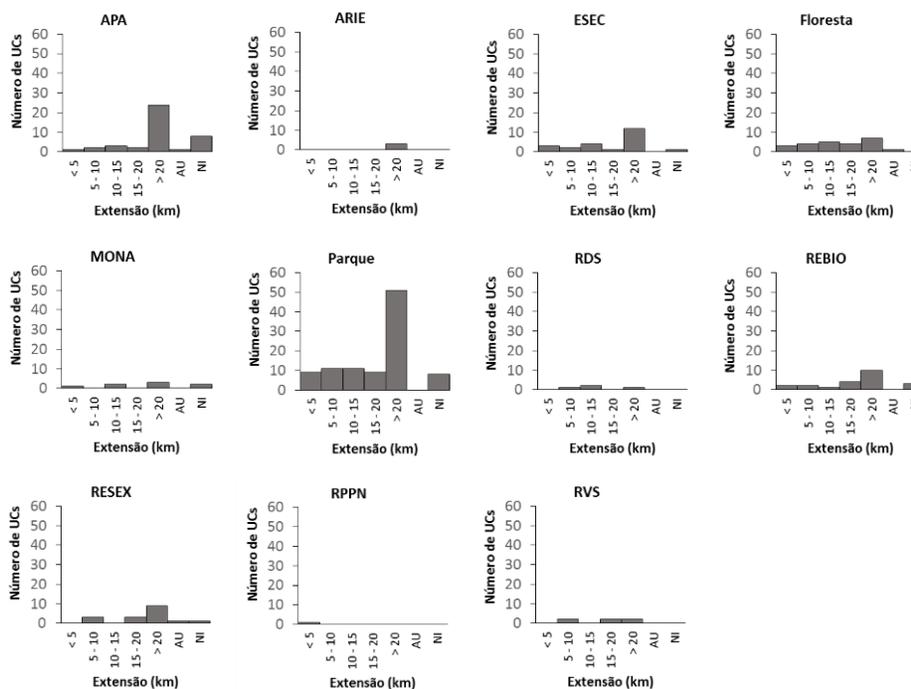
Figura 11 - Extensão de infraestruturas viárias no interior de Unidades de Conservação, por categoria de manejo, segundo a percepção dos seus funcionários.



Legenda: AU – ausente; NI – não informado.

Fonte: Do autor (2018).

Figura 12 - Extensão de infraestruturas viárias no raio de 1 km de Unidades de Conservação, por categoria de manejo, segundo a percepção dos seus funcionários.



Legenda: AU – ausente; NI – não informado.
Fonte: Do autor (2018).

4.1.3 Percepção sobre os efeitos marginais da malha viária

Cerca de 64% dos funcionários indicaram que as infraestruturas viárias apresentam tanto aspectos positivos quanto negativos para as UCs, enquanto 20,6% informaram que as consequências são essencialmente negativas e 13,9%, principalmente positivas. Desconsiderando a resposta “ambos”, os funcionários das Unidades de Proteção Integral majoritariamente afirmaram que a malha viária é negativa, enquanto as de Uso Sustentável optaram pelos aspectos positivos (TABELA 8).

Tabela 8 - Percepção sobre as consequências da malha viária nas proximidades das Unidades de Conservação, por grupo de proteção, de acordo com a percepção dos funcionários.

A presença da malha viária é um aspecto:	PI	US
Positivo	18 (11,4%)	17 (18,9%)
Negativo	41 (25,9%)	11 (12,2%)
Ambos	99 (62,7%)	62 (68,9%)
Total	158 (100,0%)	90 (100,0%)

PI – Proteção Integral; US – Uso Sustentável.

Fonte: Do autor (2018).

As Unidades de Proteção Integral indicaram como principais aspectos positivos a contribuição para o desenvolvimento de atividades educativas (68,4%) e para a relação com a comunidade (64,6%; TABELA 9). Já as de Uso Sustentável informaram, além do favorecimento da relação com a comunidade, a contribuição para atividades econômicas ou uso sustentável dos recursos naturais (76,7% cada; TABELA 9). Apenas 13 UCs indicaram não existir aspectos positivos relacionados à malha viária, sendo 11 delas de Proteção Integral.

Considerando os aspectos negativos, três Unidades de Conservação informaram que não há tais aspectos (TABELA 10), sendo todas elas de Proteção Integral. Ambos os grupos de proteção indicaram ser os principais pontos negativos a exploração ilegal dos recursos naturais e a poluição (TABELA 10).

A tendência dos 16 efeitos marginais foi considerada pelos funcionários como “constante” ou “aumentou ligeiramente” nos últimos cinco anos (FIGURA 13). Semelhante é possível observar pelo cálculo da tendência média (FIGURA 14), em que nenhum dos efeitos apresentou tendência à redução. Sete impactos apresentaram tendência acima da média geral: erosão, assoreamento dos cursos hídricos, mortalidade de animais, poluição hídrica, poluição sonora, poluição do solo e conversão do uso do solo.

Tabela 9 - Aspectos positivos relacionados à presença da malha viária em Unidades de Conservação, de acordo com a opinião de funcionários.

Aspectos positivos	PI	US
Permite o desenvolvimento de atividades educativas	108 (68,4%)	60 (66,7%)
Favorece a relação com a comunidade	102 (64,6%)	69 (76,7%)
Favorece o desenvolvimento de pesquisas científicas	100 (63,3%)	60 (66,7%)
Atrai visitantes para UC	98 (62,0%)	58 (64,4%)
Favorece o desenvolvimento atividades econômicas ou o uso sustentável dos recursos	60 (38,0%)	69 (76,7%)
Favorece logística, manejo e fiscalização dentro da UC	10 (6,3%)	1 (1,1%)
Auxilia no combate a incêndios	4 (2,5%)	2 (2,2%)
Favorece o acesso a UC	2 (1,3%)	2 (2,2%)
Deslocamento da população entre municípios	1 (0,6%)	1 (1,1%)
Não há aspectos positivos	11 (7,0%)	2 (2,2%)

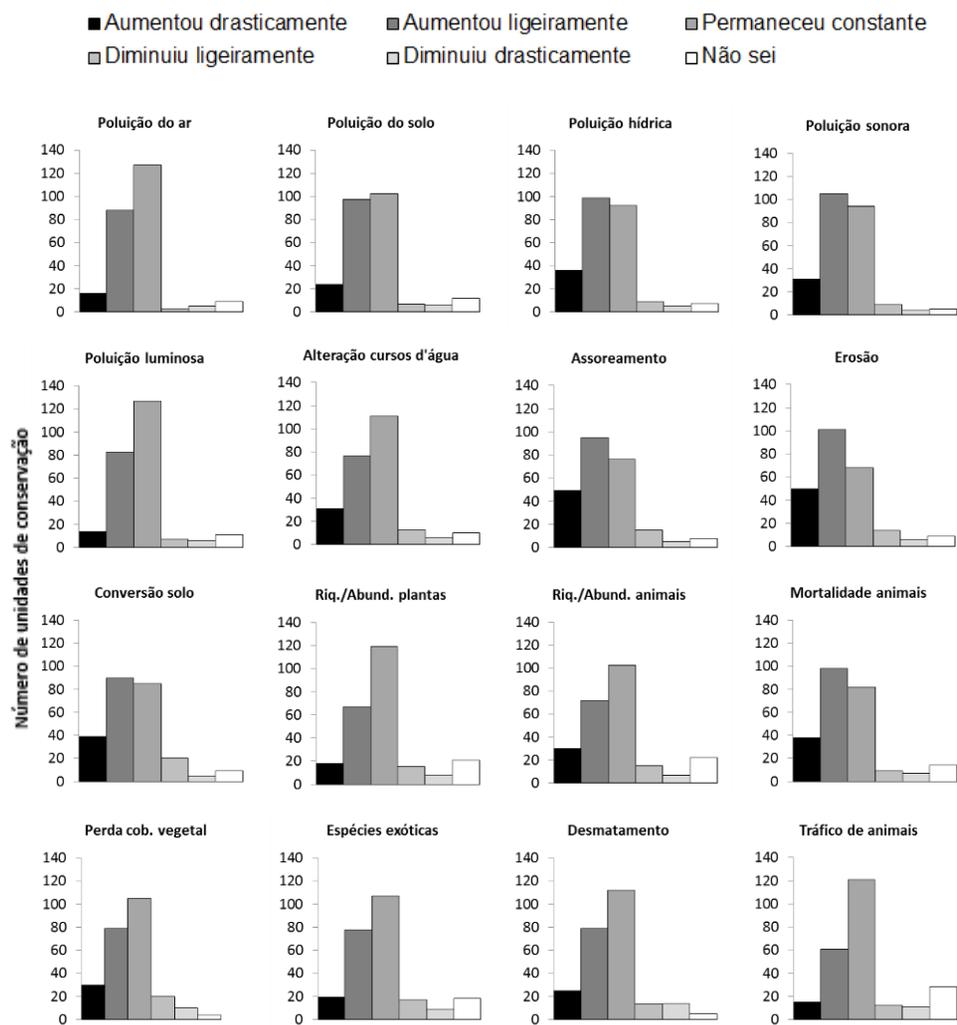
PI – Proteção Integral; US – Uso Sustentável. Fonte: Do autor (2018).

Tabela 10 - Aspectos negativos relacionados à presença da malha viária em Unidades de Conservação, de acordo com a opinião de funcionários.

Aspectos negativos	PI	US
Facilita exploração ilegal da UC (desmatamento, tráfico de animais, etc.)	131 (82,9%)	72 (80,0%)
Favorece poluição	108 (68,4%)	63 (70,0%)
Facilita a ocupação populacional e outros aspectos urbanos	93 (58,9%)	60 (66,7%)
Dificulta organização do uso e ocupação do solo	75 (47,5%)	51 (56,7%)
Favorece o desenvolvimento atividades econômicas	42 (26,6%)	17 (18,9%)
Atrai visitante para UC	32 (20,3%)	12 (13,3%)
Atropelamento de fauna	24 (15,2%)	9 (10,0%)
Favorece diversos impactos ambientais negativos (fragmentação, efeito barreira, erosão, assoreamento, etc.)	9 (5,7%)	3 (3,3%)
Favorece incêndios florestais	7 (4,4%)	1 (1,1%)
Favorece disseminação de problemas sociais (furtos, vandalismos, tráfico de drogas, etc.)	2 (1,3%)	2 (2,2%)
Veículos trafegando em áreas impróprias	2 (1,3%)	-
Acidentes rodoviários	1 (0,6%)	1 (1,1%)
Mitigação e compensação ambiental ineficientes	-	1 (1,1%)
Não há aspectos negativos	3 (1,9%)	-

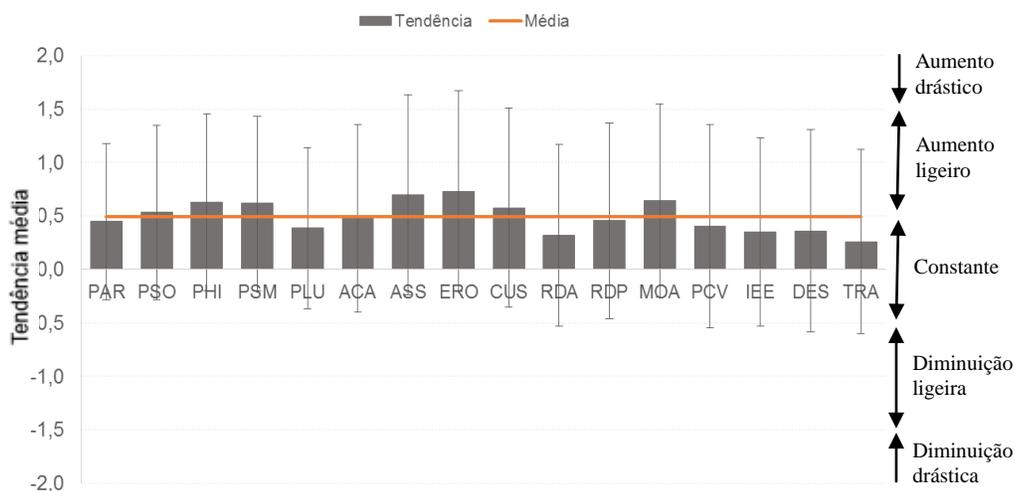
PI – Proteção Integral; US – Uso Sustentável. Fonte: Do autor (2018).

Figura 13 - Tendência nos últimos cinco anos de dezesseis efeitos marginais associados à presença da malha viária, atuando em Unidades de Conservação, de acordo com a percepção dos funcionários.



Fonte: Do autor (2018).

Figura 14 - Tendência média e desvios padrões dos impactos da malha viária nos últimos cinco anos, em Unidades de Conservação brasileiras, segundo a percepção dos funcionários.



Legenda: A linha laranja indica a média (0,49) de todos impactos em conjunto e as barras indicam desvio padrão. PAR - Poluição do ar; PSO - Poluição do solo; PHI - Poluição das águas; PSM - Poluição sonora; PLU - Poluição luminosa; ACA - Alteração dos cursos d'água; ASS - Assoreamento dos cursos d'água; ERO - Erosão; CUS - Conversão do uso do solo; RDA - Redução da diversidade/abundância de animais; RDP - Redução da diversidade/abundância de plantas; MOA - Mortalidade de animais; PCV - Perda da cobertura vegetal; IEE - Introdução de espécies exóticas; DES - Desmatamento; TRA - Tráfico de animais.

Fonte: Do autor (2018).

A variação na distância de alcance, na permanência e na intensidade dos efeitos foi menor do que a observada na tendência, com maiores proporções de funcionários que informaram desconhecer a atuação dos impactos. A distância de alcance foi a que se apresentou mais uniformemente e a parcela de funcionários que informou desconhecer a extensão dos impactos variou de 16% para poluição sonora a 48% para o tráfico de animais (FIGURA 15). Alguns efeitos apresentaram maior frequência em classes próximas da malha viária (poluição do solo, erosão e mortalidade de animais), enquanto outros foram mais frequentes para maiores distâncias (conversão do uso do solo e redução da

diversidade/abundância de animais). Tráfego de animais e alteração dos cursos d'água demonstraram predomínio nas extremidades: na faixa de domínio e acima de 1 km.

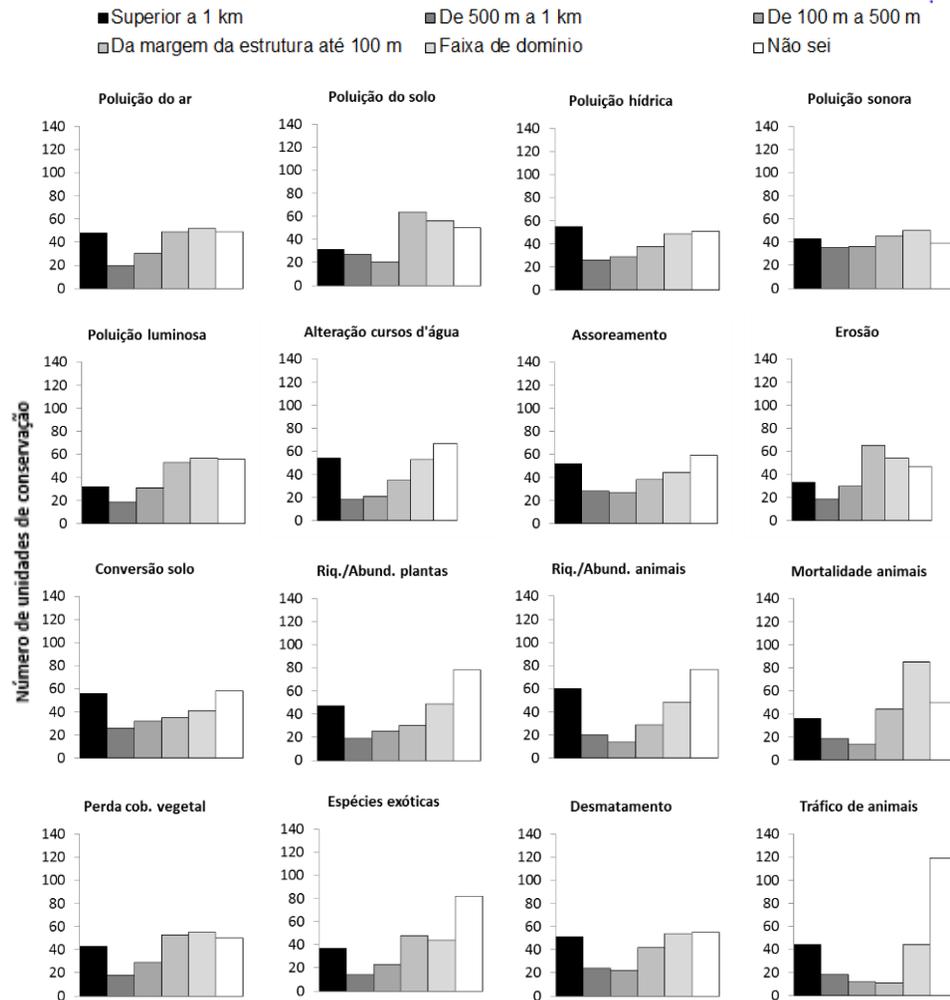
Ao considerar-se a intensidade dos efeitos, os funcionários tenderam a indicar uma intensidade moderada (FIGURA 16). Os impactos relacionados à poluição tiveram uma intensidade prevalente de suave a moderada na percepção da maioria dos gestores (entre 55% na poluição hídrica e 68% na poluição do solo).

Poluição do ar, poluição sonora e poluição luminosa foram indicadas pela maioria dos funcionários como de permanência de curto prazo. Para os demais, prevaleceu a permanência entre médio e longo prazos. A permanência também apresentou grandes parcelas dos participantes que informaram desconhecer a variação dos efeitos (FIGURA 17).

Das 248 participantes, apenas 61 apresentaram informações completas para o cálculo de criticidade dos 16 efeitos da malha viária. Outras 110 apresentaram valores diferentes de zero para criticidade de pelo menos oito impactos (valores iguais a zero substituídos pela média do impacto). Assim, 171 (69,0%) UCs foram usadas no cálculo da criticidade geral. A criticidade geral das Unidades de Conservação em relação aos impactos da malha viária variou de 1,5% a 84,3%, com o valor mediano de 19,4%.

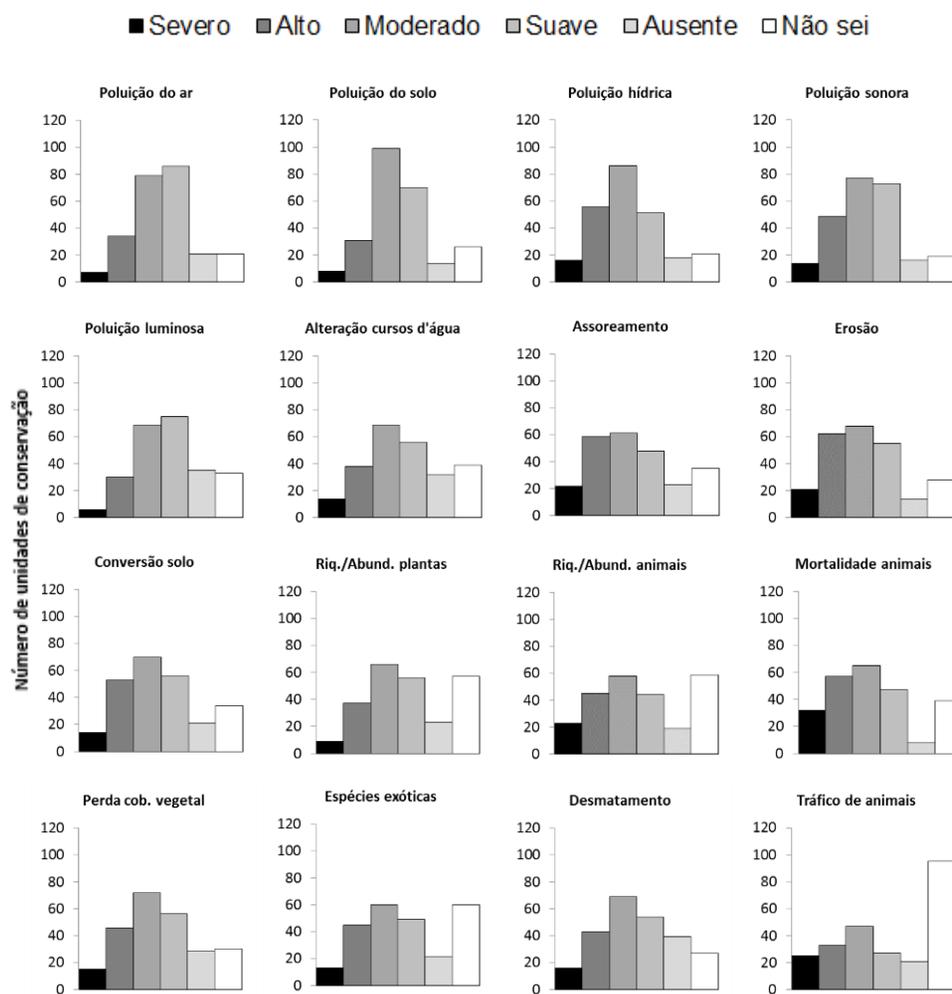
De acordo com a percepção dos funcionários, UCs da categoria Floresta (Nacional, Estadual ou Municipal), da esfera federal, no bioma cerrado e na região Nordeste estariam sob ação mais severa dos impactos das infraestruturas viárias, apesar da pequena variação observada entre os grupos (FIGURA 18). A criticidade geral também foi essencialmente igual para as Unidades de Proteção Integral (24,1% *versus* 23,7% para Uso Sustentável).

Figura 15 - Distância de alcance de dezesseis efeitos marginais associados a presença da malha viária, atuando em Unidades de Conservação, de acordo com a percepção dos funcionários.



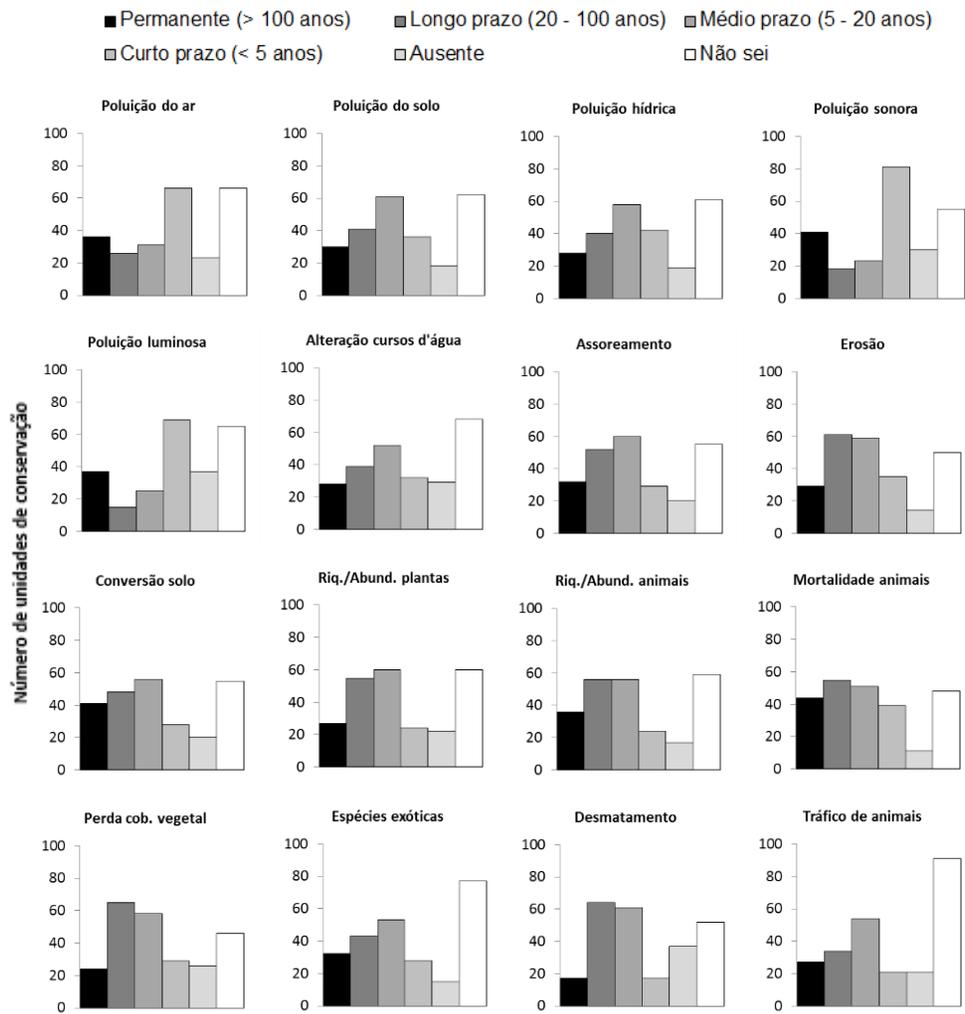
Fonte: Do autor (2018).

Figura 16 - Intensidade de dezesseis efeitos marginais associados a presença da malha viária, atuando em Unidades de Conservação, de acordo com a percepção dos funcionários.



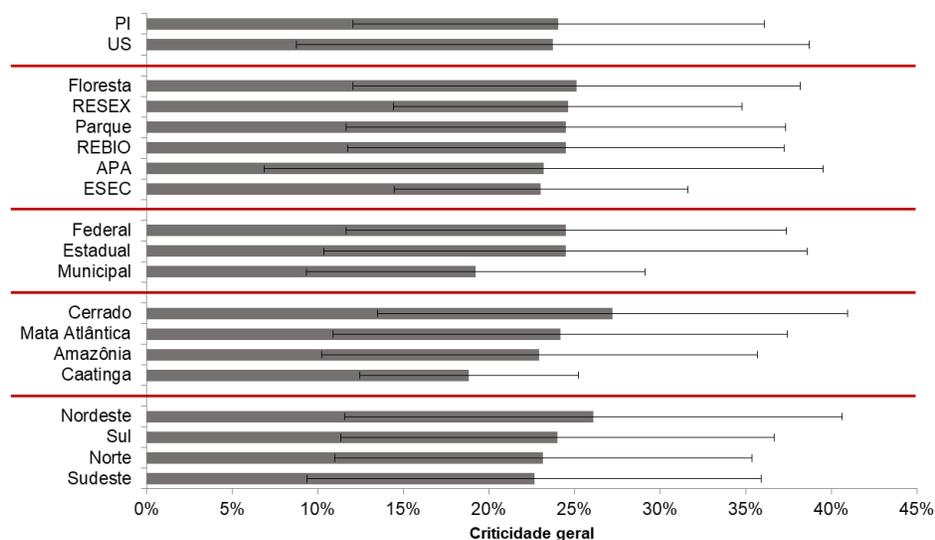
Fonte: Do autor (2018).

Figura 17 - Permanência de dezesseis efeitos marginais associados à presença da malha viária, atuando em Unidades de Conservação, de acordo com a percepção dos funcionários.



Fonte: Do autor (2018).

Figura 18 - Criticidade geral associada aos impactos das estradas, segundo a percepção dos gestores das Unidades de Conservação brasileiras, por grupo de proteção, categoria de manejo, esfera administrativa, bioma e região.



Legenda: As barras indicam o desvio padrão. Apresentado apenas grupos com $n > 10$ amostras.

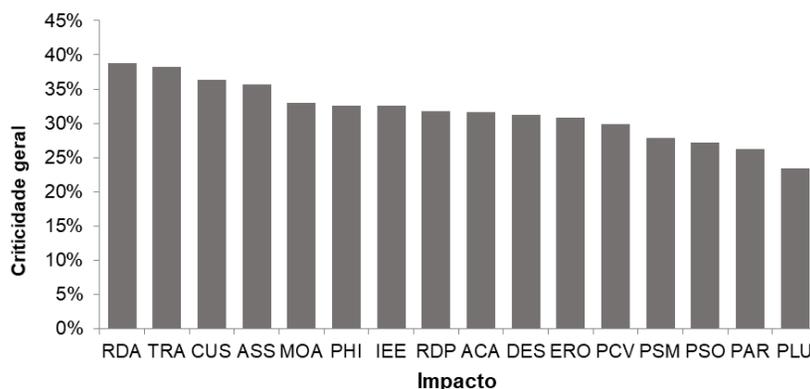
Fonte: Do autor (2018).

Ao considerar individualmente cada impacto, a criticidade geral variou de 23,4%, para poluição luminosa, a 38,7%, para redução da diversidade ou abundância de animais (FIGURA 19).

4.2 Caracterização geoespacial da malha viária em Unidades de Conservação

Das 2039 Unidades de Conservação inscritas no CNUC em outubro de 2016, 1695 (83,1%) polígonos de Unidades de Conservação terrestres foram obtidos para as análises espaciais (TABELA 5), compondo uma área de 1.502.287,97 km². No entanto, alguns dos polígonos são de UCs não inscritas no CNUC (por isso, em alguns casos, há mais UCs para o SIG; TABELA 5).

Figura 19 - Criticidade média associada aos impactos das estradas em Unidades de Conservação brasileiras, segundo a percepção dos funcionários.



Legenda: RDA - Redução da diversidade/abundância de animais; TRA - Tráfego de animais; CUS - Conversão do uso do solo; ASS - Assoreamento dos cursos d'água; MOA - Mortalidade de animais; PHI - Poluição das águas; IEE - Introdução de espécies exóticas; RDP - Redução da diversidade/abundância de plantas; ACA - Alteração dos cursos d'água; DES - Desmatamento; ERO - Erosão; PCV - Perda da cobertura vegetal; PSM - Poluição sonora; PSO - Poluição do solo; PAR - Poluição do ar; PLU - Poluição luminosa.

Fonte: Do autor (2018).

Dentre as 1695 Unidades de Conservação avaliadas, infraestruturas viárias se mostraram presentes em 59,3% ($n = 1005$) delas (TABELAS 6 e 11). As Unidades de Uso Sustentável foram as que mais apresentaram estradas em números absolutos ($n = 562$, 55,9%; Proteção Integral: $n = 443$, 44,1%), entretanto 70,7% das Unidades de Proteção Integral avaliadas possuem malha viária em seu interior (TABELA 6).

Quase todas as categorias de manejo contiveram a maioria das suas unidades com presença de estradas (TABELA 6). As exceções foram as RDSs (47,2%) e RPPNs (22,9%). A única Reserva Ecológica avaliada não apresentou malha viária. Todas as Estradas-parque ($n = 5$) e 96,3% ($n = 284$) das APAs também contiveram malha viária (TABELA 6).

A presença de malha viária também se mostrou mais comum em Unidades de Conservação da esfera municipal (n = 216; 79,7%) e do bioma Pampa (n = 27; 81,8%). Para as diferentes regiões no país, observou-se variações entre 50,2% (Norte) e 63,2% (Centro-oeste) das Unidades de cada região contendo infraestruturas viárias (TABELA 6).

A extensão total calculada foi de 123.997,8 km de malha viária no interior das UCs (6,7% da extensão total da malha do país), com extensão mediana de 8,2 km (CV = 345%) e densidade mediana de 0,33 km/km² (CV = 199%; TABELA 11). Mais de 90% da malha viária presente em Unidades de Conservação encontram-se nas áreas de Uso Sustentável. As suas medianas da extensão ($\tilde{x} = 15,1$ km; CV = 276%) e de densidade ($\tilde{x} = 0,40$ km/km²; CV = 190%) foram 3,6 e 1,7 vezes maiores, respectivamente, do que as das Unidades de Proteção Integral (extensão: $\tilde{x} = 4,2$ km; CV = 369%; densidade: $\tilde{x} = 0,23$ km/km²; CV = 202%).

As densidades medianas de Estradas-parque e ARIEs foram superiores a 1,0 km/km² (1,87 km/km²; CV = 33% e 1,01 km/km²; CV = 187%, respectivamente; TABELA 11) e as APAs apresentaram 0,63 km/km² (CV = 160%). As demais categorias apresentaram medianas inferiores a 0,5 km/km², ainda que RPPNs e MONAs tenham ficado acima da mediana geral. Considerando a extensão, as maiores medianas ocorreram para Estradas-parque (83,8 km; CV = 59%) e APAs (81,7 km; CV = 196%), enquanto as demais ficaram abaixo de 8,0 km (TABELA 11).

Dentre as Unidades de Proteção Integral, a categoria REBIO apresentou maior mediana para extensão (6,9 km; CV = 172), porém os MONAs possuíram a maior mediana de densidade (0,43 km/km²; CV = 119%). Os Parques apresentaram maior extensão total (mais de 8 mil km), no entanto a UC com maior extensão de estradas foi uma estação ecológica (ESEC Itirapina, com 1.502,5 km; TABELA 11).

Ainda que a mediana da densidade tenha sido a mais baixa para as UCs federais (0,09 km/km²; CV = 190%), a extensão mediana foi a mais alta (20,2 km; CV = 320%). O oposto foi observado a nível municipal, em que a densidade mediana foi alta (1,08 km/km²; CV = 144%) enquanto a extensão mediana foi baixa (2,1 km; CV = 289%). Apenas a esfera administrativa municipal apresentou densidade mediana superior a 1 km/km². No entanto, é na esfera estadual que há maior extensão de malha viária inserida em UCs (quase 80 mil km; TABELA 11).

Considerando as regiões, as UCs do Sudeste possuíram a maior densidade mediana (0,51 km/km²; CV = 168%) e extensão total (aproximadamente 48 mil km). A maior extensão mediana ocorreu em áreas da região Norte (22,2 km; CV = 241%). Na região Sul, a extensão mediana (3,3 km; CV = 359%) e a total de malha viária (superior a 11 mil km) foram as mais baixas em Unidades de Conservação (TABELA 11).

As Unidades do bioma Pantanal (que englobam três das cinco Estradas-parque avaliadas) apresentaram a extensão mediana mais alta (23,8 km; CV = 115%), apesar da segunda densidade mais baixa (0,17 km/km²; CV = 133%). Na Mata Atlântica, a densidade mediana foi a maior, com 0,56 km/km² (CV = 163%), assim como a maior extensão de estradas dentro de UCs (mais de 55,5 mil km; TABELA 11).

A Unidade de Conservação que apresentou maior valor de densidade foi a ARIE Museu Parque Seringal, UC municipal localizada no Pará, com 20,3 km/km². Já a maior extensão é encontrada na APA do Planalto Central, UC federal que abrange a maior parte do Distrito Federal e também parte de Goiás, com 4.707,0 km.

Tabela 11 – Presença, extensão e densidade de malha viária no interior de Unidades de Conservação, baseada em análises geoespaciais (continua).

	N	Extensão (km)					Densidade (km/km ²)			
		Total	Mediana	%CV	Min.	Max.	Mediana	%CV	Min.	Max.
UCs – Geral	1.005	123.997,8	8,2	345	0,05	4.707,0	0,33	199	0,00001	20,30
Grupo de Proteção										
Proteção Integral	443	11.657,3	4,2	369	0,06	1.502,5	0,23	202	0,00002	13,27
Uso Sustentável	562	112.340,5	15,1	276	0,05	4.707,0	0,40	190	0,00001	20,30
Categoria de manejo										
APA	284	106.167,3	81,7	196	0,25	4.707,0	0,63	160	0,00008	17,38
ARIE	34	158,1	2,1	168	0,14	37,4	1,01	187	0,01188	20,30
ESEC	49	2.247,7	3,2	476	0,25	1.502,5	0,11	175	0,00049	3,19
Estrada-parque	5	428,0	83,8	59	28,23	156,5	1,87	33	1,20209	2,97
Floresta	70	3.889,5	12,3	246	0,10	1.025,2	0,25	275	0,00007	16,05
MONA	27	310,6	1,2	226	0,06	121,4	0,43	119	0,00416	3,02
Parque	299	8.224,4	4,4	287	0,06	852,9	0,28	190	0,00002	13,27
RVS	25	283,0	4,2	141	0,07	62,9	0,22	112	0,03871	1,40
REBIO	43	591,6	6,9	172	0,06	139,9	0,13	117	0,00123	1,10
RDS	17	377,9	6,9	138	0,08	93,1	0,11	110	0,00001	0,79
RESEX	49	1.106,4	7,2	210	0,36	297,3	0,04	238	0,00067	1,50
RPPN	103	213,3	0,4	224	0,05	28,0	0,46	136	0,00675	9,48
Esfera administrativa										
Federal	224	38.449,8	20,2	320	0,07	4.707,0	0,09	190	0,00001	5,22
Estadual	462	79.910,1	14,5	280	0,06	4.489,9	0,28	209	0,00002	16,94
Municipal	216	5.424,6	2,1	289	0,06	587,6	1,08	144	0,00032	20,30
Particular	103	213,3	0,5	215	0,05	28,0	0,46	139	0,00675	9,48

Tabela 11 - Presença, extensão e densidade de malha viária no interior de unidades de conservação, baseada em análises geoespaciais (conclusão).

	N	Extensão (km)					Densidade (km/km ²)			
		Total	Mediana	%CV	Min.	Max.	Mediana	%CV	Min.	Max.
Região										
Norte	137	15.452,8	22,2	241	0,07	2.276,4	0,02	554	0,00001	20,30
Nordeste	192	30.327,7	7,1	330	0,06	4.209,0	0,28	201	0,00196	16,24
Centro-oeste	141	19.051,4	11,4	363	0,10	4.707,0	0,29	198	0,00118	17,38
Sudeste	408	47.921,6	7,2	345	0,05	4.489,8	0,51	168	0,00298	16,05
Sul	132	11.244,1	3,3	359	0,05	2.689,2	0,37	130	0,00123	6,24
Bioma										
Amazônia	144	15.686,9	18,9	268	0,07	2.276,4	0,02	383	0,00001	20,30
Caatinga	83	10.125,0	4,6	383	0,06	2.998,0	0,27	190	0,00334	8,57
Cerrado	218	37.634,9	12,9	303	0,06	4.707,0	0,25	225	0,00107	17,38
Marinho	31	2.495,9	5,6	340	0,14	1.477,0	0,24	161	0,00345	5,22
Mata Atlântica	516	55.578,4	6,6	362	0,05	4.489,8	0,56	163	0,00297	16,24
Pampa	27	2.048,0	2,1	310	0,06	1.056,7	0,32	114	0,00123	2,38
Pantanal	10	428,3	23,8	115	0,56	156,5	0,17	133	0,00385	1,92

N – número de Unidades de Conservação que contém infraestruturas viárias em seus limites.

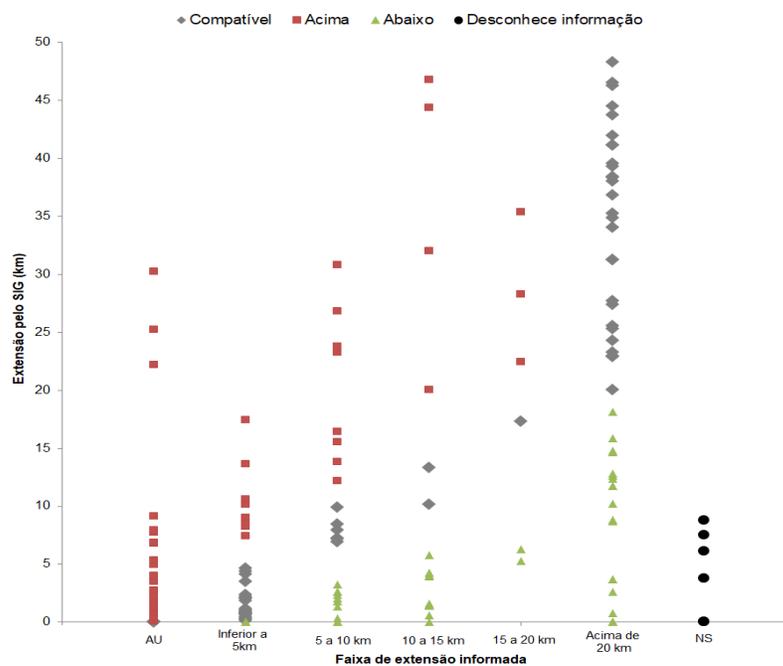
CV – coeficiente de variação.

Fonte: Do autor (2018).

4.2.1 Análise geoespacial x percepção dos funcionários

As duas análises indicaram presença de malha viária em todos os tipos de Unidades de Conservação, ainda que em proporções bem distintas (TABELA 6). Das Unidades de Conservação participantes do diagnóstico, 264 (91,0%) possuíam polígonos delimitados no *shapefile* e foi possível realizar a comparação (Proteção Integral: n = 166, 62,9%; Uso sustentável: n = 98; 37,1%). Dessas, cerca da metade (51,5%, n = 136) obtiveram extensão de malha viária compatível à informada pelos seus funcionários e outros 3,8% (n = 10) informaram desconhecer a informação (FIGURAS 20 e 21).

Figura 20 - Comparação entre a extensão da malha viária (até 50 km) no interior de Unidades de Conservação, em relação à extensão informada por seus funcionários.

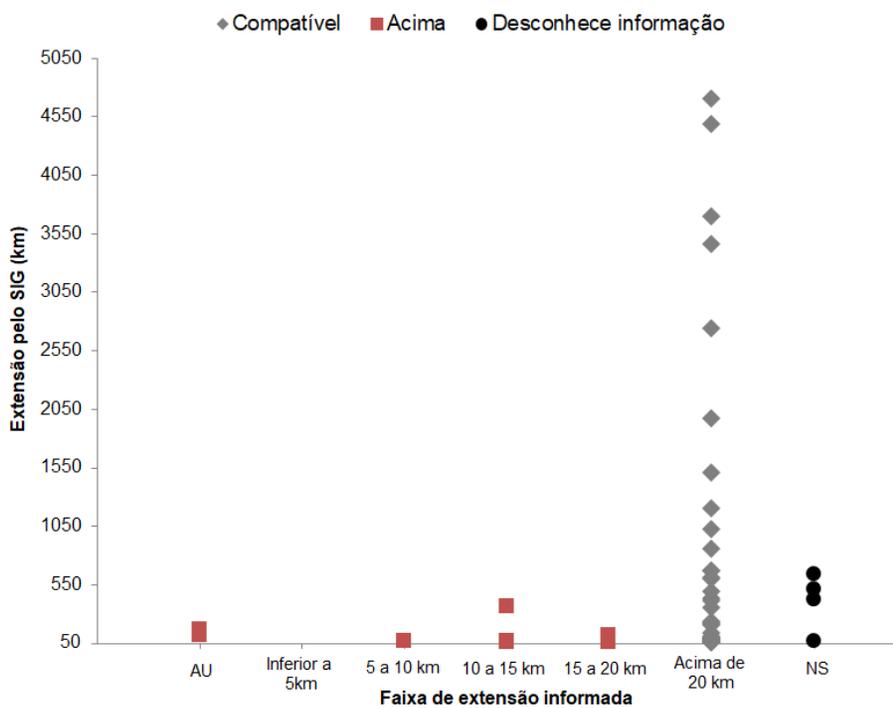


Legenda: AU – ausente; NS – não sabe informar.

Fonte: Do autor (2018).

Dentre as unidades que apresentaram informações divergentes, 80 (67,9%) eram de Proteção Integral e 38 (37,1%) de Uso Sustentável. Para maioria (n = 68, 57,6%), os funcionários indicaram extensão de estradas superior à identificada no SIG, enquanto informações de 50 UCs (42,4%) apresentaram extensões inferiores às indicadas (FIGURAS 20 e 21). A maioria (n = 71; 60,2%) correspondeu a erros maiores a 5 km de extensão.

Figura 21 - Comparação entre a extensão da malha viária (a partir de 50 km) no interior de Unidades de Conservação, em relação à extensão informada por seus funcionários.



Legenda: AU – ausente; NS – não sabe informar.

Fonte: Do autor (2018).

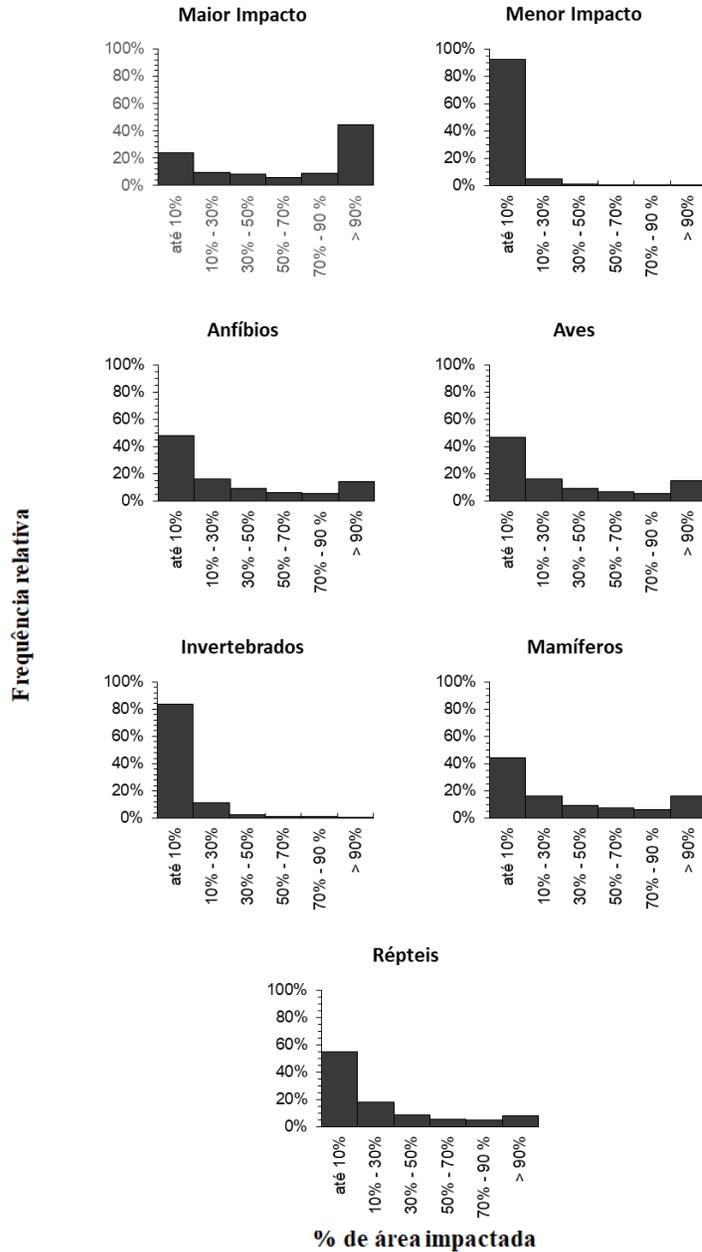
4.3 Área potencialmente impactada atuando sobre a fauna

Nos sete cenários propostos, foram observadas Unidades de Conservação com áreas submetidas aos mais diversos graus de distúrbio (FIGURA 22). Em seis dos cenários, prevaleceram Unidades com impacto em até 10% de seu território; apenas no Maior Impacto a maior parte (44,0%) das UCs apresentou perda de área superior a 90% (FIGURA 22). Os cenários para os vertebrados apresentaram proporções próximas entre si, porém com o cenário Répteis constando um percentual maior que 50% das Unidades com menos de 10% de área afetada (FIGURA 22). Nos cenários Menor Impacto e Invertebrados, grande maioria (92,3% e 83,7%, respectivamente) das UCs não dispôs de perda potencial superior a 10% do território (FIGURA 22).

A quantidade de Unidades de Conservação que apresentou perda potencial de área total variou entre 2 (0,001%) e 631 (37,2%), nos cenários Invertebrados e Maior Impacto, respectivamente (TABELA 12). As Unidades de Conservação que apresentaram perda total da área para todos os cenários foram a ARIE Ilhas do Rio Paraíba do Sul (RJ) e o Parque Natural Municipal de Brigadeiro Tobias (SP), ambas de administração municipal.

No pior cenário, 1472 (86,8%) Unidades foram afetadas pelos impactos da rede viária, ocasionando uma perda potencial de 10,9% (mais de 160 mil km²; \bar{x} = 77,4%, CV = 70,1%; 1,9% do território nacional) em área protegida. No cenário mais conservador, as perdas caíram para 0,3% (4,3 mil km²; \bar{x} = 0,1%, CV = 345,4; 0,05% do território brasileiro) em área, englobando ainda assim 1046 (61,7%) Unidades de Conservação (TABELA 12). Em todos os cenários, ocorreu variação de impacto de zero (livre de impacto) a 100% (impacto em área total) em área das UCs, individualmente (TABELA 12).

Figura 22 - Frequência relativa de Unidades de Conservação de acordo com o percentual de área potencialmente afetada pelos efeitos marginais da malha viária, nos diferentes cenários.



Fonte: Do autor (2018).

Considerando os cenários por grupo de fauna, a maior influência das estradas estaria atuando sobre os mamíferos, gerando uma perda superior a 65 mil km² (4,3%; $\tilde{x} = 14,9\%$, CV = 112,8). Para os invertebrados, o cenário seria o menos crítico, com impacto atuando em 0,7% da área total ($\tilde{x} = 0,6\%$, CV = 229,8; TABELA 12).

Analisando separadamente Unidades de Proteção Integral e de Uso Sustentável, o percentual mediano de área potencialmente impactada foi superior em todos os cenários (exceto Maior Impacto) para UCs de Proteção Integral, ainda que a perda referente à área total também tenha sido inferior a 2,0% (TABELA 12). Os percentuais de Unidades de Proteção Integral (73,7% a 90,1%; 462 a 565 UCs) afetadas por malha viária também foram superiores aos dos de Uso Sustentável (54,7% a 84,9%; 584 a 907 UCs) em todos os cenários (TABELA 12).

Categorias de manejo

Considerando as categorias sob menor influência da rede viária, está a Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS), do grupo Uso Sustentável, com perdas inferiores a 1% em todos cenários (TABELA 13). Já as categorias com maiores perdas foram as Estradas-parque e os monumentos naturais. As primeiras afetaram todos os grupos animais, em menor intensidade os invertebrados, e os MONAs foram duramente afetados no cenário Maior Impacto e tiveram perdas de área superiores a 15% para mamíferos, aves e anfíbios (TABELA 13).

Florestas, Parques, ESECs, REBIOS e RESEXs apresentaram, em todos os cenários, menos de 6% de área impactada. Já APAs, ARIEs, RVSS e RPPNs apresentaram perdas superiores a 15% no Maior impacto e entre 3,1 e 12,6% para os vertebrados. A Reserva Ecológica foi a única representante que não possuiu malha viária em seu interior ou no raio de ação dos cenários propostos,

não sendo assim potencialmente afetada e apresentando área completamente livre de impactos (TABELA 13).

APAs e Parques foram comparadas na Tabela 14, que são as duas categorias de administração pública com maior número de UCs (688; 40,6%) e maior área (quase 751 mil km², 50,0% da área convertida em Unidades de Conservação). No cenário mais favorável, 10 APAs (3,4%; Menor Impacto e Invertebrados) e 82 Parques (20,9%; Menor Impacto) foram mantidos livres de impacto da rede viária. Considerando a área atingida, perdeu-se 0,9% das APAs e 0,1% dos Parques (Cenário Menor Impacto). Já considerando o Maior Impacto, 291 APAs (98,6%) foram atingidas, com 82 (27,8%) apresentando a área completamente afetada. Neste mesmo cenário, 93,4% (n = 367) dos Parques foram afetados, com 163 (41,5%) apresentando impacto em área total (TABELA 14).

A área sob influencia da malha viária foi inferior a 6% para os Parques, enquanto superou os 10% para Anfíbios, Aves e Mamíferos nas APAs e aproximou-se dos 30% no cenário mais crítico (TABELA 14). Ainda assim, as duas categorias representaram a maior perda em área absoluta para os seus respectivos grupos de proteção: as APAs compuseram entre 74,2% e 95,8% da área afetada em UCs de Uso Sustentável, enquanto os Parques representaram de 69,0% a 72,8% da área afetada em UCs de Proteção Integral.

Tabela 12 - Número de Unidades de Conservação e a dimensão da área impactada para os sete cenários de efeitos potenciais da malha viária.

Categoria/Cenário	N° de UCs			Área impactada			
	Afetadas ^a	Perda Total ^b	Livre de impacto ^c	Extensão ^d (km ²)	% Total	Mediana (%)	% CV
UCs – Geral (n = 1695)							
Maior Impacto	1472	631	223	163.994,21	10,9	77,4	70,1
Menor Impacto	1046	3	649	4.319,52	0,3	0,1	345,4
Anfíbios	1303	163	392	57.164,04	3,8	11,6	120,2
Aves	1309	178	386	60.265,08	4,0	12,8	117,4
Invertebrados	1117	2	578	10.643,20	0,7	0,6	229,8
Mamíferos	1326	191	369	65.155,15	4,3	14,9	112,8
Répteis	1260	77	435	42.507,52	2,8	7,0	136,4
Proteção Integral (n = 627)							
Maior Impacto	565	224	62	27.466,13	5,2	70,5	70,8
Menor Impacto	462	1	165	644,45	0,1	0,1	326,8
Anfíbios	534	77	93	6.562,69	1,2	12,1	117,3
Aves	534	82	93	7.115,00	1,3	13,1	114,8
Invertebrados	487	1	140	1.254,34	0,2	1,0	222,2
Mamíferos	538	93	89	9.025,96	1,7	16,3	109,8
Répteis	527	43	100	5.072,74	1,0	8,6	131,6
Uso Sustentável (n = 1068)							
Maior Impacto	907	407	161	136.528,08	14,1	80,3	69,6
Menor Impacto	584	2	484	3.675,08	0,4	0,0	357,9
Anfíbios	769	86	299	50.601,35	5,2	11,2	122,0
Aves	775	96	293	53.150,08	5,5	12,5	119,0
Invertebrados	630	1	438	9.388,85	1,0	0,3	234,7
Mamíferos	788	98	280	56.129,19	5,8	13,8	114,6
Répteis	733	34	335	37.434,78	3,9	6,4	139,0

^a Número de UCs que apresentaram perda potencial de área. ^b Número de UCs que apresentaram perda total de área. ^c Número de UCs não afetadas por malha viária. ^d Dimensão total de área potencialmente impactada por malha viária. Fonte: Do autor (2018).

Tabela 13 - Percentual da área potencialmente impactada por malha viária em Unidades de Conservação, em relação à área total de cada categoria, de acordo com os cenários propostos.

Característica	CENÁRIO – Área impactada (%)						
	Maior impacto	Menor Impacto	Anfíbios	Aves	Invertebrados	Mamíferos	Répteis
Categoria de manejo							
APA	29,9	0,9	11,5	12,0	2,2	12,6	8,5
ARIE	30,3	0,7	9,9	10,4	1,4	11,2	7,1
ESEC	3,3	0,1	1,0	1,0	0,2	1,1	0,7
Estrada-parque	100,0	2,1	96,5	97,1	14,4	96,0	79,4
Floresta	2,9	0,0	0,8	0,8	0,1	1,0	0,6
MONA	60,7	1,1	18,5	19,6	2,7	21,5	12,7
Parque	5,8	0,1	1,3	1,4	0,3	1,9	1,0
RVS	19,8	0,2	5,9	6,3	0,8	6,5	4,0
REBIO	3,4	0,1	0,7	0,8	0,1	1,1	0,5
RDS	1,0	0,0	0,3	0,3	0,0	0,3	0,2
RESEC	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
RESEX	2,5	0,0	0,6	0,6	0,1	0,7	0,4
RPPN	17,6	0,2	4,3	4,7	0,6	5,6	3,1

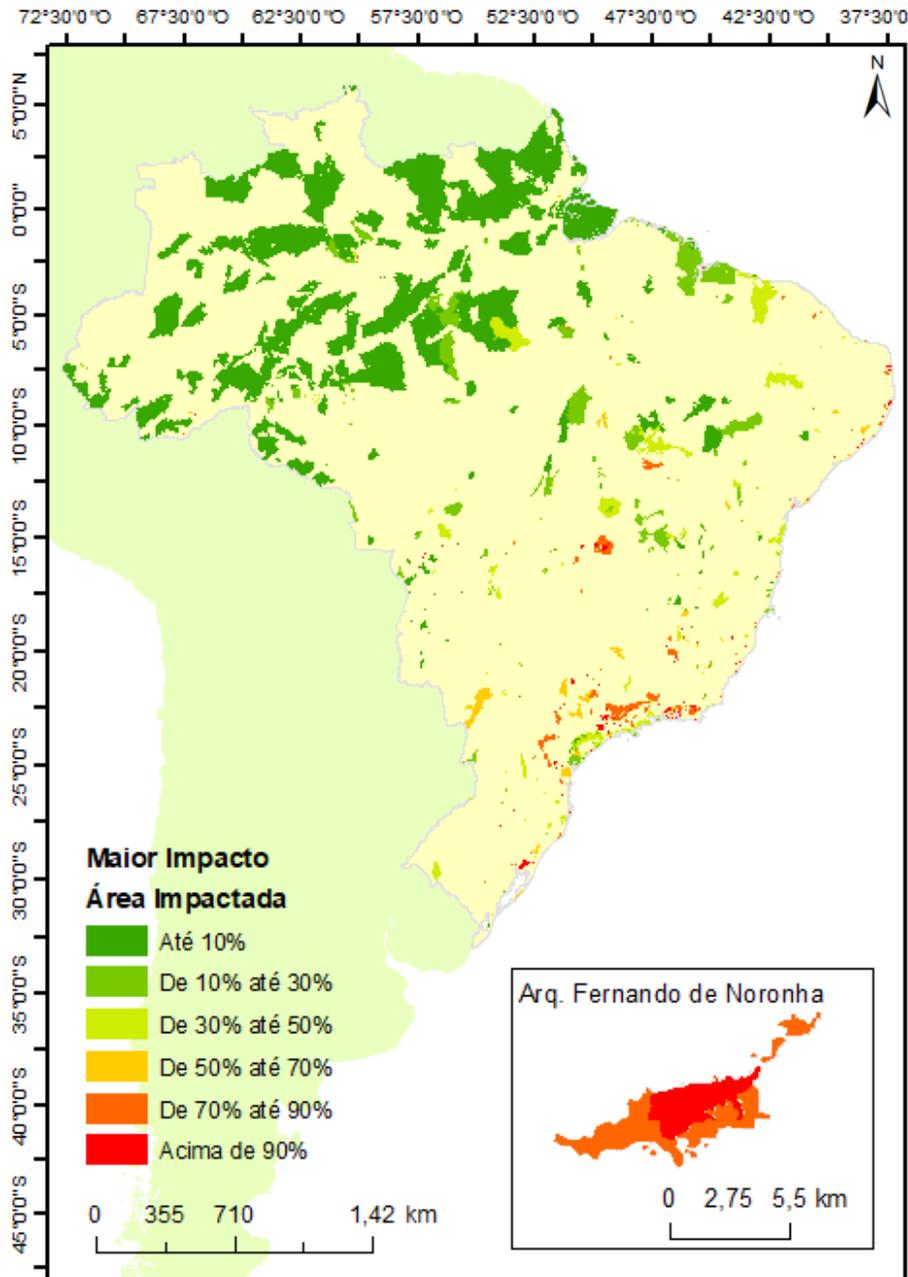
Fonte: Do autor (2018).

Tabela 14 - Número de Unidades de Conservação e a dimensão da área impactada para os sete cenários de efeitos potenciais da malha viária, para as categorias Área de Proteção Ambiental (APA, grupo Uso Sustentável) e Parque (grupo Proteção Integral).

Categoria/Cenário	N° de UCs			Área impactada			
	Afetadas	Perda Total	Livre de impacto	Extensão (km²)	% Total	Mediana (%)	% CV
APA (n = 295)							
Maior Impacto	291	82	4	121.614,80	29,9	83,8	47,5
Menor Impacto	285	0	10	3.520,48	0,9	0,2	205,8
Anfíbios	287	22	8	46.663,98	11,5	31,3	81,0
Aves	287	23	8	48.931,53	12,0	32,7	79,2
Invertebrados	285	1	10	8.844,66	2,2	5,0	139,5
Mamíferos	287	25	8	51.332,63	12,6	36,5	76,3
Répteis	287	15	8	34.577,99	8,5	22,9	91,3
Parque (n = 393)							
Maior Impacto	367	163	26	20.000,17	5,8	79,3	67,0
Menor Impacto	311	1	82	455,41	0,1	1,4	289,6
Anfíbios	353	70	40	4.526,99	1,3	16,0	106,2
Aves	353	73	40	4.945,98	1,4	18,2	104,0
Invertebrados	325	1	68	904,85	0,3	1,8	194,6
Mamíferos	356	81	37	6.545,79	1,9	23,6	99,0
Répteis	349	40	44	3.603,93	1,0	12,6	117,7

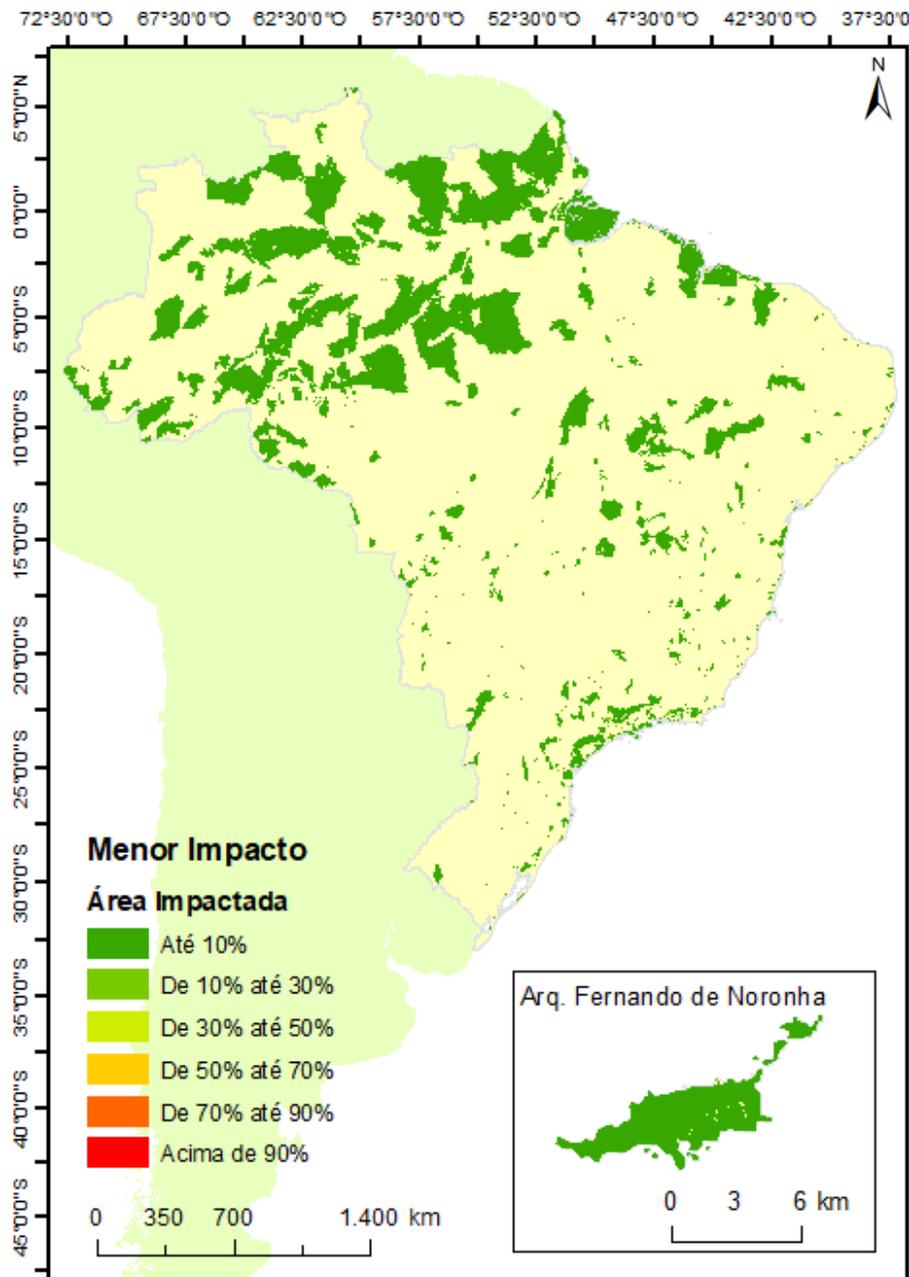
Fonte: Do autor (2018).

Figura 23 - Unidades de Conservação por dimensão de área potencialmente impactada pela malha viária, para o cenário Maior Impacto.



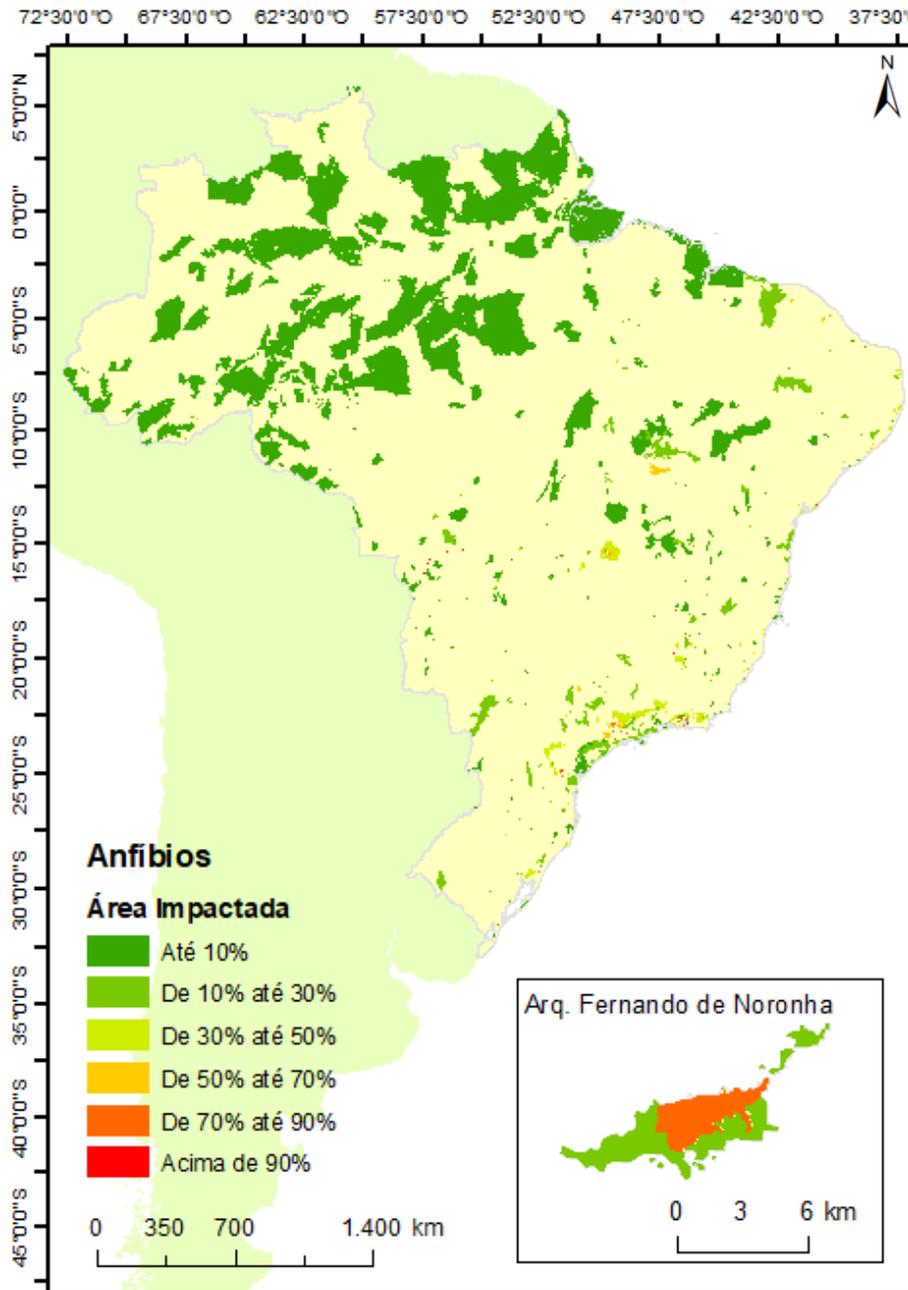
Fonte: Do autor (2018).

Figura 24 - Unidades de Conservação por dimensão de área potencialmente impactada pela malha viária, para o cenário Menor Impacto.



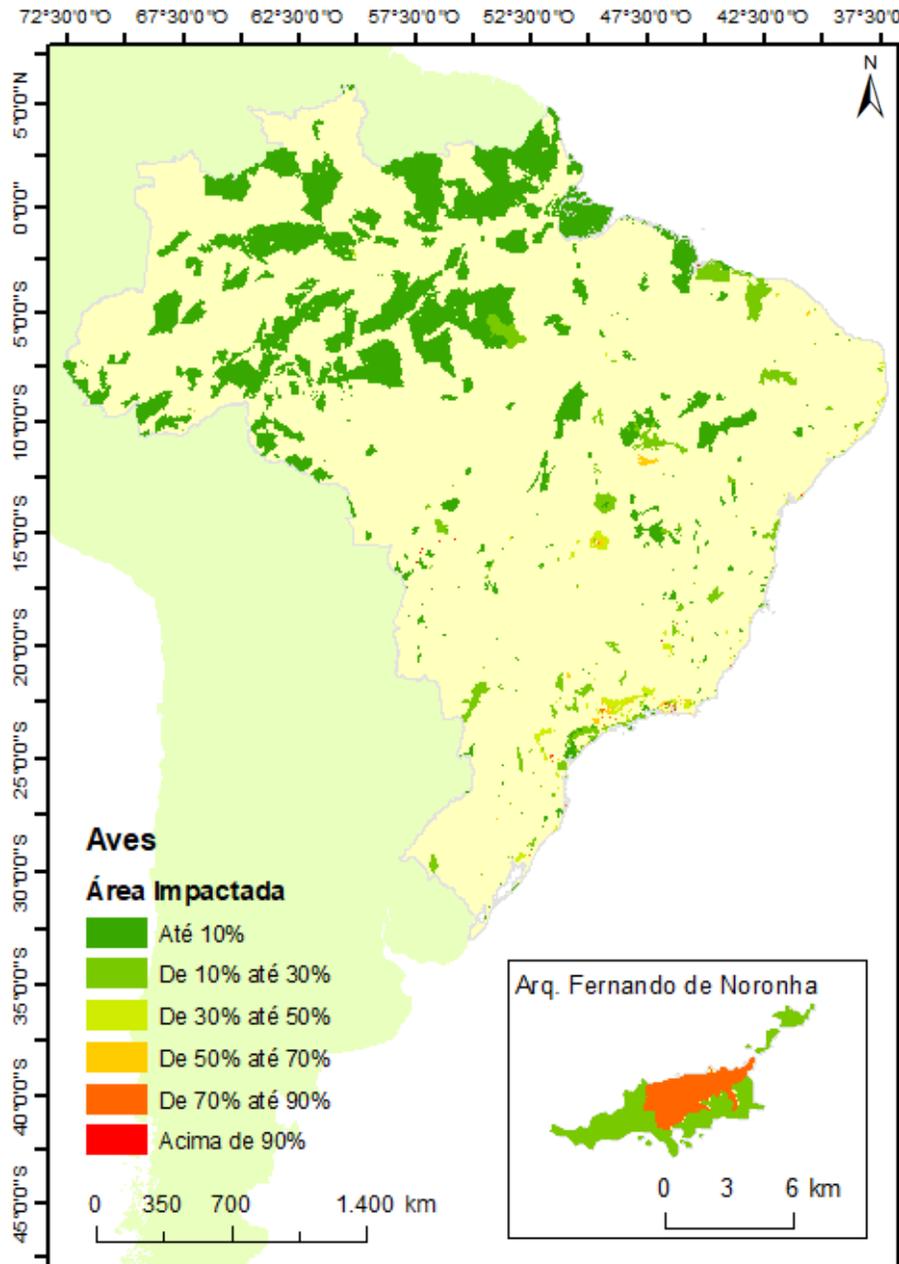
Fonte: Do autor (2018).

Figura 25 - Unidades de Conservação por dimensão de área potencialmente impactada pela malha viária, para o cenário Anfíbios.



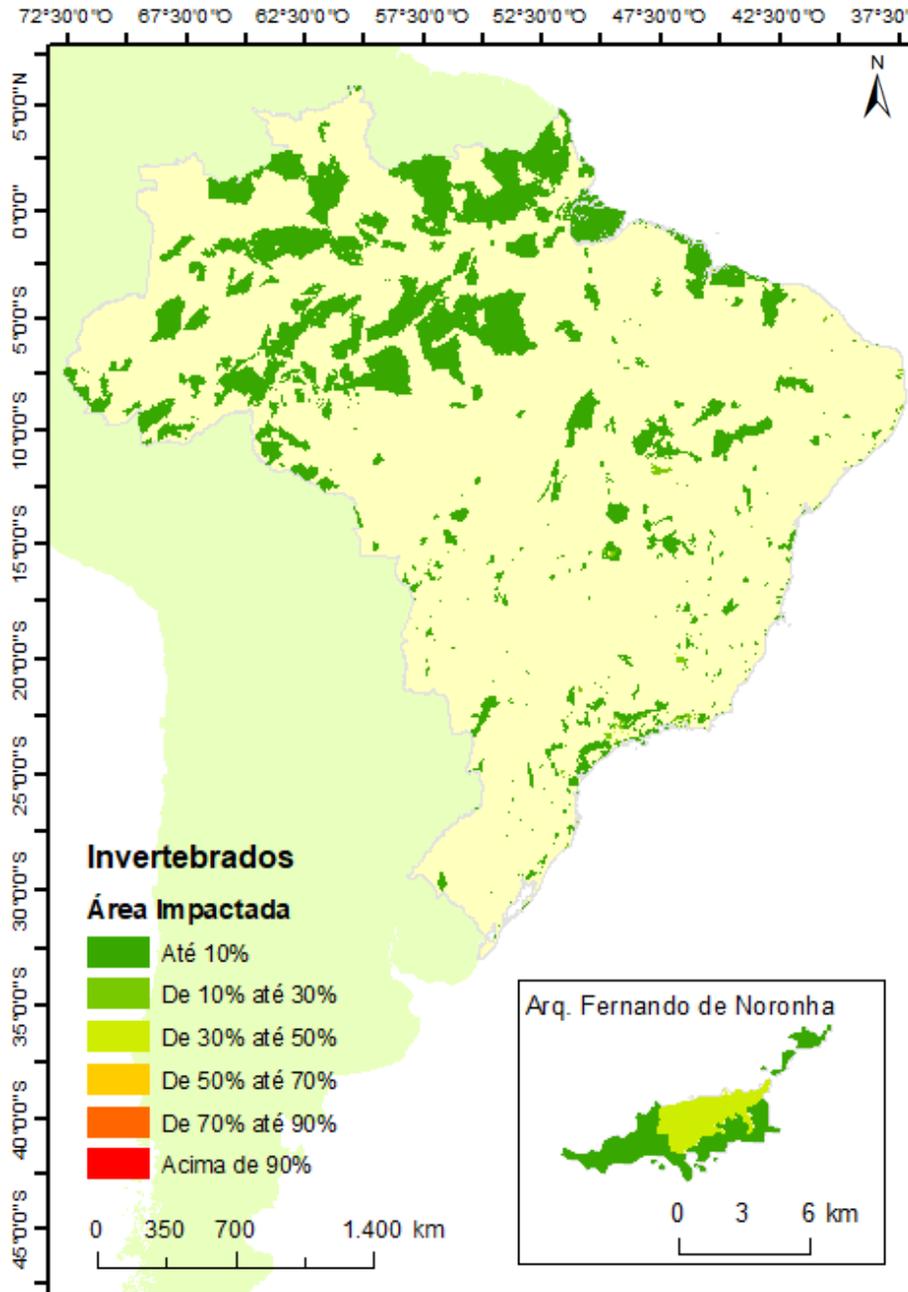
Fonte: Do autor (2018).

Figura 26 - Unidades de Conservação por dimensão de área potencialmente impactada pela malha viária, para o cenário Aves.



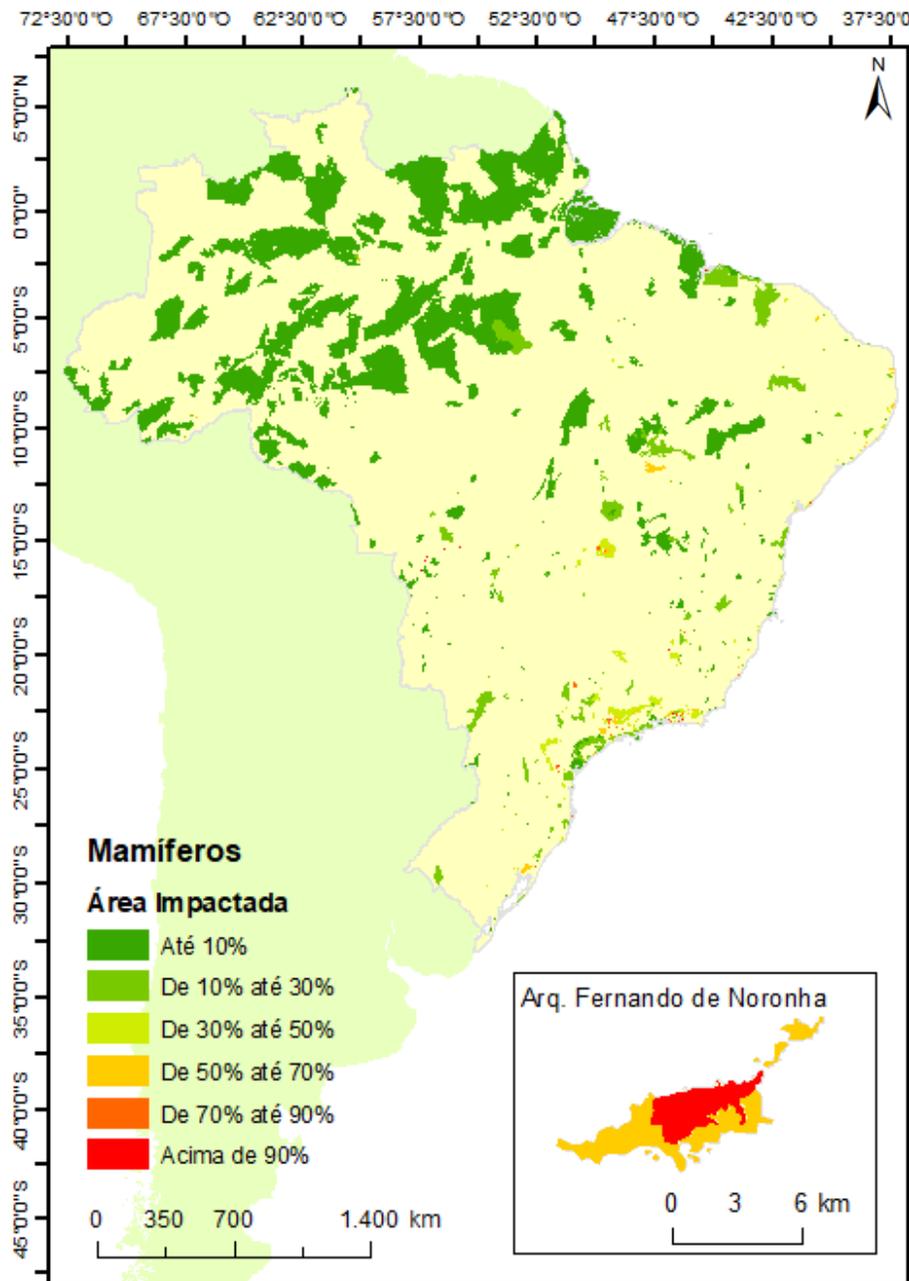
Fonte: Do autor (2018).

Figura 27 - Unidades de Conservação por dimensão de área potencialmente impactada pela malha viária, para o cenário Invertebrados.



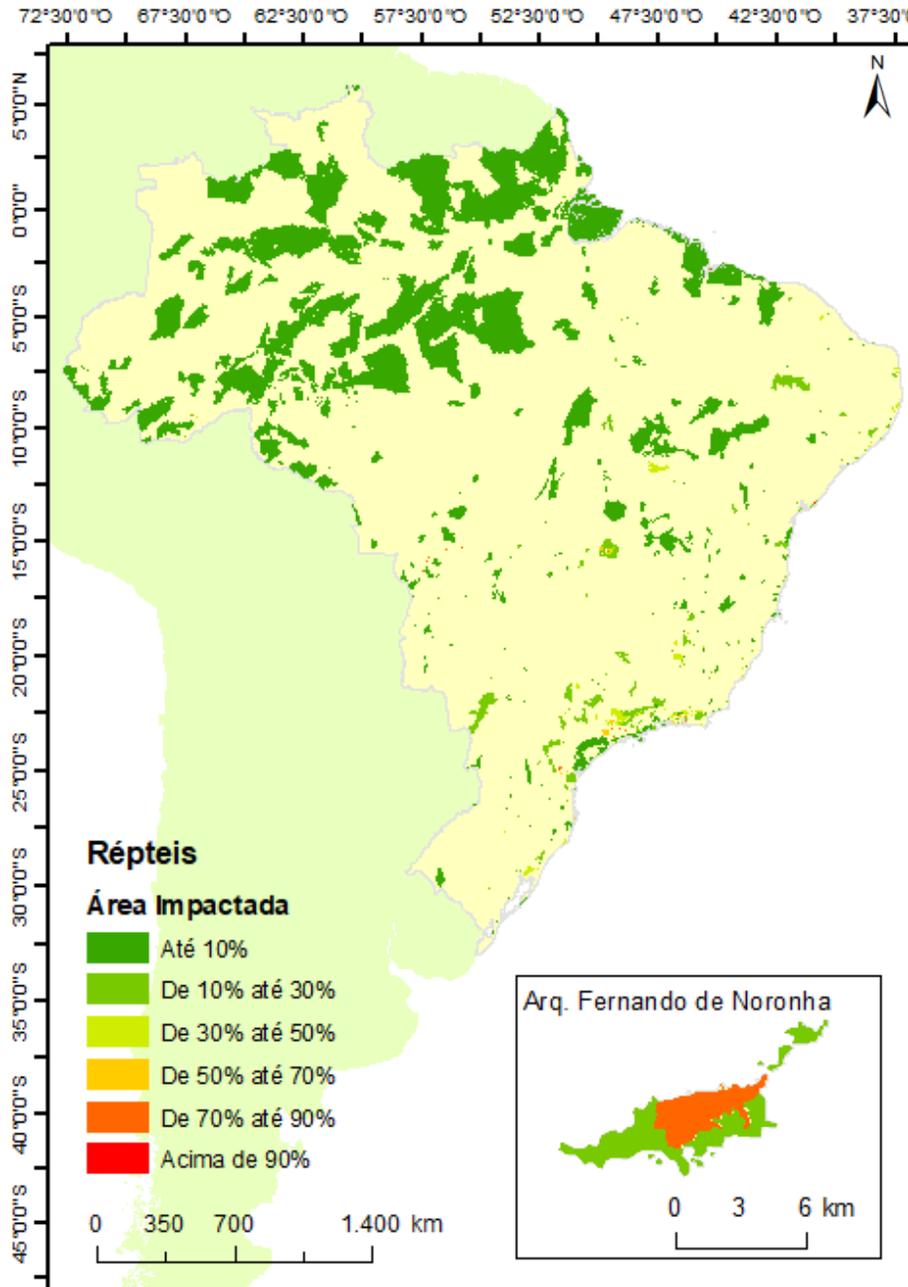
Fonte: Do autor (2018).

Figura 28 - Unidades de Conservação por dimensão de área potencialmente impactada pela malha viária, para o cenário Mamíferos.



Fonte: Do autor (2018).

Figura 29 - Unidades de Conservação por dimensão de área potencialmente impactada pela malha viária, para o cenário Répteis.



Fonte: Do autor (2018).

5 DISCUSSÃO

No sentido mais restrito, Unidades de Conservação e as demais Áreas Naturais Protegidas são destinadas a proteger espécies e serviços ecológicos das pressões externas (GASTON et al., 2008) e conter os avanços do desenvolvimento indiscriminado sobre os recursos naturais. A atenção dada para a presença e ação das infraestruturas de transporte na busca desses objetivos, porém, parece permanecer negligenciada. Em meados da década de 90, as rodovias já eram uma das infraestruturas humanas mais presentes nas Áreas Protegidas (NEWMARK et al., 1996) e continuam a ser relatadas no interior dessas áreas por todo mundo: Colômbia (ARMENTERAS; RODRÍGUEZ; RETANA, 2009), Canadá (LEROUX; KERR, 2013), Estados Unidos (FORMAN; ALEXANDER, 1998; GOLDEN KRONER; KRITHIVASAN; MASCIA, 2016; MONZ et al., 2016), México (RAIN; SUTHERLAND, 2011), Tanzânia (CARO, 2015), Índia (SESHADRI; GANESH, 2015), Austrália (LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009), Catalunha (GARRIGA et al., 2012), entre outros. No Brasil, os resultados do presente trabalho indicam que a malha viária está presente em grande parcela das Unidades de Conservação terrestres do país (69,3% pelo diagnóstico e 59,3% pela análise em SIG).

5.1 Percepção dos funcionários das Unidades de Conservação

Mesmo com ampla presença, funcionários de poucas as UCs participantes (34,7%) indicaram apresentar qualquer tipo de atividade (monitoramento, regularização, manejo ou compensação ambiental) relacionada às estradas, indicando não haver gestão planejada ou manejo adequados dessas infraestruturas. Alguns ainda informaram existir obras e propostas de pavimentação. Semelhante foi observado em um diagnóstico de 2012, em que

61% das rodovias não apresentaram medidas mitigatórias, 84% das que apresentaram não possuíam monitoramento sobre sua eficiência e pelo menos 41% das infraestruturas não possuíam licenciamento (BAGER, 2012). O fato indica que pouco mudou na situação das UCs sob influência da malha viária nos últimos cinco anos.

Os funcionários indicaram também a prevalência de estradas não pavimentadas no interior e nos arredores das UCs, ainda que as pavimentadas tivessem ocorrência muito similar as primeiras também no raio de 1 km. O resultado condiz com a natureza da própria malha viária no país: o Brasil é um país essencialmente rodoviário e cerca de 86% das estradas se encontram em leito natural (CNT, 2017). Tal tipo de infraestrutura pode ter efeitos marginais em menor escala (LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009), especialmente nos componentes que influenciam o microclima em suas proximidades e, em consequência, nos componentes bióticos (GOOSEM, 2007). Uma superfície pavimentada absorve mais calor e pode ocasionar maiores mudanças na paisagem circunvizinha (MARSH; BECKMAN, 2004). As estradas não pavimentadas, assim, tenderiam alterar às UCs em menor escala, principalmente se forem estreitas e mantiverem conexão de dossel (GOOSEM, 2007).

No geral, a zona de efeito média encontrada na literatura levantada para as estradas não pavimentadas foi menor que a das demais categorias. No entanto, seria preciso uma investigação mais detalhada para perceber qualquer diferença significativa e avaliar, caso a caso, a situação das Unidades de Conservação. Estradas não pavimentadas também podem agravar outros tipos de impactos, como erosão e assoreamento de corpos hídricos (GOOSEM, 2007), não sendo necessariamente a alternativa adequada para malha viária atuando sobre Áreas Protegidas.

Notou-se também que predominou a presença de apenas um tipo de infraestrutura (interior e arredores) nas UCs, mas também foram identificadas Unidades com presença simultânea de ferrovias e rodovias pavimentadas e não pavimentadas. Apesar de terem sido poucas as áreas (interior: 11; arredores: 30) com os três tipos distintos de estradas, é preocupante que uma área protegida esteja submetida a diversas infraestruturas, e conseqüentemente aos seus impactos, mesmo que destinada a uso sustentável. Dentre elas, se encontram Unidades de Proteção Integral mais restritivas (REBIOS e ESECs), que deveriam estar isentas de empreendimentos, já que o seu foco é estritamente conservacionista. O fato abre margem a questionamentos sobre a eficácia de seu papel na conservação – sem ampliar a discussão a impactos oriundos de outras atividades antrópicas. Investigando apenas a presença de rodovias na UCs, Bager (2012) indicou que ¼ das áreas teriam apenas uma infraestrutura; as demais possuiriam no mínimo duas, com algumas apresentando mais de cinco rodovias (23%). A análise não distinguiu entre os tipos de rodovias, mas confirma haver Unidades submetidas aos mais diversos cenários relacionados a tais infraestruturas.

A malha viária foi essencialmente interpretada pelos funcionários como promotora tanto de aspectos positivos quanto negativos. Os destaques positivos envolveram atividades de educação e pesquisa, permitidas pela maioria das categorias de UCs (BRASIL, 2000; GURGEL et al., 2009), além da relação com a comunidade, fundamental para efetiva implantação e gestão das áreas e combate a conflitos. As Unidades de Uso Sustentável também destacaram a relação da malha viária com atividades econômicas, permitidas com certas restrições em tais áreas. Cabe avaliar se, na prática, essas atividades favoráveis condizem com os objetivos das Unidades e estão de fato contribuindo com a conservação.

Atividades ilegais, poluição e aspectos relacionados à ocupação humana e urbanização foram os mais citados como prejudiciais, sugerindo que os funcionários veem as estradas diretamente relacionadas com outras atividades humanas e suas consequências. A literatura aponta que as estradas favorecem acesso e desenvolvimento (LUGO; GUCINSKI, 2000; COFFIN, 2007; GOSSEM, 2007; VAN DER REE et al., 2011; BRUSCHI et al., 2015), abrindo espaço para outras práticas antrópicas que agravam o seu efeito na paisagem. A malha viária, porém, por si só já promove mudanças ambientais e ecológicas (fragmentação, efeito barreira, presença de espécies exóticas, etc.; FORMAN; ALEXANDER, 1998; GOOSEM, 2007). Poucos (4,8%) foram os funcionários que os identificaram como atuantes nas UCs. Este resultado pode refletir o desconhecimento do real e potencial impacto dessas infraestruturas e seus efeitos marginais. Encontraram-se também funcionários que indicaram não existir qualquer aspecto negativo relacionado às estradas, todos eles vinculados a UCs de Proteção Integral.

Quanto à percepção sobre os 16 efeitos marginais abrangidos no diagnóstico, os funcionários foram mais resolutos na avaliação da tendência nos últimos cinco anos, visto que poucos informaram desconhecer o aspecto nos diferentes impactos. Como esse item avaliou os impactos dentro de um prazo anterior (últimos cinco anos), é provável que os funcionários soubessem diagnosticá-lo melhor do que os demais (permanência, distância e intensidade), que buscaram avaliar os efeitos no tempo, no espaço e em potência.

Não foram detectadas reduções nas tendências dos 16 efeitos marginais, nem aumentos extremos. Dentre os sete impactos (erosão, assoreamento, mortalidade de animais, poluição hídrica, poluição sonora, conversão do uso do solo e poluição do solo) que foram indicados por aumentarem sutilmente nos últimos cinco anos, cinco foram fatores abióticos associados ao uso e conservação dos solos e água. Os maiores valores de criticidade média para os

efeitos marginais encontrados foram os relacionados à fauna (redução de diversidade/abundância e tráfico), indicando que os funcionários os avaliaram como os mais severos nas Unidades de Conservação.

As percepções dos efeitos sobre solos e água são concordantes entre si, uma vez que eles são altamente relacionados, e compatíveis ao perfil da malha viária predominante indicada pelos funcionários (não pavimentada). Conversão do uso do solo, erosão e assoreamento tornam-se perceptíveis desde o processo de implantação de uma estrada, e se mantêm ou intensificam juntamente a ela. A conversão do uso do solo vincula-se a qualquer infraestrutura de transporte, pois quebra barreiras de acesso a áreas remotas, seguindo-se de ocupação e outras atividades. Erosão e assoreamento, como já discutido, prevalecem em vias não pavimentadas, pois a exposição do solo com a remoção da cobertura vegetal altera os processos naturais de infiltração e escoamento superficial (DUNIWAY; HERRICK, 2011), carreando sedimentos e substância para cursos hídricos e áreas adjacentes (YUEN et al., 2012; WERKENTHIN; KLUGE; WESSOLEK, 2014). Essa dinâmica contribui também com a poluição dos corpos d'água e do solo, carreando detritos e partículas produzidos pelas estradas e veículos e até disponibilizando poluentes imobilizados nas camadas de solo.

Percebe-se também que a poluição sonora foi classificada como um dos efeitos marginais menos críticos, provavelmente influenciada pela percepção da sua permanência no ambiente por curto prazo, pela maioria dos participantes, ainda que observada também tendência de aumento. Mesmo que o som seja um efeito físico, que não se armazena e pode se dissipar rapidamente, a sua permanência será tão duradoura enquanto existirem tráfego e manutenção das infraestruturas, ou seja adotada uma medida de mitigação (VAN DER REE; SMITH; GRILO, 2015). A poluição sonora é o efeito marginal da malha viária mais relacionado com alteração de aspectos ecológicos (FORMAN; ALEXANDER, 1998) e intensifica o processo de fragmentação, criando uma

fragmentação acústica (BARBER; CROOKS; FRISTRUP, 2010; NEGA et al., 2013).

A severidade da poluição sonora é amplamente relatada. Nos estudos levantados, ela foi o impacto mais abordado, influenciando em alterações no sucesso reprodutivo (IGLESIAS-MERCHÁN; DIAZ-BALTEIRO; DE LA PUENTE, 2016), na densidade/abundância de indivíduos e espécies (REIJNEN et al., 1995; HOSKIN; GOOSEM, 2010; WIĄCEK et al., 2015; TORRES et al., 2016), no forrageamento (SIEMERS; SCHAUB, 2010; WARE et al., 2015), na vigilância (GRUBB et al., 2013; WARE et al., 2015), na frequência sonora das vocalizações (PARRIS; SCHNEIDER, 2008; PARRIS; VELIK-LORD; NORTH, 2009; HOSKIN; GOOSEM, 2010) e na permanência/evasão nas margens de malha viária (FORMAN; ALEXANDER, 1998; FORMAN; DEBLINGER, 2000; WARE et al., 2015). Outro estudo em Parques Nacionais nos Estados Unidos detectou que há pelo menos 22 pontos submetidos a barulho de rodovias por 25% do tempo entre 7:00 e 22:00 (BARBER; CROOKS; FRISTRUP, 2010). Dessa forma, a poluição sonora demonstrou ser um efeito marginal subestimado pelas equipes das UCs.

A mortalidade de animais também apresentou tendência de ligeiro aumento, sendo o único efeito destacado sobre os fatores bióticos. Porém sua criticidade foi apenas a quinta maior, provavelmente devido à percepção da distância de alcance, predominante na própria faixa de domínio (o impacto foi considerado mais localizado, recebeu menor pontuação, tendendo a reduzir o valor de criticidade). Esse resultado indica que a maioria dos funcionários percebe a mortalidade relacionada aos atropelamentos. Diversos estudos abordaram o impacto nas UCs (PRADO; FERREIRA; GUIMARÃES, 2006; DA CUNHA; MOREIRA; SILVA, 2010; HARTMANN; HARTMANN; MARTINS, 2011; GARRIGA et al., 2012; DINIZ; BRITO, 2015; SARANHOLI et al., 2016; SANTOS, 2017). Dados do Sistema Urubu indicam quase 2000

registros de vertebrados terrestres atropelados dentro de 145 Unidades de Conservação brasileiras (CENTRO BRASILEIRO DE ESTUDOS EM ECOLOGIA DE ESTRADAS - CBEE, 2018) – a maioria deles são registros eventuais e oportunistas. De fato, o atropelamento é o impacto mais óbvio ocasionado pela malha viária (GOOSEM, 2004; 2007) e uma importante fonte de mortalidade (GOOSEM, 2007; LAURANCE; GOOSEM, 2008), talvez a maior delas (FORMAN; ALEXANDER, 1998).

Entretanto, em menor frequência, a mortalidade pode também se associar a outros fatores. Entre eles está a redução da qualidade do habitat, gerando redução do forrageamento (SIEMERS; SCHAUB, 2010; LIAN ET AL., 2011; WARE et al., 2015) e aumento dos níveis de estresse (GOOSEM, 2004), que por sua vez alteram o estado corporal e nutricional dos indivíduos ou a suscetibilidade à predação (LAURANCE, 2004; WATSON; AEBISCHER; CRESSWELL, 2007). A facilidade de acesso a caçadores também contribui com o aumento da mortalidade nas áreas marginais às infraestruturas de transporte (LAURANCE et al., 2006; LAURANCE et al., 2008; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009). Os funcionários que indicaram a mortalidade nas margens podem já perceber ou, ao menos compreender, a complexidade de alterações a que a fauna pode estar submetida nessas condições.

De forma semelhante pode se explicar a severidade atribuída à redução de abundância/diversidade de fauna. As equipes também podem notar mudanças nas populações animais nas adjacências das infraestruturas, talvez até mesmo pela mortalidade presenciada nos atropelamentos. A diversidade e a abundância podem sofrer alterações não apenas pela mortalidade (observada nos estudos CARR; FAHRIG, 2001; EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009; SUMMERS; CUNNINGTON; FAHRIG, 2011), mas também por evasão da área (LAURANCE, 2004; LAURANCE et al., 2006; FAHRIG; RYTWINSKI, 2009; WARE et al., 2015), efeito barreira (EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009),

redução da qualidade do habitat (LAURANCE, 2004; MARSH; BECKMAN, 2004; SEMLITSCH et al., 2007; WARE et al., 2015), alteração do uso do habitat (ORTEGA; CAPEN, 2002), competição com espécies exóticas (JOLLY; SHINE; GREENLEES, 2015) ou caça (LAURANCE et al., 2006; CONSTANTINO, 2016).

Já o tráfico de animais, ainda que o segundo mais crítico, mostrou-se como o efeito mais desconhecido pelas equipes e o que menos teria variado nos últimos cinco anos (tendência média foi a menor). Este efeito marginal é de difícil percepção caso não haja uma fiscalização quanto a este tipo de atividade, o que pode justificar o número de funcionários que não souberam informar. Ainda assim, aqueles que não se abstiveram o caracterizaram como um efeito a que deve ser dada atenção. A malha viária é associada ao aumento do tráfico de animais silvestres (SHEPHERD; COMPTON; WARNE, 2007), pois a facilidade de acesso não apenas é aplicada nas atividades benéficas à sociedade. No Brasil, têm-se uma cultura forte de tráfico de animais nas margens das estradas, levando o país a um dos maiores participantes desse mercado no mundo (COBUCCI NETO, 2015).

Englobando as duas abordagens empregadas (tendência e criticidade), as equipes das Unidades destacaram impactos marginais vinculados à conservação do solo e da fauna. Esse resultado fornece indícios dos possíveis aspectos que devam ser priorizados na mitigação dos efeitos da malha viária nas Unidades de Conservação. Porém, pela grande parcela dos participantes que ainda informaram desconhecer os aspectos, nota-se que os efeitos marginais da malha viária ainda são pouco compreendidos, em parte pela ecologia de estradas ainda ser uma ciência recente que vem ganhando espaço no meio sociopolítico. Um exemplo é que não há normas vigentes sobre como uma infraestrutura viária deve funcionar nas UCs, estando submetidas apenas ao Plano de Manejo – ausente ou defasado em considerável número de Unidades (BAGER et al.,

2016). E como os dados presentes, assim também como os de Lima (2013), indicaram que poucos estudos são desenvolvidos em ecologia de estradas nas UCs, é preocupante esperar que o conhecimento necessário para gestão e manejo adequados parta apenas dos planos de manejo, sendo que muitas UCs nem sequer apresentam equipe e recursos necessários para sua administração.

A criticidade geral encontrada para os efeitos das estradas, por grupos de Unidades de Conservação, foi superior às observadas nos ciclos RAPPAM de 2005-06 e 2010 das UCs federais (ICMBIO; WWF, 2011). O índice geral das pressões para UCs foi de 6,4% em 2005-06 e 12,7% em 2010 (para a análise com estradas, encontrou-se 19,4%). Para as diferentes categorias e biomas, a criticidade não ultrapassou 16% em 2005-06 e 25% em 2010. Pela defasagem de tempo entre as três análises de percepção sob os impactos, as diferenças encontradas talvez se justifiquem pelo aumento da exposição das UCs a ameaças, mesmo que o RAPPAM tenha um foco mais amplo que a abordagem deste trabalho. É possível também que a abordagem detalhada sobre os impactos das estradas tenha permitido que os gestores fossem mais críticos em sua avaliação. A metodologia RAPPAM aplicada nas UCs estaduais abordou a criticidade como valores cumulativos, não relativizados, o que dificulta a comparação entre si e com os resultados encontrados.

Ainda que a metodologia RAPPAM tenha intuito de fazer uma análise ampla sobre a efetividade de gestão nas Áreas Protegidas, sua adaptação para detalhar diferentes impactos associados a atividades específicas contribuirá para o aprofundamento da visão e até direcionar esforços para mitigação.

5.2 Caracterização da malha viária

Mesmo apresentando usos e propósitos diversos, compatíveis ou não a presença de estradas, detectou-se malha viária em UCs de todas as categorias de

manejo, para as duas análises (exceto RESEC, no SIG). Estradas foram localizadas também em Unidades de todas as esferas administrativas, regiões e biomas. A proporção de UCs contendo estradas, para a análise de percepção, nem sempre foi similar a encontrada no SIG, posto que está diretamente associada ao número de Unidades que responderam ao questionário. O retorno delas correspondeu a 14% das UCs do CNUC e é possível que algumas Unidades não tenham se motivado a participar da pesquisa, pelo desinteresse no assunto ou pela ausência de malha viária nas suas proximidades. Um indicativo é o percentual de Unidades com estradas em seu território, em proporção maior entre as participantes do questionário do que entre as UCs avaliadas no SIG. Independentemente dos objetivos e das particularidades de cada Unidade de Conservação, tal presença de malha viária é alarmante e parece indiscriminada.

Pelo objetivo principal de conservação de ecossistemas e espécies, era esperado que as Unidades de Proteção Integral apresentassem menores densidade, extensão e presença de estradas. Esse fato foi observado tanto na análise geográfica quanto na de percepção. Porém, mesmo apresentando valores inferiores às Unidades de Uso Sustentável, grande proporção (71%) das UCs de Proteção Integral está submetida às infraestruturas dentro dos seus limites. Os funcionários indicaram também que as áreas de Proteção Integral apresentam mais estradas nos arredores que as demais, o que pode ser um indicativo de que, em alguns casos, são evitadas áreas cortadas por estradas no estabelecimento dessas UCs.

A extensão de malha viária calculada no interior de Unidades de Conservação correspondeu a 6,6% da extensão total de vias do Brasil, superando a dimensão rodoviária total de países com área similar a convertida em UCs (1,5 mil km²), como Mongólia (49,2 mil km) e Bolívia (80,5 mil km; CIA, 2017). Comparando a dados dos Estados Unidos, porém, a extensão observada foi

abaixo da presente apenas nas Florestas Nacionais, ainda antes dos anos 2000 (10% da extensão de estradas do país; FORMAN; ALEXANDER, 1998).

Bager (2012) identificou rodovias no interior e em um raio de 10 km das Unidades de Conservação brasileiras, também através de informações fornecidas pelos funcionários. Observou-se que a extensão pode ultrapassar os 90 km e há áreas sob a influência de mais de cinco infraestruturas distintas, apesar da maioria apresentar até duas estradas com extensão total até 30 km. O resultado encontrado no presente trabalho foi similar para malha viária no interior das UCs, prevalecendo áreas com até 20 km de infraestruturas, enquanto que, para um raio de 1 km em seus arredores, prevaleceu extensões superiores a 20 km. O raio proposto para os arredores foi curto e pode ter sido de difícil percepção aos funcionários no momento de suas análises, talvez superestimando a extensão dentro dessa faixa. No entanto, a percepção indica que há mais infraestruturas de transporte nos arredores do que no interior das Unidades, ainda que a presença dentro de seus limites seja amplamente disseminada.

Entretanto, ao se comparar as extensões (para o interior) informadas pelas Unidades participantes com as análises de SIG, cerca de metade das áreas apresentaram resultados divergentes, sub ou superestimados. Não era esperado que uma proporção alta de funcionários informasse incorretamente ou desconhecêssem a extensão de malha viária nas UCs. A maior parte dos erros (60%) ultrapassou 5 km em extensão. Esse alto percentual de incompatibilidade enfatiza uma ausência ou fraca caracterização das infraestruturas nos domínios das UCs. As estradas muitas vezes não são consideradas um fator real de impacto e de degradação das áreas, reflexo da inexistência de controle ou monitoramento desses empreendimentos. Dentre as informações incompatíveis, 58% indicaram extensões superiores às encontradas no SIG, existindo também a possibilidade que algumas vias ainda não se encontram mapeadas na base geográfica utilizada.

Os valores de densidade mediana de malha viária encontrados foram bem variáveis entre os diferentes grupos analisados. A densidade de rodovias tem sido empregada para avaliar a viabilidade de populações de fauna (BEAZLEY et al., 2004; BASILLE et al., 2013; WHITTIGTON-JONES et al., 2014), não avaliando valores adequados para regiões destinadas à conservação. Uma escala de classificação é usada pelo *Interior Columbian Basin Ecosystem Management Project* (ICBEMP), propondo intervalos para densidades de rodovias que a classificam de “muito baixa” a “extremamente alta” (MENAKIS et al., 1996; BEAZLEY et al., 2004). De acordo com essa proposta, a densidade mediana de estradas encontrada para a maioria dos agrupamentos de UCs, considerados neste trabalho, seria “baixa” (entre 0,06 e 0,44 km/km²). Altas densidades (entre 1,06 e 2,92 km/km²) seriam compatíveis apenas com Estradas-parque e UCs da esfera municipal.

Ceia-Hasse e colaboradores (2017), avaliando a exposição de mamíferos carnívoros terrestres a rodovias, não indicou uma escala de densidade de rodovias, mas considerou como regiões de média a alta densidades aquelas que apresentaram valores médios entre 0,31 e 0,65 km/km². Esse intervalo colocaria as Unidades brasileiras como mais críticas em relação à densidade de malha viária, englobando também a densidade mediana geral das UCs, além alguns outros grupos (Uso Sustentável, RPPNs, MONAs, etc.).

Avaliando a densidade de rodovias como uma das métricas para avaliação da fragmentação na ecorregião de Sierra Nevada (EUA), foi encontrada a mediana de 0,19 km/km² para o conjunto de Áreas Protegidas da região, enquanto fragmentos no *Yosemite National Park* apresentaram 0,25 km/km² (GOLDEN KRONER; KRITHIVASAN; MASCIA, 2016). As densidades encontradas foram significativamente diferentes às encontradas para áreas com proteção revogada ($\bar{x} = 0,95$ km/km²) e para áreas nunca protegidas ($\bar{x} = 1,43$ km/km²). Os valores de densidade para áreas sob proteção foram

próximos aos encontrados para as Florestas e para as Unidades de Proteção Integral como um todo, entre outros grupos, mas foram inferiores à mediana geral das Unidades de Conservação brasileiras. Densidades similares a áreas não protegidas foram observadas para ARIEs, Estradas-parque e Unidades municipais. Já para a Amazônia brasileira, a densidade de rodovias foi semelhante a encontrada no presente estudo para a mesma área (0,02 km/km²), mas englobou tanto Unidades de Conservação quanto terras indígenas (VERÍSSIMO et al., 2011).

Estudos têm aplicado a densidade de rodovias como um dos parâmetros para avaliar adequação do habitat (WHITTINGTON-JONES et al., 2014), distribuição (BOWMAN et al., 2010) e risco de extinção (ANDERSON et al., 2011) em mamíferos de médio e grande portes. Alguns valores limites para manutenção de populações nas proximidades de malha viária são relatados: 0,47 km/km² para o lince euroasiático (*Lynx lynx*; BASILLE et al., 2013), 0,6 a 0,7 km/km² para o cão-selvagem-africano (*Lycan pictus*; WHITTINGTON-JONES et al., 2014), 0,6 km/km² para lobos (*Canis lupus*, por revisão bibliográfica; FORMAN et al., 1997; BOWMAN et al., 2010), 0,25 a 1,9 km/km² para médios e grandes mamíferos, essencialmente carnívoros (revisão bibliográfica; BEAZLEY et al., 2004).

Ainda que esses limites relatados sejam para espécies e ambientes bem distintos dos de ocorrência no Brasil, carnívoros têm parâmetros de história de vida semelhantes (ampla área de vida, baixa densidade populacional e baixo recrutamento; GRILO; SMITH; KLAR, 2015). Assim, os limites observados também podem fornecer indícios sobre o que pode ou não ser encontrado nas Unidades de Conservação. O limiar mais baixo (0,25 km/km²) indicaria uma situação pouco favorável aos carnívoros na maioria das UCs, com ESECs, REBIOS, RDSs e RESEXs apresentando densidades amplamente inferiores ao limite, além também das Unidades federais e da Amazônia. Considerando o

maior limite (0,6-0,7 km/km²), APAs, ARIEs, Estradas-parque e Unidades municipais, estariam no grupo mais crítico para conservação de carnívoros. As Unidades da região Sudeste e do bioma Mata Atlântica estariam próximas de alcançar este limiar. Os carnívoros são o grupo mais ameaçado pela presença de malha viária a nível global e, no Brasil, a onça-parda (*Puma concolor*) e o jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) parecem ser os mais afetados por estas infraestruturas (CEIA-HASSE et al., 2017). Garantir a sua proteção é manter a integridade dos ecossistemas e garantir que diversas espécies também serão protegidas conjuntamente (GRILO; SMITH; KLAR, 2015).

A densidade de malha viária pode ser aplicada como um índice geral para representar as infraestruturas viárias e os seus efeitos (FORMAN et al., 1997). Ela é também um indicador da pegada antrópica (BOWMAN et al., 2010), pois a malha viária se associa a atividades e alterações ambientais, conforme já discutido, além de ser um parâmetro para medir a efetividade (BEAZLEY et al., 2004) e a fragmentação de habitats (GOLDEN KRONER; KRITHIVASAN; MASCIA, 2016). No entanto, individualmente, a densidade de estradas pode não representar bem a fragmentação: áreas com mesma densidade podem ser mais ou menos fragmentadas a depender da distribuição e aglomeração da malha viária (ALBERS et al., 2012). Ela é uma medida que pode trazer a tona várias questões sobre como as Unidades de Conservação estão suscetíveis às infraestruturas viárias, mas deve ser associada a outras análises para elucidar melhor cada situação.

Os resultados encontrados na caracterização geoespacial da malha viária (extensão e densidade de malha viária) apresentaram grande variação (alto coeficiente de variação). É provável que esse fato seja resultado da grande heterogeneidade observada nas Unidades de Conservação brasileiras, com dimensões variando de 700 m² a quase 44 mil km², ocupando áreas densamente povoadas e com densa malha viária a áreas completamente isoladas. Assim, a

presença da malha viária parece mais associada a onde a Unidade está e a área que ela ocupa do que ao fato de ser uma área sob proteção.

Considerando os fatores avaliados (grupo de proteção, categoria de manejo, esfera administrativa, bioma ou região), a análise geográfica indicou que apenas as Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS) e as áreas do Pantanal foram afetadas em menos de metade das UCs. RPPNs (administração particular) também apresentaram baixo percentual de áreas com presença de estradas, mas estes valores devem ser interpretados com cautela, pois quase 40% das áreas não foram avaliadas por ausência de informação disponível.

Os Parques, que compõem o maior número de UCs de Proteção Integral, apresentaram maior extensão total de estradas dentre elas, o que pode ser justificado pelos atrativos de visitação e turismo dessa categoria. Considerando os Parques Nacionais (PARNAs), o ICMBio indica que há visitação em pelo menos 45 (62%), e outros 22 (30%) apresentam atividades e atrativos aos visitantes (ICMBIO, 2017). A malha viária não necessariamente estará compondo a infraestrutura turística nos Parques distribuídos pelo país, mas certamente auxilia no acesso para o desenvolvimento dessa atividade, que foi considerada pelos funcionários um dos aspectos positivos. Já as ESECs apresentaram extensão total de estradas muito superior a REBIOs e RESEXs, que apresentaram número de Unidades afetadas semelhantes entre si. ESECs e REBIOs não deveriam apresentar estruturas com grandes dimensões, uma vez que são permitidas apenas atividades de cunho científico e educação ambiental. Porém, ambas as categorias tiveram as menores densidades medianas dentre as Unidades de Proteção Integral. Os resultados condizem com o apontado pelos gestores, em que Parques, REBIOs e ESECs apresentaram as mais diversas extensões de malha viária, incluindo acima dos 20 km.

As APAs apresentaram extensão total e mediana muito superiores as demais e densidade mediana apenas abaixo de ARIEs e Estradas-parque. Era

esperado que as APAs tivessem alto grau de interferência de malha viária, uma vez que, além de apresentarem restrição menor, muitas delas apresentam grande área, englobando ocupações humanas e diversas cidades. Ainda assim, as ARIEs parecem apresentar condições mais críticas, indicando que as áreas são pequenas e ricas em infraestruturas, ocasionando na densidade superior a 1 km/km².

A situação das Estradas-parque é particular. Encontraram-se altos valores medianos de extensão e densidade de malha viária, indicando que são pequenas áreas predominadas por estradas. Soriano (2006) discute as definições da categoria e sua viabilidade como Unidade de Conservação, uma vez que a área sob proteção engloba uma estrada mais uma faixa estreita em sua adjacência. A categoria Estrada-parque não é prevista no SNUC, ainda que considerada em alguns sistemas estaduais e municipais (ex. Acre, Tocantins, Mato Grosso do Sul e Goiás; DUTRA et al., 2008). Contudo, não tem o respaldo legal necessário, muitas vezes sendo implantadas para maquiar a criação de uma estrada em uma Unidade de Conservação ou área de importância ambiental (SORIANO, 2006). O termo “estrada-parque” fornece à infraestrutura o status de ecologicamente correto, no entanto comumente não são aplicados os meios para a conservação (SORIANO, 2006).

As extensões e densidades encontradas para as diferentes esferas administrativas são justificadas em função da área das UCs. Pela própria limitação geográfica, Unidades municipais tendem a ser menores que as estaduais ou federais, que podem abranger diversos municípios e até estados. Assim, esperava-se que as UCs municipais apresentassem menores extensões total e mediana e densidade mais alta. No entanto, sua densidade foi muito superior a das demais esferas, ultrapassando 1 km/km², indicando um estado bem mais crítico dessas áreas e, possivelmente, menos eficaz na proposta de conservação.

Avaliando as UCs por região, esperava-se que as Unidades do Sudeste enfrentassem maior interferência de malha viária, uma vez que a região é a mais povoada e industrializada, possuindo maior extensão de estradas. De fato, a extensão total e a densidade mediana de infraestruturas viárias dentro de UCs nessa região foram superiores. A maior extensão mediana, no entanto, foi encontrada em Unidades da região Norte, mesmo possuindo a menor malha viária. É possível que haja relação com a dimensão das Unidades de Conservação, em médias maiores, indicando que as Unidades afetadas possuem grande extensão de estradas devido a sua amplitude em área, mesmo com poucas estradas.

As UCs da Mata Atlântica apresentaram as maiores densidade e extensão total de malha viária. Historicamente, esse é o bioma que mais sofreu perdas ao longo da colonização do país, por onde foi iniciada a ocupação e onde se encontra instalada a maior parte da população e as maiores cidades do país. Caatinga, Cerrado, Pampa e o bioma Marinho apresentaram valores próximos, apesar de inferiores a Mata Atlântica, condizente com o observado na disseminação de estradas também em suas áreas correspondentes.

5.3 Área potencialmente impactada atuando sobre a fauna

A caracterização da malha viária apontou aproximadamente 60% das UCs contendo estradas. Os efeitos marginais, no entanto, estariam afetando entre 1,7% e 26,8% das Unidades além daquelas que contêm tais infraestruturas, representando perdas entre 0,3% e 10,9% da área legalmente protegida. A área comprometida na manutenção da fauna pode alcançar até centenas de milhares de quilômetros quadrados dentro de Unidades de Conservação (cerca 2% da área continental do Brasil). Considerando que menos de 20% da área territorial brasileira está protegida sob forma de Unidades de Conservação (MMA, 2018),

a parcela afetada pode ser representativa e causar prejuízo aos objetivos de conservação e manutenção dos ecossistemas. A situação pode ser mais crítica, já que parte das UCs não foi avaliada, por indisponibilidade de informações geográficas, e os meios florístico e abiótico também estão suscetíveis a alterações. Esses resultados corroboram a necessidade da investigação da zona de efeito da malha viária existente dentro de um raio mínimo estabelecido como a zona de amortecimento das UCs. As infraestruturas contidas nessa zona também podem estar interferindo diretamente na manutenção de populações animais nos limites das Unidades.

A dimensão da área de distúrbio de uma infraestrutura ou atividade dependerá da extensão da zona de efeito (THEOBALD; MILLER, HOBBS, 1997). Consequentemente, as perdas observadas para cada cenário são em função dos *buffers* aplicados. As zonas de efeito encontradas foram muito variáveis e a maioria das espécies abrangidas foram da Europa e América do Norte (semelhante ao observado por BENÍTEZ-LOPÉZ; ALKEMADE; VERWEIJ, 2010). Apenas dois estudos ocorreram no Brasil (LAURANCE, 2004, com aves; e DAMBROS et al., 2013, com invertebrados) e seis tinham espécies de ocorrência no país (sendo um em espécie migratória e outro em exótica). Avaliando a zona de efeito de rodovias em diversas pesquisas, Alkemade e colaboradores (2009) indicaram suas intensidades por bioma, informando ser uma zona de alto impacto a faixa dentro de 500 m para regiões desérticas/semidesérticas e alagáveis e dentro de 1 km para florestas tropicais. As distâncias aplicadas nos cenários foram, então, basicamente dentro da faixa de maior impacto da rede viária.

Em uma análise semelhante à desenvolvida no presente trabalho, aplicando um *buffer* de 1 km sobre rodovias atravessando UCs federais, encontrou-se perda potencial 3,85% em área, ou seja, 30.237,54 km² afetados por estradas (BOTELHO et al., 2012). Considerando também um *buffer* de 1 km

ao redor das rodovias mapeadas pelo OpenStreetMap, Ibisch e colaboradores (2016) encontraram que 9,3% da superfície terrestre livre de rodovias está em Áreas Protegidas – apesar de 14,2% da área continental mundial serem legalmente protegida. Esses valores foram numericamente próximos aos observados nos cenários de aves, anfíbios e mamíferos.

Para os Estados Unidos, a área ecologicamente afetada por rodovias foi estimada em 19% do território (desconsiderando o Alaska e o Havaí, o percentual aumenta para 22%; FORMAN, 2000). Para Espanha, a área calculada sobre influência da rede viária correspondeu a 49,4% para aves e 95,8% para mamíferos (TORRES; JAEGER; ALONSO, 2016). Outro trabalho encontrou uma redução potencial de 11% da área de reprodução do abutre-preto (*Aegypius monachus*) em uma área na Espanha central, a partir de uma zona de efeito estimada em 500 m para a poluição sonora de uma rodovia de tráfego de 1000 veículos/dia (IGLESIAS-MERCHÁN; DIAZ-BALTEIRO; DE LA PUENTE, 2016).

Algumas perdas efetivas ocasionadas pela rede viária também têm sido relatadas. Na floresta Amazônica, perdas de habitats por desmatamento foram associadas a rodovias: na Guiana Francesa, ocorreu perda de 33% (0,45 km²) (ARMENTERAS; RODRÍGUEZ; RETANA, 2009), enquanto na Amazônia brasileira observou-se 10,9% (BARBER et al., 2014), ambos em Áreas Protegidas. O segundo estudo encontrou também 43,6% de desmatamento nas demais áreas próximas a rodovias, não protegidas, e que 95% de toda área desmatada está em um raio de 5,5 km de qualquer estrada.

Uma das abordagens que vêm sendo empregada é mensurar o isolamento e o tamanho das áreas livres de sua presença (*roadless areas*; STRITTHOLT; DELLASALA, 2001; RIITERS; WICKHAM, 2003). Riitters e Wickham (2003) indicaram que mais de 80% das terras dos EUA estão a um raio de 1 km de estradas, não havendo diferenças de valores ao considerar

apenas áreas florestais. Um estudo global indicou que as terras continentais comporiam 600 mil fragmentos livres de estradas, sendo 80% com áreas inferiores a 5 km² (IBISCH et al., 2016). Na Europa, 22,4% da área total está localizada a 500 m de infraestruturas viárias e metade está em um raio de 1,5 km (TORRES; JAEGER; ALONSO, 2016).

Os trabalhos sobre efeitos marginais da malha viária comumente são destinados a detectar e quantificar alterações nos ambientes biótico e abiótico (alterações na riqueza, abundância, diversidade, nos processos hidrológicos, erosivos, etc.; LAURANCE; STOUFFER; LAURANCE, 2004; ROTHOLZ; MANDELIK, 2013; BACARO et al., 2015; D'AMICO et al., 2016) e estabelecer a extensão do impacto além da infraestrutura (o limite da zona de efeito, a distância que ele alcança; DELGADO et al., 2007; AVON et al., 2010; além dos citados na TABELA S1, APÊNDICE B). Somando-se a esses aspectos, deve se incorporar a avaliação da área ecologicamente afetada pela rede viária, agregando na compreensão da atuação dessas infraestruturas no ambiente.

Mais Unidades de Proteção Integral foram encontradas, proporcionalmente, sob interferência de estradas do que as de Uso Sustentável. E os Parques representaram a maior parte delas. Conforme já discutido, eles possuem a maior presença e extensão de estradas. E, em todos cenários propostos, houve Parques que apresentaram impacto em área total. Logo, sugere-se que uma atenção especial deva ser atribuída às infraestruturas viárias contidas nos Parques. Elas contribuem na promoção de um dos seus objetivos (recreação e turismo), porém pode-se estar subdimensionando sua participação na degradação e perdas de habitats, prejudicando o “objetivo básico de preservação de ecossistemas naturais” (BRASIL, 2000).

Similarmente, as APAs apresentaram, além das maiores presença e extensão de estradas dentre as UCs de Uso Sustentável, a maior extensão de área impactada. Era esperado que as APAs apresentassem essas características, visto

que nelas são permitidas ocupações humanas, com algumas englobando cidades inteiras (como a APA da Chapada do Araripe e a APA do Planalto Central). Ainda que o grupo seja de Uso Sustentável e diversas atividades sejam permitidas, tratam-se ainda de Unidades de Conservação e os processos devem ser disciplinados em seus limites, não isentando assim, a malha viária de manejo, controle e estudos adequados antes de novas instalações ou obras.

Excetuando-se as Estradas-parques, que apresentaram perdas quase completas para quatro dos sete cenários propostos, os monumentos naturais obtiveram perdas de área muito superiores às demais categorias. MONA, juntamente com RVS, é a categoria menos restritiva dentre as Unidades de Proteção Integral (GURGEL et al., 2009) e não era esperado que fosse mais ameaçado por estradas do que categorias tão permissivas quanto (RDS e RVS), ou até mais (APA e ARIE) do que eles.

Considerando que atividades socioeconômicas podem compor os propósitos de uma Unidade de Conservação e que a malha viária pode estar totalmente consolidada em algumas regiões, a perda em área efetiva para conservação talvez não possa ser evitada. A ação da zona de efeito nessas áreas e a redução de fauna que as infraestruturas viárias podem ocasionar, contudo, não podem ser ignoradas. Sabe-se que as estradas são agentes fragmentadores da paisagem (LUGO; GUCINSKI, 2000) e há diversos estudos que indicam defaunação em fragmentos, relacionados a fatores antrópicos diversos (COSTA, 2004; BROCARD, 2011; HARRISON et al., 2013; DIRZO et al., 2014; STOKSTAD, 2014; GALETTI; BOVENDORP; GUEVARA, 2015; PÉREZ-MÉNDEZ et al., 2016; GALETTI et al., 2017; SRBEK-ARAUJO et al., 2017). Ainda que a “proteção integral” não seja o foco de algumas categorias de manejo, sabe-se que sem uma fauna equilibrada e representativa, as interações e os serviços ecológicos de determinada área estarão comprometidos (DUFFY, 2003; HANSEN; GALETTI, 2009; GALETTI; DIRZO, 2013).

A área potencialmente afetada para os invertebrados foi bem menor do que a encontrada para os demais grupos. A resposta de grupos de invertebrados, como besouros e aranhas, à malha viária parece se associar a mudanças nas condições ambientais, como microclima, propriedades do solo e concentração de poluentes (DAMBROS et al., 2013; ROTHOLZ; MANDELIK, 2013), ou na disponibilidade de nutrientes (DELGADO et al., 2013). Algumas comunidades parecem se reestabelecer após alguns metros (HOSAKA et al., 2014), já que essas alterações não parecem prevalecer além do que algumas dezenas de metros da malha viária (DELGADO et al., 2013).

Dentre os vertebrados, anfíbios e aves apresentaram resultados próximos. Para ambos os grupos, estudos sugerem a ação da poluição sonora como o principal efeito agindo nas populações adjacentes a estradas (REIJNEN et al., 1995; REIJNEN; FOPPEN, MEEUWSEN, 1996; LENGAGNE, 2008; PARRIS; SCHNEIDER, 2008; EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009; PARRIS, VELIK-LORD; NORTH, 2009; POLAK et al., 2013; WIĄCEK et al., 2015; IGLESIAS-MERCHÁN; DIAZ-BALTEIRO; DE LA PUENTE, 2016), por se tratar de grupos de amplos repertórios vocais aplicados especialmente em questões reprodutivas e de marcação de território. As distâncias médias de impactos observadas para os dois grupos foram próximas entre si, apesar de existirem mais estudos sobre aves (19 para aves, oito para anfíbios).

No cenário dos mamíferos, aplicou-se zona de efeito média bem superior para as vias de alto impacto e não pavimentadas, mas a perda potencial não foi muito superior a de anfíbios e aves. Os mamíferos foram o segundo grupo com maior quantidade de publicações (18 artigos), porém a maior parte dos estudos (12 artigos) foi para grandes e médios mamíferos, o que pode justificar os maiores valores observados. Segundo Benítez-Lopez, Alkemade e Verweij (2010), os efeitos das estradas sobre populações de mamíferos tendem a se estender por distâncias maiores, quando comparados às aves. Os autores

indicam também que pequenos mamíferos, como roedores, apresentaram zona de efeito menor, associando o fato à área de vida, menor para esses animais do que para mamíferos de médio e grande portes.

Para répteis, menos trabalhos foram desenvolvidos e quase todos com a mesma espécie de testudines (*Gopherus agassizii*), o que pode justificar a diferença dos demais cenários. As alterações observadas para tartarugas foram principalmente associadas à mortalidade por atropelamento (BOARMAN; SAZAKI, 2006; NAFUS et al., 2013; PEADEN et al., 2015) e, em lagartos, tanto à mortalidade quanto à redução do valor adaptativo (TANNER; PERRY, 2007). Testudines diferem bastante dos demais répteis: possuem vida longa, baixa taxas de crescimento e levam longos períodos até alcançar a maturidade sexual (POUGH; JANIS; HEISER, 2008). Suas respostas à ação das estradas podem diferir dos grupos Squamata e Crocodylia, necessitando de mais investigação nessa área.

Desses estudos avaliando a zona de efeito da malha viária, poucos conseguem detectar a real causa das mudanças observadas na fauna, sugerindo associação ao efeito barreira, mortalidade, evasão, redução da qualidade do habitat - e não necessariamente há apenas um deles atuando. As respostas observadas são diversas. Uma revisão sobre os efeitos das rodovias na fauna demonstrou que há uma tendência de anfíbios e répteis apresentarem respostas negativas, assim como as aves, que podem também não apresentar qualquer efeito (apesar de alguns registros de efeitos positivos). Nos mamíferos, os padrões mudaram por tamanho: os pequenos tendem não possuir resposta ou terem efeitos positivos, os médios apresentaram efeito negativo ou ausência de resposta, e os grandes mamíferos demonstraram predominância de efeitos negativos (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009).

Bissonete e Rosa (2009) questionam se é cabível considerar as respostas relatadas na literatura em termos de grupos faunísticos, já que a maioria dos

trabalhos é específico. Da mesma forma, questionam se os impactos observados em algumas espécies são suficientes para propor mitigação para todas, ou em um ecossistema. Em contraponto, há trabalhos que relatam as respostas para grupos ecológicos, como espécies de borda ou interior, especialistas ou generalistas (DELGADO et al., 2013), proporcionando uma visão mais adequada nos termos de ecossistemas. Essa abordagem pode agregar maiores benefícios nos termos de conservação posto que em ambientes com alta biodiversidade, como os encontrados nos biomas brasileiros, há uma gama de espécies especialistas em aspectos de alimentação, locomoção e micro-habitat, especialmente considerando os ambientes florestais (LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009).

As infraestruturas de transportes fomentam fortemente ameaças em Áreas Protegidas (BARBER et al., 2014) e a perda de biodiversidade gerada por sua presença não deve ser subestimada (GOOSEM, 2007). A manutenção de áreas livre de impactos da malha viária é fundamental para persistência da biodiversidade, da conectividade, dos processos ecológicos e da integridade dos ecossistemas (SELVA et al., 2011). No entanto, é preciso ponderar qual nível de integridade biológica se espera manter frente aos diferentes tipos de atividades antrópicas (PERES, 2011).

Ainda que o impacto das estradas seja o menor, conforme o relatado em literatura para diferentes tipos de infraestruturas (REIJNEN; FOPPEN, 1994; PESCADOR; PERIS, 2007; SCHAUB; OSTWALD; SIEMERS, 2008; MELIS et al., 2010; SIEMERS; SCHAUB, 2010; DELGADO et al., 2013), as Unidades de Conservação ainda sofrerão perdas. O quanto estas perdas podem interferir na dinâmica dos ecossistemas e nas populações animais, apenas estudos dirigidos poderão determinar. Porém, uma vez consolidadas, as infraestruturas precisam ser manejadas adequadamente, adotando medidas que possam reduzir a extensão

dos efeitos marginais dentro das UCs, outros além de passagens de fauna e monitoramento de atropelamentos.

Estabelecer zonas de efeito de estradas é um caminho a seguir para planejamento, gestão e proposição de medidas de mitigação eficazes sobre o efeito da malha viária (FORMAN; REINEKING; HERSPERGER, 2002; BEAZLEY et al., 2004; EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009). A área afetada por um empreendimento na paisagem circunvizinha aumenta rapidamente com a sua distância de alcance (THEOBALD; MILLER, HOBBS, 1997). Tentar reduzir as distâncias que os diferentes impactos alcançam pode poupar maiores alterações nos ecossistemas já fragmentados e tornar a malha viária um agente não tão agressivo. Algumas medidas envolvem redutores de velocidade, inibir passagem de caminhões, fechamento temporário de vias em períodos específicos, optar por redutores de poluição sonora (superfícies e veículos mais silenciosos, barreiras, vegetação mais densa), uso de retentores de sedimentos no solo exposto adjacente (FORMAN; REINEKING; HERSPERGER, 2002), manter a conexão do dossel, reduzindo as alterações microclimáticas (GOOSEM, 2004), entre outros. Nas Unidades de Conservação brasileiras, pouco se observa nesse sentido, prevalecendo apenas o uso de sinalização de trânsito (BAGER et al., 2016).

Um planejamento de rede viária, ponderando fatores ambientais e socioeconômicos, pode mostrar-se eficiente na redução dos efeitos marginais. Modelos socioeconômicos alternativos também podem ser buscados, com uma abordagem custo-benefício mais integrada ao meio ambiente ou até mesmo não tão atrelada às infraestruturas de transportes (IBISCH et al., 2016). Adequadamente planejadas, as estradas podem promover benefícios socioeconômicos a baixos custos ambientais (LAURANCE et al., 2014). Entre medidas cabíveis, pode-se favorecer o uso da malha ferroviária em detrimento da rodoviária e até desativar as infraestruturas mais destrutivas (LAURANCE;

GOOSEM; LAURANCE, 2009). Reduzir a densidade de infraestruturas (WISDOM et al., 2000; Van Der Ree *et al.*, 2015) e concentrar a rede viária em algumas regiões (LAURANCE et al., 2014; Van Der Ree *et al.*, 2015; IBISCH et al., 2016), também são estratégias sugeridas pelos acadêmicos da ecologia de estradas. A área de distúrbio é substancialmente menor em infraestruturas aglomeradas, quando comparada a um padrão de distribuição disperso (THEOBALD; MILLER; HOBBS, 1997).

Otimizar o uso e distribuição das infraestruturas de transportes permitirá a manutenção de áreas livres delas e de seus impactos marginais. A manutenção dessas áreas contribuem para conservação da biodiversidade e de serviços ecológicos (SELVA et al., 2015). Diversos autores defendem que áreas destinadas à conservação não devem estar próximas à malha viária, e áreas sem rede viária devem ser priorizadas na escolha de novos locais para conservação (FORMAN; REINEKING; HERSPERGER, 2002; BEAZLEY et al., 2004; BENÍTEZ-LÓPEZ; ALKEMADE; VERWEIJ, 2010). Mas a criação de áreas livres de malha viária não é suficiente se não é considerado sua extensão, distribuição e qualidade ecológica (IBISCH et al., 2016). Essas áreas não necessariamente representarão as mais preocupantes em termos de riqueza, biodiversidade ou produtividade para conservação, mas Beazley e colaboradores (2004) defendem que elas serão preferencialmente escolhidas pela fauna, por apresentarem menos distúrbios associados às estradas.

Os órgãos responsáveis por essas tomadas de decisão devem buscar a manutenção de áreas livres de estradas (LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009; SELVA et al., 2015; IBISCH et al., 2016), verificar onde ocorrerá conflitos com os objetivos de conservação e evitar a criação desnecessária (SELVA et al., 2015), otimizando a rede existente. Criar uma nova infraestrutura viária é equivalente a adicionar um novo ecossistema a um já existente (LUGO; GUCINSKI, 2000). A presença e a criação de infraestruturas

viárias justificadas apenas por questões econômicas é um critério fraco e contestável (LUGO; GUCINSKI, 2000). Desativar certas estradas também deve ser considerado, nos locais em que a restauração do ecossistema seja fundamental (SELVA et al., 2015). O ponto crítico é garantir que as decisões não sejam consideradas apenas sob a luz dos benefícios econômicos em curto e médio prazos.

6 CONCLUSÃO

Indiscutivelmente, as infraestruturas viárias são um dos agentes antrópicos mais disseminados na paisagem mundial, senão o maior. A presença e a influência da malha viária em Unidades de Conservação demonstram ser uma realidade dessas áreas, amplamente alastrada, comprovada nas duas frentes de análises. Os objetivos legais estabelecidos para cada categoria de manejo também parecem desconsiderados quanto a presença e uso dessas infraestruturas. Os funcionários indicaram perceber tanto o potencial econômico quanto degradador da rede viária, contudo de modo incipiente.

As perdas de área encontradas (a partir dos cenários) nas Unidades de Conservação no Brasil são uma tentativa, em grande escala, de mensurar o quanto os efeitos marginais da malha viária podem atuar sobre as populações animais e interferir de fato, na sua conservação. Tais resultados são um indicativo e podem servir como guia de direcionamento de estudos mais aprofundados e a áreas que possivelmente precisam de uma assistência adequada.

Apesar de algumas limitações, especialmente no que tange a disponibilidade de dados atualizados sobre as UCs, os resultados corroboram que pouca atenção é dada ao tema na implantação e gestão das infraestruturas no país. Os esforços de conservação podem estar imperceptivelmente silenciados ao não tratar as infraestruturas viárias de acordo com seu potencial degradador. A escala nacional empregada alerta para a dimensão do problema que pode estar sendo vivenciado, muitas vezes negligenciado quando se observa “apenas uma estrada atravessando uma Unidade de Conservação”.

Existem lacunas de conhecimento em relação aos efeitos marginais e às Unidades de Conservação no Brasil. Elucidar esses aspectos, especialmente *in situ*, não apenas contribuirá na eficiência em conservação das Unidades de

Conservação, como abrirá caminhos para ganhos econômicos sustentáveis. Avaliar em escala mais detalhada contribuirá no entendimento real problema, no combate aos impactos, fomentando a conservação e o planejamento estratégico em nível local, regional e até nacional.

O modelo atual de expansão e uso da rede viária, atrelada ao desenvolvimento, não é compatível com a natureza das Unidades de Conservação, mesmo aquelas de Uso Sustentável. Em um plano ideal, deveriam ser considerados o descomissionamento de estradas e o desvio e reestruturação da rede para locais que concentrem os impactos, nas categorias mais restritivas e de cunho prioritário em conservação. Nas Unidades com usos econômicos e socioambientais, é necessário existir otimização da rede, implantação de medidas de mitigação dos efeitos marginais, monitoramento contínuos da infraestrutura (especialmente sobre eficiência da mitigação), normatização de uso e, quando preciso for, também desativação. Medidas mais realistas já poderiam englobar o mapeamento de áreas livres da interferência da rede viária, dando prioridade a tais locais no estabelecimento de novas UCs. No entanto, a fragmentação promovida pela rede viária é tanta que, provavelmente na maior parte do país, pouco se resta de áreas representativas que possam estar livres de interferência de estradas.

Conjuntamente, é adequado propor uma gestão monitorada das infraestruturas, buscando mecanismos eficazes de redução de impactos e da extensão da zona de efeito. O conhecimento científico deve ser atrelado à tomada de decisão, e os fatores econômicos não devem ser considerados preponderantes a quaisquer outros. O modelo exploratório não encontra mais brecha na sociedade, não apenas por questões ambientais, mas porque promoverão uma crise econômica, talvez em curto e médio prazos. Se o Brasil não buscar mudanças, a referência em representatividade de Áreas Naturais Protegidas não passará de uma “conservação de papel”.

REFERÊNCIAS

ALBERS, H. J. et al. Road-network agglomeration, road density, and protected-area fragmentation. **Letters in Spatial and Resource Sciences**, v. 5, n. 3, p. 137-150, 2012.

ALERS, M. et al. **Reducing Threats to Protected Areas - Lessons from the Field**. The World Bank & UNDP. Washington and New York, USA. 2007.

ALKEMADE, R. et al. GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. **Ecosystems**, v. 12, n. 3, p. 374-390, 2009.

ANDERSON, S. C. et al. Correlates of Vertebrate Extinction Risk in Canada. **BioScience**, v. 61, n. 7, p. 538-549, 2011.

ARMENTERAS, D.; RODRÍGUEZ, N.; RETANA, J. Are conservation strategies effective in avoiding the deforestation of the Colombian Guyana Shield? **Biological Conservation**, v. 142, n. 7, p. 1411-1419, 2009.

AVON, C. et al. Does the effect of forest roads extend a few meters or more into the adjacent forest? A study on understory plant diversity in managed oak stands. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 8, p. 1546-1555, 2010.

BACARO, G. et al. Distributional patterns of endemic, native and alien species along a roadside elevation gradient in Tenerife, Canary Islands. **Community Ecology**, v. 16, n. 2, p. 223-234, 2015.

BAGER, A. Unidades de Conservação e Impactos de Empreendimentos Lineares - Diagnóstico Nacional. 2012. Disponível em: <http://issuu.com/portal.cbee/docs/diagnostico_cbee>. Acesso em: 10/05/2016.

BAGER, A. et al. Os Caminhos da Conservação da Biodiversidade Brasileira frente aos Impactos da Infraestrutura Viária. **Biodiversidade Brasileira**, v. 6, n. 1, p. 75-86, 2016.

BARBER, C. P. et al. Dynamic performance assessment of protected areas. **Biological Conservation**, v. 149, n. 1, p. 6-14, 2012.

_____. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. **Biological Conservation**, v. 177, p. 203-209, 2014.

BARBER, J. R.; CROOKS, K. R.; FRISTRUP, K. M. The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, n. 3, p. 180-189, 2010.

BARR, L. M. et al. A New Way to Measure the World's Protected Area Coverage. **PLoS ONE**, v. 6, n. 9, p. e24707, 2011.

BASILLE, M. et al. Selecting Habitat to Survive: The Impact of Road Density on Survival in a Large Carnivore. **PLOS ONE**, v. 8, n. 7, p. e65493, 2013.

BEAZLEY, K. F. et al. Road density and potential impacts on wildlife species such as american moose in mainland Nova Scotia. **Proceedings of the Nova Scotian Institute of Science**, v. 42, n. 2, p. 339-357, 2004.

BENÍTEZ-LÓPEZ, A.; ALKEMADE, R.; VERWEIJ, P. A. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. **Biological Conservation**, v. 143, n. 6, p. 1307-1316, 2010.

BERNARD, E.; PENNA, L. A. O.; ARAÚJO, E. Downgrading, Downsizing, Degazettement, and Reclassification of Protected Areas in Brazil. **Conservation Biology**, v. 28, n. 4, p. 939-950, 2014.

BERTHINUSSEN, A.; ALTRINGHAM, J. The effect of a major road on bat activity and diversity. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, n. 1, p. 82-89, 2012.

BISSONETTE, J. A.; ROSA, S. A. Road zone effects in small-mammal communities. **Ecology and Society**, v. 14, n. 1, online, 2009.

BOARMAN, W. I.; SAZAKI, M. A highway's road-effect zone for desert tortoises (*Gopherus agassizii*). **Journal of Arid Environments**, v. 65, n. 1, p. 94-101, 2006.

BOTELHO, R. G. M. et al. O impacto das rodovias em unidades de conservação no Brasil. II Congresso Brasileiro de Ecologia de Paisagens, 2012, Salvador, Bahia.

BOWMAN, J. et al. Roads, logging, and the large-mammal community of an eastern Canadian boreal forest. **Canadian Journal of Zoology**, v. 88, n. 5, p. 454-467, 2010.

BRASIL. Decreto nº 4.421, de 28 de dezembro de 1921. Cria o Serviço Florestal do Brasil. Rio de Janeiro: Diário Oficial da União, 12/1/1922. 1921.

_____. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União 2000.

BROCARDO, C. R. Defaunação em uma área contínua de Mata Atlântica e consequências para o sub-bosque florestal. 2011. 70 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Zoologia)-Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2011.

BROTONS, L.; HERRANDO, S. Reduced bird occurrence in pine forest fragments associated with road proximity in a Mediterranean agricultural area. **Landscape and Urban Planning**, v. 57, n. 2, p. 77-89, 2001.

BRUSCHI, D. et al. Characterizing the fragmentation level of Italian's National Parks due to transportation infrastructures. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 36, p. 18-28, 2015.

CANADAY, C.; RIVADENEYRA, J. Initial effects of a petroleum operation on Amazonian birds: terrestrial insectivores retreat. **Biodiversity & Conservation**, v. 10, n. 4, p. 567-595, 2001.

CARO, T. Roads through National Parks: A Successful Case Study. **Tropical Conservation Science**, v. 8, n. 4, p. 1009-1016, 2015.

CARR, L. W.; FAHRIG, L. Effect of Road Traffic on Two Amphibian Species of Differing Vagility. **Conservation Biology**, v. 15, n. 4, p. 1071-1078, 2001.

CEIA-HASSE, A. et al. Global exposure of carnivores to roads. **Global Ecology and Biogeography**, v. 26, n. 5, p. 592-600, 2017.

CENTRAL INTELLIGENCE AGENCY, C. The World Factbook 2017. Washington, DC, 2017. Disponível em: < <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/index.html> >. Acesso em: 21 de novembro de 2017.

CENTRO BRASILEIRO DE ESTUDOS EM ECOLOGIA DE ESTRADAS, C. Sistema Urubu - Urubu Info. Lavras, 09 de fevereiro de 2018 2018. Disponível em: < http://cbee.ufla.br/portal/sistema_urubu/urubu-info.php >.

CHAPE, S. et al. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 360, n. 1454, p. 443-455, 2005.

CHIARAVALLOTI, R. M. et al. Federal protected areas management strategies in Brazil: sustainable financing, staffing, and local development. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 1, p. 30-34, 2015.

CIUTI, S. et al. Effects of Humans on Behaviour of Wildlife Exceed Those of Natural Predators in a Landscape of Fear. **PLoS ONE**, v. 7, n. 11, 2012.

CLAUZEL, C.; GIRARDET, X.; FOLTÊTE, J. C. Impact assessment of a high-speed railway line on species distribution: Application to the European tree frog (*Hyla arborea*) in Franche-Comté. **Journal of Environmental Management**, v. 127, p. 125-134, 2013.

COBUCCI NETO, M. **Tráfico de animais silvestres: desenvolvimento de um banco de dados como um recurso tecnológico para o combate deste crime**. 2015. 74 p. Monografia (Especialização em MBA Inovação de Tecnologias Digitais e Governança com Sustentabilidade)-Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

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

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DO TRANSPORTE - CNT. Boletim Estatístico - Outubro 2017. 2017. Disponível em: < <http://www.cnt.org.br/Boletim/boletim-estatistico-cnt> >. Acesso em: 22 de janeiro de 2018.

CONSTANTINO, P. A. L. Deforestation and hunting effects on wildlife across Amazonian indigenous lands. **Ecology and Society**, v. 21, n. 2, p. 3, 2016.

COSTA, C. P. A. **Efeitos da defaunação de mamíferos herbívoros na comunidade vegetal**. 2004. 107 p. Tese (Doutorado em Ecologia)-Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

D'AMICO, M. et al. Road avoidance responses determine the impact of heterogeneous road networks at a regional scale. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 1, p. 181-190, 2016.

DA CUNHA, H. F.; MOREIRA, F. G. A.; SILVA, S. D. S. Roadkill of wild vertebrates along the GO-060 road between Goiânia and Iporá, Goiás State, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 32, n. 3, p. 257-263, 2010.

DAMBROS, C. D. S. et al. Road-associated edge effects in Amazonia change termite community composition by modifying environmental conditions. **Journal for Nature Conservation**, v. 21, n. 5, p. 279-285, 2013.

DE FIGUEIREDO, C. C. M. **From paper parks to real conservation: case studies of national park management effectiveness in Brazil**. 2007. 366 p. Tese (Doutorado em Ciências)-The Ohio State University, Columbus, 2007.

DE MARQUES, A. A. B.; PERES, C. A. Pervasive legal threats to protected areas in Brazil. **Oryx**, v. 49, n. 1, p. 25-29, 2015.

DELGADO, J. D. et al. Edge effects of roads on temperature, light, canopy cover, and canopy height in laurel and pine forests (Tenerife, Canary Islands). **Landscape and Urban Planning**, v. 81, n. 4, p. 328-340, 2007.

_____. The responses of leaf litter invertebrates to environmental gradients along road edges in subtropical island forests. **Pedobiologia**, v. 56, n. 3, p. 137-146, 2013.

DI MININ, E.; TOIVONEN, T. Global Protected Area Expansion: Creating More than Paper Parks. **BioScience**, v. 65, n. 7, p. 637-638, 2015.

DINIZ, M. F.; BRITO, D. Protected areas effectiveness in maintaining viable giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) populations in an agricultural frontier. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 2, p. 145-151, 2015.

DIRZO, R. et al. Defaunation in the Anthropocene. **Science**, v. 345, n. 6195, p. 401, 2014.

DUFFY, J. E. Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. **Ecology Letters**, v. 6, n. 8, p. 680-687, 2003.

DUNIWAY, M. C.; HERRICK, J. E. Disentangling road network impacts: the need for a holistic approach. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 66, n. 2, 2011.

DUTRA, V. et al. Proposta de estradas-parque como unidade de conservação: dilemas e diálogos entre o Jalapão e a Chapada dos Veadeiros. **Sociedade & Natureza**, v. 20, p. 161-176, 2008.

EIGENBROD, F.; HECNAR, S. J.; FAHRIG, L. Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. **Ecology and Society**, v. 14, n. 1, online, 2009.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE - ESRI. **ArcGIS 10.3**. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute 2017.

_____. GIS Dictionary. 2018. Disponível em: < <https://support.esri.com/en/other-resources/gis-dictionary/term/buffer> >. Acesso em: 29 de Janeiro de 2018.

ERVIN, J. **Metodologia para Avaliação Rápida e a Priorização do Manejo de Unidades de Conservação (RAPPAM)**. Gland, Suíça: World Wide Fund for Nature/Hartmut Jungius 2003.

FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. Effects of Roads on Animal Abundance: An Empirical Review and Synthesis. **Ecology and Society**, v. 14, 2009.

FINDLAY, C. S.; HOULAHAN, J. Anthropogenic Correlates of Species Richness in Southeastern Ontario Wetlands. **Conservation Biology**, v. 11, n. 4, p. 1000-1009, 1997.

FOPPEN, R.; REIJNEN, R. The Effects of Car Traffic on Breeding Bird Populations in Woodland. II. Breeding Dispersal of Male Willow Warblers (*Phylloscopus trochilus*) in Relation to the Proximity of a Highway. **Journal of Applied Ecology**, v. 31, n. 1, p. 95-101, 1994.

FORMAN, R. T. T. Estimate of the Area Affected Ecologically by the Road System in the United States. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 31-35, 2000.

_____. Foreword. In: VAN DER REE, R.; SMITH, D. J., *et al* (Ed.). **Handbook of road ecology**. First Edition. UK: Wiley Blackwell, 2015. p.xx-xxi.

FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, n. 1, p. 207-231, 1998.

FORMAN, R. T. T.; DEBLINGER, R. D. The Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts (U.S.A.) Suburban Highway. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 36-46, 2000.

FORMAN, R. T. T. et al. Ecological effects of roads: toward three summary indices and an overview for North America. . In: CANTERS, K. (Ed.). **Habitat Fragmentation & Infrastructure**. Delft, The Netherlands: Ministry of Transport, Public Works and Water Management 1997. p.40-54.

FORMAN, R. T. T.; REINEKING, B.; HERSPERGER, A. M. Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape. **Environmental Management**, v. 29, n. 6, p. 782-800, 2002.

FRANÇOSO, R. D. et al. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 1, p. 35-40, 2015.

GALETTI, M.; BOVENDORP, R. S.; GUEVARA, R. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. **Global Ecology and Conservation**, v. 3, p. 824-830, 2015.

GALETTI, M. et al. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. **Animal Conservation**, v. 20, n. 3, p. 270-281, 2017.

GALETTI, M.; DIRZO, R. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. **Biological Conservation**, v. 163, p. 1-6, 2013.

GARRIGA, N. et al. Are protected areas truly protected? The impact of road traffic on vertebrate fauna. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 11, p. 2761-2774, 2012.

GASTON, K. J. et al. The ecological effectiveness of protected areas: The United Kingdom. **Biological Conservation**, v. 132, n. 1, p. 76-87, 2006.

_____. The Ecological Performance of Protected Areas. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 39, n. 1, p. 93-113, 2008.

GAVIN, S. D.; KOMERS, P. E. Do pronghorn (*Antilocapra americana*) perceive roads as a predation risk? **Canadian Journal of Zoology**, v. 84, n. 12, p. 1775-1780, 2006.

GEERTS, S.; PAUW, A. Easy technique for assessing pollination rates in the genus *Erica* reveals road impact on bird pollination in the Cape fynbos, South Africa. **Austral Ecology**, v. 36, n. 6, p. 656-662, 2011.

GELDMANN, J. et al. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. **Biological Conservation**, v. 161, p. 230-238, 2013.

_____. Changes in protected area management effectiveness over time: A global analysis. **Biological Conservation**, v. 191, p. 692-699, 2015.

GOLDEN KRONER, R. E.; KRITHIVASAN, R.; MASCIA, M. B. Effects of protected area downsizing on habitat fragmentation in Yosemite National Park (USA), 1864 – 2014. **Ecology and Society**, v. 21, n. 3, online, 2016.

GOOSEM, M. Effects of tropical rainforest roads on small mammals: edge changes in community composition. **Wildlife Research**, v. 27, n. 2, p. 151-163, 2000.

_____. Linear infrastructure in the tropical rainforests of far north Queensland: mitigating impacts on fauna of roads and powerline clearings. In: (Ed.). **Conservation of Australia's Forest Fauna**: Royal Zoological Society of New South Wales, 2004. cap. 23, p.418-434. (Other RZS NSW Publications).

_____. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. **Current Science**, v. 93, n. 11, p. 1587-1595, 2007.

GRILO, C.; SMITH, D. J.; KLAR, N. Carnivores: Struggling for survival in roaded landscapes. In: VAN DER REE, R.; SMITH, D. J., et al. (Ed.). **Handbook of Road Ecology**. Wiley Blackwell. UK, 2015. cap. 35, p.300-312.

GRUBB, T. G. et al. Response of nesting northern goshawks to logging truck noise in northern Arizona. **Journal of Wildlife Management**, v. 77, n. 8, p. 1618-1625, 2013.

GURGEL, H. C. et al. Unidades de conservação e o falso dilema entre conservação e desenvolvimento. **Boletim Regional, Urbano e Ambiental**, v. 03, p. 109-119, 2009.

HANSEN, D. M.; GALETTI, M. The Forgotten Megafauna. **Science**, v. 324, n. 5923, p. 42, 2009.

HARRISON, R. D. et al. Consequences of defaunation for a tropical tree community. **Ecology Letters**, v. 16, n. 5, p. 687-694, 2013.

HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T.; MARTINS, M. Snake Road Mortality in a Protected Area in the Atlantic Forest of Southeastern Brazil. **South American Journal of Herpetology**, v. 6, n. 1, p. 35-42, 2011

HASKELL, D. G. Effects of Forest Roads on Macroinvertebrate Soil Fauna of the Southern Appalachian Mountains. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 57-63, 2000.

HOSAKA, T. et al. Impacts of Small-scale Clearings due to Selective logging on Dung Beetle Communities. **Biotropica**, v. 46, n. 6, p. 720-731, 2014.

HOSKIN, C. J.; GOOSEM, M. W. Road impacts on abundance, call traits, and body size of rainforest frogs in northeast Australia. **Ecology and Society**, v. 15, n. 1, p. 15 [online], 2010.

IBISCH, P. L. et al. A global map of roadless areas and their conservation status. **Science**, v. 354, n. 6318, p. 1423, 2016.

IGLESIAS-MERCHÁN, C.; DIAZ-BALTEIRO, L.; DE LA PUENTE, J. Road traffic noise impact assessment in a breeding colony of cinereous vultures (*Aegypius monachus*) in Spain. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 139, n. 3, p. 1124-1131, 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Mapeamento Topográfico - Base Cartográfica Integrada do Brasil ao Milionésimo Digital (bCIMd). 2014. Disponível em: < https://ww2.ibge.gov.br/home/geociencias/cartografia/topo_doc3.shtm >. Acesso em: 11 de outubro de 2016.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBio. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação - Relatórios de UC. 2016. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/consulta-gerar-relatorio-de-uc> >. Acesso em: 05 de outubro de 2016.

_____. Painel Dinâmico de Informações. 2017. Disponível em: < http://qv.icmbio.gov.br/QvAJAXZfc/opendoc2.htm?document=painel_corporativo_6476.qvw&host=Local&anonymous=true >. Acesso em: 21 de novembro de 2017.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBio.; WORLD WIDE FUND FOR NATURE BRASIL, WWF-Brasil. **Avaliação comparada das aplicações do método Rappam nas unidades de conservação federais, nos ciclos 2005-06 e 2010.** Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, WWF-Brasil. Brasília, p.134. 2011.

ÍSOLA, S. et al. Estresses. In: GRANIZO, T.;MOLINA, M. E., et al. (Ed.). **Manual de Planejamento para Conservação de Áreas, PCA.** Quito: TNC y USAID, 2006. cap. 4, p.55-66.

JENKINS, C. N.; JOPPA, L. Expansion of the global terrestrial protected area system. **Biological Conservation**, v. 142, n. 10, p. 2166-2174, 2009.

JOLLY, C. J.; SHINE, R.; GREENLEES, M. J. The impact of invasive cane toads on native wildlife in southern Australia. **Ecology and Evolution**, v. 5, n. 18, p. 3879-3894, 2015.

JOPPA, L. N.; PFAFF, A. High and Far: Biases in the Location of Protected Areas. **PLoS ONE**, v. 4, n. 12, p. e8273, 2009.

KAARTINEN, S.; KOJOLA, I.; COLPAERT, A. Finnish wolves avoid roads and settlements. **Annales Zoologici Fennici**, v. 42, n. 5, p. 523-532, 2005.

KARRAKER, N. E.; GIBBS, J. P.; VONESH, J. R. Impacts of road deicing salt on the demography of vernal pool-breeding amphibians. **Ecological Applications**, v. 18, n. 3, p. 724-734, 2008.

KLORVUTTIMONTARA, S.; MCCLEAN, C. J.; HILL, J. K. Evaluating the effectiveness of Protected Areas for conserving tropical forest butterflies of Thailand. **Biological Conservation**, v. 144, n. 10, p. 2534-2540, 2011.

LAURANCE, S. G. W. Responses of understory rain forest birds to road edges in Central Amazonia. **Ecological Applications**, v. 14, n. 5, p. 1344-1357, 2004.

LAURANCE, S. G. W.; STOUFFER, P. C.; LAURANCE, W. F. Effects of Road Clearings on Movement Patterns of Understory Rainforest Birds in Central Amazonia. **Conservation Biology**, v. 18, n. 4, p. 1099-1109, 2004.

LAURANCE, W. F. et al. A global strategy for road building. **Nature**, v. 513, p. 229, 2014.

_____. Impacts of Roads, Hunting, and Habitat Alteration on Nocturnal Mammals in African Rainforests. **Conservation Biology**, v. 22, n. 3, p. 721-732, 2008.

_____. Impacts of roads and hunting on central African rainforest mammals. **Conservation Biology**, v. 20, n. 4, p. 1251-1261, 2006.

LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M. Impacts of Habitat Fragmentation and Linear Clearings on Australian Rainforest Biota. In: (Ed.). **Living in a Dynamic Tropical Forest Landscape**: Blackwell Publishing, Ltd, 2008. p.295-306.

LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends Ecol Evol**, v. 24, n. 12, p. 659-69, 2009.

LE SAOUT, S. et al. Protected Areas and Effective Biodiversity Conservation. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 803-805, 2013.

LEBLOND, M. et al. Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 10, p. 1433-1446, 2011.

LENGAGNE, T. Traffic noise affects communication behaviour in a breeding anuran, *Hyla arborea*. **Biological Conservation**, v. 141, n. 8, p. 2023-2031, 2008.

LEROUX, S. J.; KERR, J. T. Land Development in and around Protected Areas at the Wilderness Frontier. **Conservation Biology**, v. 27, n. 1, p. 166-176, 2013.

LEVERINGTON, F. et al. A global analysis of protected area management effectiveness. **Environmental Management**, v. 46, n. 5, p. 685-698, 2010.

LIAN, X. et al. Road proximity and traffic flow perceived as potential predation risks: Evidence from the Tibetan antelope in the Kekexili National Nature Reserve, China. **Wildlife Research**, v. 38, n. 2, p. 141-146, 2011.

LIMA, G. S.; RIBEIRO, G. A.; GONÇALVES, W. Avaliação da efetividade de manejo das unidades de conservação de proteção integral em Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 29, p. 647-653, 2005.

LIMA, K. C. B. **Impacto de estradas em unidades de conservação do Brasil**. 2013. 94 p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2013.

LUGO, A. E.; GUCINSKI, H. Function, effects, and management of forest roads. **Forest Ecology and Management**, v. 133, n. 3, p. 249-262, 2000.

MARSH, D. M.; BECKMAN, N. G. Effects of forest roads on the abundance and activity of terrestrial salamanders. **Ecological Applications**, v. 14, n. 6, p. 1882-1891, 2004.

MELIS, C. et al. The effect of traffic intensity on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in central Sweden. **Journal of Insect Conservation**, v. 14, n. 2, p. 159-168, 2010.

MENAKIS, J. P. et al. The development of key broad-scale layers and characterization files. In: KEANE, R. E.; JONES, J. L., *et al* (Ed.). **Compilation of administrative reports: multi-scale landscape dynamics in the basin and portions of the Klamath and Great basins.**: U.S. Department of Agriculture, Forest Service; U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management; Interior Columbia Basin Ecosystem Management Project, 1996.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC), Consulta - Relatórios de UC. 2016a. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/consulta-gerar-relatorio-de-uc> >. Acesso em: 05 de outubro de 2016.

_____. i3Geo MMA - Dados Georreferenciados. 2016b. Disponível em: < <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm#> >. Acesso em: 21 de abril de 2016.

_____. Unidades de Conservação - O que são? , 2017. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/unidades-de-conservacao/o-que-sao> >. Acesso em: 21 de novembro de 2017.

_____. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC), Tabela Consolidada das Unidades de Conservação. Fevereiro 2018. 2018. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/dados-consolidados> >. Acesso em: 27 de fevereiro de 2018.

MINISTÉRIO DOS TRANSPORTES, PORTOS E AVIAÇÃO CIVIL - MTPC. Base de Dados Georreferenciados PNLT 2010. 2010. Disponível em: <

<http://www.transportes.gov.br/conteudo/61-relatorios/2822-base-de-dados-georeferenciados-pnlt-2010.html> >. Acesso em: 21 de abril de 2016.

MONZ, C. et al. The ecological implications of visitor transportation in parks and protected areas: Examples from research in US National Parks. **Journal of Transport Geography**, v. 51, p. 27-35, 2016.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NAFUS, M. G. et al. Relative abundance and demographic structure of Agassiz's desert tortoise (*Gopherus agassizii*) along roads of varying size and traffic volume. **Biological Conservation**, v. 162, p. 100-106, 2013.

NEGA, T. et al. The impact of road traffic noise on urban protected areas: A landscape modeling approach. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 23, p. 98-104, 2013.

NEUMANN, W. et al. Behavioural response to infrastructure of wildlife adapted to natural disturbances. **Landscape and Urban Planning**, v. 114, p. 9-27, 2013.

NEWMARK, W. D. et al. Effects of a highway on large mammals in Mikumi National Park, Tanzania. **African Journal of Ecology**, v. 34, n. 1, p. 15-31, 1996.

OPENSTREETMAP. Base geoespacial para o Brasil. 2017. Disponível em: < <http://download.geofabrik.de/south-america/brazil.html> >. Acesso em: 24 de julho de 2017.

OPENSTREETMAP WIKI. Pt:Key:Highway. 2017. Disponível em: < <http://wiki.openstreetmap.org/wiki/Pt:Key:highway> >. Acesso em: 08 de agosto de 2017.

ORTEGA, Y. K.; CAPEN, D. E. Effects of forest roads on habitat quality for Ovenbirds in a forested landscape. **Auk**, v. 116, p. 937-946, 1999.

_____. Roads as edges: Effects on birds in forested landscapes. **Forest Science**, v. 48, n. 2, p. 381-390, 2002.

PACK, S. M. et al. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in the Amazon. **Biological Conservation**, v. 197, p. 32-39, 2016.

PALOMINO, D.; CARRASCAL, L. M. Threshold distances to nearby cities and roads influence the bird community of a mosaic landscape. **Biological Conservation**, v. 140, n. 1, p. 100-109, 2007.

PARRIS, K. M.; SCHNEIDER, A. Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. **Ecology and Society**, v. 14, n. 1, p. 29 [online], 2008.

PARRIS, K. M.; VELIK-LORD, M.; NORTH, J. M. A. Frogs call at a higher pitch in traffic noise. **Ecology and Society**, v. 14, n. 1, p. 25 [online], 2009.

PARRISH, J. D.; BRAUN, D. P.; UNNASCH, R. S. Are We Conserving What We Say We Are? Measuring Ecological Integrity within Protected Areas. **BioScience**, v. 53, n. 9, p. 851-860, 2003.

PEADEN, J. M. et al. Delimiting road-effect zones for threatened species: Implications for mitigation fencing. **Wildlife Research**, v. 42, n. 8, p. 650-659, 2015.

PERELLÓ, L. F. C. et al. Ecological, legal and methodological principles for planning buffer zones. **Natureza & Conservação**, v. 10, n. 1, p. 3-11, 2012.

PERES, C. A. Conservation in Sustainable-Use Tropical Forest Reserves. **Conservation Biology**, v. 25, n. 6, p. 1124-1129, 2011.

PESCADOR, M.; PERIS, S. Influence of roads on bird nest predation: An experimental study in the Iberian Peninsula. **Landscape and Urban Planning**, v. 82, n. 1-2, p. 66-71, 2007.

POLAK, M. et al. The effect of road traffic on a breeding community of woodland birds. **European Journal of Forest Research**, v. 132, n. 5-6, p. 931-941, 2013.

POUGH, F. H.; JANIS, C. M.; HEISER, J. B. **A vida dos vertebrados**. Quarta edição. São Paulo: Atheneu Editora, 2008.

PRADO, T. R.; FERREIRA, A. A.; GUIMARÃES, Z. F. S. Efeito da implantação de rodovias no cerrado brasileiro sobre a fauna de vertebrados. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 28, n. 3, p. 237-241, 2006.

PÉREZ-MÉNDEZ, N. et al. The signatures of Anthropocene defaunation: cascading effects of the seed dispersal collapse. **Scientific Reports**, v. 6, p. 24820, 2016.

RAYN, D.; SUTHERLAND, W. J. Impact of nature reserve establishment on deforestation: a test. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 8, p. 1625-1633, 2011.

REIJNEN, R.; FOPPEN, R. The Effects of Car Traffic on Breeding Bird Populations in Woodland. I. Evidence of Reduced Habitat Quality for Willow Warblers (*Phylloscopus trochilus*) Breeding Close to a Highway. **Journal of Applied Ecology**, v. 31, n. 1, p. 85-94, 1994.

REIJNEN, R. et al. 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, n. 1, p. 187-202, 1995.

REIJNEN, R.; FOPPEN, R.; MEEUWSEN, H. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. **Biological Conservation**, v. 75, n. 3, p. 255-260, 1996.

RHODES, J. R. et al. A Few Large Roads or Many Small Ones? How to Accommodate Growth in Vehicle Numbers to Minimise Impacts on Wildlife. **PLoS ONE**, v. 9, n. 3, p. e91093, 2014.

RIITERS, K. H.; WICKHAM, J. D. How Far to the Nearest Road? **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 1, n. 3, p. 125-129, 2003.

RODRIGUES, A. S. L. Are Global Conservation Efforts Successful? **Science**, v. 313, n. 5790, p. 1051-1052, 2006.

ROEDENBECK, I. A.; VOSER, P. Effects of roads on spatial distribution, abundance and mortality of brown hare (*Lepus europaeus*) in Switzerland. **European Journal of Wildlife Research**, v. 54, n. 3, p. 425-437, 2008.

ROTHOLZ, E.; MANDELIK, Y. Roadside habitats: effects on diversity and composition of plant, arthropod, and small mammal communities. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 4, p. 1017-1031, 2013.

RUIZ-CAPILLAS, P.; MATA, C.; MALO, J. E. Road verges are refuges for small mammal populations in extensively managed Mediterranean landscapes. **Biological Conservation**, v. 158, p. 223-229, 2013.

RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Brazilian Protected Areas. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 612-618, 2005.

SANTOS, R. A. L. **Dinâmica de Atropelamento de Fauna Silvestre no Entorno de Unidades de Conservação do Distrito Federal**. 2017. 145 p. Tese (Doutorado em Ecologia)-Universidade de Brasília, Brasília, 2017.

SARANHOLI, B. H. et al. Roadkill hotspots in a protected area of Cerrado in Brazil: planning actions to conservation. **Revista MVZ Córdoba**. v. 21, n. 2, 2016.

SCHAUB, A.; OSTWALD, J.; SIEMERS, B. M. Foraging bats avoid noise. **Journal of Experimental Biology**, v. 211, n. 19, p. 3174, 2008.

SELVA, N. et al. Roadless and Low-Traffic Areas as Conservation Targets in Europe. **Environmental Management**, v. 48, n. 5, p. 865, 2011.

_____. Why keep areas roadfree? The importance of roadless areas. In: VAN DER REE, R.; SMITH, D. J., et al (Ed.). **Handbook of Road Ecology**. UK: Wiley Blackwell, 2015. cap. 3, p.16-26.

SEMLITSCH, R. D. et al. Salamander Abundance along Road Edges and within Abandoned Logging Roads in Appalachian Forests. **Conservation Biology**, v. 21, n. 1, p. 159-167, 2007.

SESHADRI, K. S.; GANESH, T. Road ecology in South India: issues and mitigation opportunities. In: VAN DER REE, R.; SMITH, D. J., et al (Ed.). **Handbook of Road Ecology**. UK: Wiley Blackwell, 2015. cap. 52, p.425-429.

SHANLEY, C. S.; PYARE, S. Evaluating the road-effect zone on wildlife distribution in a rural landscape. **Ecosphere**, v. 2, n. 2, p. 1-16, 2011.

SHEPHERD, C. R.; COMPTON, J.; WARNE, S. **Transport Infrastructure and Wildlife Trade Conduits in the GMS: Regulating Illegal and Unsustainable Wildlife Trade**. Biodiversity Conservation Corridors Initiative; International Symposium Proceedings 27-28 April 2006, Bangkok. Asia Development Bank. 2007.

SIEMERS, B. M.; SCHAUB, A. Hunting at the highway: traffic noise reduces foraging efficiency in acoustic predators. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 2010.

SORIANO, A. J. S. **Estrada-parque: proposta para uma definição**. 2006. 181 p. Tese (Doutorado em Geografia)-Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2006.

SRBEK-ARAÚJO, A. C. et al. Defaunation as a trigger for the additional loss of plant species in fragmented landscapes: considerations on the state of Espírito Santo, southeastern Brazil. **Rodriguésia**, v. 68, p. 2001-2017, 2017.

STOKSTAD, E. The empty forest. **Science**, v. 345, n. 6195, p. 396, 2014.

STRITTHOLT, J. R.; DELLASALA, D. A. Importance of Roadless Areas in Biodiversity Conservation in Forested Ecosystems: Case Study of the Klamath-Siskiyou Ecoregion of the United States. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1742-1754, 2001.

SUMMERS, P. D.; CUNNINGTON, G. M.; FAHRIG, L. Are the negative effects of roads on breeding birds caused by traffic noise? **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 6, p. 1527-1534, 2011.

TANNER, D.; PERRY, J. Road effects on abundance and fitness of Galápagos lava lizards (*Microlophus albemarlensis*). **Journal of Environmental Management**, v. 85, n. 2, p. 270-278, 2007.

TERBORGH, J.; VAN SCHAIK, C. Por que o mundo necessita de parques. In: TERBORGH, J.; VAN SCHAIK, C., et al. (Ed.). **Tornando os Parques Eficientes - Estratégias para a conservação da natureza nos trópicos**. Curitiba, Brasil: Editora UFPR/ Fundação O Boticário, 2002.

THEOBALD, D. M.; MILLER, J. R.; HOBBS, N. T. Estimating the cumulative effects of development on wildlife habitat. **Landscape and Urban Planning**, v. 39, n. 1, p. 25-36, 1997.

TORRES, A.; JAEGER, J. A. G.; ALONSO, J. C. Assessing large-scale wildlife responses to human infrastructure development. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 113, n. 30, p. 8472-8477, 2016.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE - UNEP-WCMC. Global statistics from the World Database on Protected Areas (WDPA), April 2016., Cambridge, UK: UNEP-WCMC, 2016. Disponível em: < <https://www.protectedplanet.net/c/protected-planet> >

planet-report-2016/protected-planet-report-2016--data--maps-figures >. Acesso em: 09 de novembro de 2017.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE - UNEP-WCMC.; INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE - IUCN. **Protected Planet Report 2016**. UNEP-WCMC and IUCN. Cambridge, UK and Gland, Switzerland, p.73. 2016.

VAN DER REE, R. et al. Effects of Roads and Traffic on Wildlife Populations and Landscape Function: Road Ecology is Moving toward Larger Scales. **Ecology and Society**, v. 16, n. 1, p. 48 [online], 2011.

VAN DER REE, R.; SMITH, D. J.; GRILO, C. The Ecological Effects of Linear Infrastructure and Traffic: Challenges and Opportunities of Rapid Global Growth In: VAN DER REE, R.; SMITH, D. J., et al. (Ed.). **Handbook of Road Ecology**, cap. 1, p.1-9. First Edition. UK: Wiley Blackwell, 2015.

VENTER, O. et al. Targeting Global Protected Area Expansion for Imperiled Biodiversity. **PLoS Biol**, v. 12, n. 6, p. e1001891, 2014.

VERÍSSIMO, A. et al. **Protected Areas in the Brazilian Amazon: challenges and opportunities**. Imazon, Instituto Socioambiental. Belém, São Paulo, p.92. 2011.

VOS, C. C.; CHARDON, J. P. Effects of Habitat Fragmentation and Road Density on the Distribution Pattern of the Moor Frog *Rana arvalis*. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, n. 1, p. 44-56, 1998.

WARE, H. E. et al. A phantom road experiment reveals traffic noise is an invisible source of habitat degradation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 39, p. 12105, 2015.

WATSON, M.; AEBISCHER, N. J.; CRESSWELL, W. Vigilance and fitness in grey partridges *Perdix perdix*: the effects of group size and foraging-vigilance trade-offs on predation mortality. **Journal of Animal Ecology**, v. 76, n. 2, p. 211-221, 2007.

WERKENTHIN, M.; KLUGE, B.; WESSOLEK, G. Metals in European roadside soils and soil solution – A review. **Environmental Pollution**, v. 189, p. 98-110, 2014.

WHITTINGTON-JONES, B. M. et al. Habitat Selection by Transient African Wild Dogs (*Lycaon pictus*) in Northern KwaZulu-Natal, South Africa: Implications for Range Expansion. **South African Journal of Wildlife Research**, v. 44, n. 2, p. 135-147, 2014.

WISDOM, M. J. et al. **Source Habitats for Terrestrial Vertebrates of Focus in the Interior Columbia Basin: BroadScale Trends and Management Implications. Volume 1—Overview.** U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, Oregon, p.156. 2000.

WIĄCEK, J. et al. The influence of road traffic on birds during autumn period: Implications for planning and management of road network. **Landscape and Urban Planning**, v. 134, p. 76-82, 2015.

YUEN, J. Q. et al. Accumulation of potentially toxic elements in road deposited sediments in residential and light industrial neighborhoods of Singapore. **Journal of Environmental Management**, v. 101, p. 151-163, 2012.

APÊNDICE A – Questionário encaminhado às Unidades de Conservação

Versão online disponível em <https://goo.gl/6bWol1>

Página 1 - Unidades de Conservação e Estruturas Viárias

Este questionário tem como objetivo diagnosticar as estruturas viárias e seus impactos nas Unidades de Conservação.

1 – Endereço de e-mail

2 – Nome da Unidade de Conservação

3 – Esfera administrativa

Federal Estadual Municipal

4 – Estado (se houver mais de um, indique onde a sede se localiza)

5 – Categoria

- Área de Proteção Ambiental (APA)
- Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE)
- Estação Ecológica (ESEC)
- Floresta (Nacional, Estadual ou Municipal)
- Monumento Natural (MN)
- Parque (Nacional, Estadual ou Municipal)
- Refúgio da Vida Silvestre (RVS)
- Reserva Biológica (REBIO)
- Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS)
- Reserva de Fauna
- Reserva Extrativista (RESEX)
- RPPN
- Outra

6 – Categoria ausente no SNUC? Qual?

7 – Responsável pelo preenchimento

8 – Qual cargo você ocupa na UC?

Gestor Analista Outro. Qual?

9 - Quanto tempo trabalha na UC?

Página 5 - Impactos das estruturas de transporte

Considere os impactos negativos listados abaixo relacionados a rodovias e ferrovias

20 - Em sua opinião, qual foi a TENDÊNCIA destes impactos nos últimos 5 anos em sua UC?

Tendência Impacto	Aumentou drasticamente	Aumentou ligeiramente	Permanece u constante	Diminuiu ligeiramente	Diminuiu drasticamente	Não sei
Poluição do ar						
Poluição do solo						
Poluição das águas						
Poluição sonora						
Poluição luminosa						
Alteração dos cursos d'água						
Assoreamento dos cursos d'água						
Erosão						
Conversão do uso do solo						
Redução da divers./abund de plantas						
Redução da divers./abund. de animais						
Mortalidade de animais						
Perda da cobertura vegetal						
Introdução de espécies exóticas						
Desmatamento						
Tráfego de animais						

Página 6 - Impactos das estruturas de transporte

A DISTÂNCIA indica até que extensão o impacto da estrada ou ferrovia alcança além da superfície sua superfície.

21- Em relação aos impactos listados, indique como você considera a DISTÂNCIA de cada um em sua UC

Distância \ Impacto	Sobre a superfície da estrutura (área de domínio)	Da margem da estrutura até 100 m	De 100 m a 500 m	De 500 m a 1 km	De 500 m a 1 km	Não sei
Poluição do ar						
Poluição do solo						
Poluição das águas						
Poluição sonora						
Poluição luminosa						
Alteração dos cursos d'água						
Assoreamento dos cursos d'água						
Erosão						
Conversão do uso do solo						
Redução da divers./ abund de plantas						
Redução da divers./ abund. de animais						
Mortalidade de animais						
Perda da cobertura vegetal						
Introdução de espécies exóticas						
Desmatamento						
Tráfego de animais						

Página 7 - Impactos das estruturas de transporte

"A INTENSIDADE se refere ao nível em que o impacto afeta os recursos da unidade de conservação" (RAPPAM, WWF 2003)

22 - Em relação aos impactos listados, indique como você considera a INTENSIDADE de cada um em sua UC

Intensidade Impacto	Severo	Alto	Moderado	Suave	Ausente	Não sei
Poluição do ar						
Poluição do solo						
Poluição das águas						
Poluição sonora						
Poluição luminosa						
Alteração dos cursos d'água						
Assoreamento dos cursos d'água						
Erosão						
Conversão do uso do solo						
Redução da divers./ abund de plantas						
Redução da divers./ abund. de animais						
Mortalidade de animais						
Perda da cobertura vegetal						
Introdução de espécies exóticas						
Desmatamento						
Tráfego de animais						

Página 8 - Impactos das estruturas de transporte

"A PERMANÊNCIA é o período de tempo necessário para que o recurso afetado se recupere" (RAPPAM, WWF 2003)

23 - Em relação aos impactos listados, indique como você considera a PERMANÊNCIA de cada um em sua UC

Permanência \ Impacto	Permanente (> 100 anos)	Longo prazo (20 - 100 anos)	Médio prazo (5 - 20 anos)	Curto prazo (< 5 anos)	Ausente	Não sei
Poluição do ar						
Poluição do solo						
Poluição das águas						
Poluição sonora						
Poluição luminosa						
Alteração dos cursos d'água						
Assoreamento dos cursos d'água						
Erosão						
Conversão do uso do solo						
Redução da divers./ abund de plantas						
Redução da divers./ abund. de animais						
Mortalidade de animais						
Perda da cobertura vegetal						
Introdução de espécies exóticas						
Desmatamento						
Tráfego de animais						

Observações: 1) Excetuando-se as questões 6 e 12, todas as demais são de preenchimento obrigatório. 2) Para as questões 20 a 23, era obrigatório a escolha de uma opção por impacto (linha).

Tabela S1 – Artigos mensurando a zona de efeito de estruturas viárias sobre a fauna, utilizados na criação dos cenários.

Autores	Ano	Grupo	Alteração	Zona de efeito	Empreendimento
Carr & Fahrig	2001	Anfíbios	Redução de abundância	1500 m	Rodovias Pavimentadas
Clauzel <i>et al.</i>	2013	Anfíbios	Alteração da distribuição	500 m* 3500 m**	Ferrovia
Eigenbrod <i>et al.</i>	2009	Anfíbios	Redução de abundância e redução de riqueza de espécies	250 m a 1000 m	Rodovias Pav. Alto Impacto
Karraker <i>et al.</i>	2008	Anfíbios	Redução da densidade de massa de ovos	200 a 500 m	Rodovias Pavimentadas
			Redução do tamanho populacional	50 a 100 m (G1) 50 m (G2)	
Marsh & Beckman	2004	Anfíbios	Redução de abundância	20 a 80 m	Rodovias Não pavimentadas
Semlitsch <i>et al.</i>	2007	Anfíbios	Redução de abundância	35 a 60 m	Rodovias Pavimentadas
Vos & Chardon	1998	Anfíbios	Redução da probabilidade de ocupação da lagoa	750 m	Rodovias Pavimentadas
			Redução de abundância	250 m	
Brotons & Herrando	2001	Aves	Redução da riqueza de espécies	2000 m	Rodovias Pav. Alto Impacto
Canaday & Rivadeneyra	2001	Aves	Aumento na frequência de detecção	1500 m	Rodovias Pavimentadas
Findlay & Houlihan	1997	Aves	Redução de riqueza	0 a 500 m	Rodovias Pav. Alto Impacto
Foppen & Reijnen	1994	Aves	Aumento da distância de dispersão reprodutiva	200m	Rodovias Pav. Alto Impacto

Autores	Ano	Grupo	Alteração	Zona de efeito	Empreendimento
Forman <i>et al.</i>	2002	Aves	Ausência de nidificação regular e ausência total	1200 m	Rodovias Pav. Alto Impacto
			Redução de nidificação regular	400 m	Rodovias Pavimentadas
			Redução de nidificação regular e redução de presença	700 m	Rodovias Pav. Alto Impacto
Geerts & Pauw	2011	Aves	Redução da polinização por ave	10 a 20 m	Rodovias Pavimentadas
Grubb <i>et al.</i>	2013	Aves	Aumento da taxa de resposta de alerta	167 m	Rodovias Não pavimentadas
Iglesias -Merchán <i>et al.</i>	2016	Aves	Ausência de reprodução (ninhos/parceiros)	75 a 500 m	Rodovias Pavimentadas
Laurance	2004	Aves	Redução na abundância e alteração na composição de espécies	10 a 70 m	Rodovias Não pavimentadas
Ortega & Capen	1999	Aves	Aumento do tamanho do território	150 m	Rodovias Não pavimentadas
			Redução da densidade de territórios	50 a 150 m	
Ortega & Capen	2002	Aves	Aumento de abundância	0 a 150 m (G1)	Rodovias Não pavimentadas
			Redução da densidade de territórios	0 a 150 m	
			Redução de abundância	0 a 150 m	
Palomino & Carrascal	2007	Aves	Redução da riqueza de espécies	110 m	Rodovias Pavimentadas
			Redução no número de espécies ameaçadas	400 m	
			Redução de abundância	290 a 540 m (G1) 60 m (G2) 190 a 490 m (G3)	
			Aumento de abundância	510 m	

Autores	Ano	Grupo	Alteração	Zona de efeito	Empreendimento
Pescador & Peris	2007	Aves	Redução da predação de ninho	25 m (HT) 5 m (MT)	Rodovias Pavimentadas
Reijnen & Foppen	1994	Aves	Redução da densidade Redução do sucesso reprodutivo de machos jovens	200 m 200 m	Rodovias Pav. Alto Impacto
Reijnen <i>et al.</i>	1995	Aves	Redução da densidade	40 a 1500 m (G1) 70 a 2800 m (G2) 50 a 790 m (G3) 100 a 1750 m (G4)	Rodovias Pavimentadas
Summers <i>et al.</i>	2011	Aves	Redução da riqueza de espécies	350 m	Rodovias Pav. Alto Impacto
Torres <i>et al.</i>	2016	Aves	Alteração da porcentagem de distribuição	500 m	Rodovias Pavimentadas
Wiącek <i>et al.</i>	2015	Aves	Redução de abundância	60 m	Rodovias Pavimentadas
Dambros <i>et al.</i>	2013	Invertebrados	Mudanças na composição de espécies	81 m	Rodovias Pavimentadas
Delgado <i>et al.</i>	2013	Invertebrados	Distância da máxima densidade relativa	10 a 100 m (G1) 1 a 20 m (G2) 10 a 100 m (G3) 100 m (G4) 1 a 20 m (G5) 1 a 100 m (G6)	Rodovias Pavimentadas
			Estabilização de abundância	20 a 60 m (G1) 10 a 60 m (G2) 20 m (G4)	

Autores	Ano	Grupo	Alteração	Zona de efeito	Empreendimento
Haskell	2000	Invertebrados	Redução de abundância Redução de riqueza	100 m 15 m	Rodovias Não pavimentadas
Hosaka <i>et al.</i>	2014	Invertebrados	Redução de abundância e redução de riqueza de espécies	10 m	Rodovias Não pavimentadas
Melis <i>et al.</i>	2010	Invertebrados	Aumento de riqueza	5 m (HT) 5 a 15 m (LT)	Rodovias Pavimentadas
Przybylski	1979	Invertebrados	Redução de abundância	50 m	Rodovias Pavimentadas
Berthinussen & Altringham	2012	Mamíferos	Redução de diversidade e redução de atividade	1600 m	Rodovias Pav. Alto Impacto
Ciuti <i>et al.</i>	2012	Mamíferos	Alteração comportamental (vigilância)	250 a 1000 m	Rodovias Pavimentadas
Dyer <i>et al.</i>	2001	Mamíferos	Redução do uso da área	250 m	Rodovias Pavimentadas
Findlay & Houlahan	1997	Mamíferos	Redução de riqueza	0 a 2000 m	Rodovias Pav. Alto Impacto
Gavin & Komers	2006	Mamíferos	Alteração comportamental (vigilância)	300 m	Rodovias Pavimentadas
Goosem	2000	Mamíferos	Alteração da estrutura da comunidade	10 a 30 m 90 a 110 m	Rodovias Não pavimentadas
Kaartinen <i>et al.</i>	2005	Mamíferos	Redução do uso da área	100 m 250 m	Rodovias Não pavimentadas
Laurance <i>et al.</i>	2006	Mamíferos	Redução de abundância	1200 m	Rodovias Não pavimentadas
Leblond <i>et al.</i>	2011	Mamíferos	Alteração da distribuição	1250 m 750 m	Rodovias Pavimentadas

Autores	Ano	Grupo	Alteração	Zona de efeito	Empreendimento
Leblond <i>et al.</i>	2013	Mamíferos	Alteração comportamental/uso da área	5000 m	Rodovias Pav. Alto Impacto
Neumann <i>et al.</i>	2013	Mamíferos	Aumento do deslocamento	0 a 125 m	Rodovias Pavimentadas
Newmark <i>et al.</i>	1996	Mamíferos	Alteração na distribuição	600 m (G1) 600 m (G2) 200 m (G3)	Rodovias Pav. Alto Impacto
Roedenbeck & Voser	2008	Mamíferos	Redução da densidade	300 m	Rodovias Pavimentadas
Ruiz -Capillas <i>et al.</i>	2013	Mamíferos	Aumento da abundância	500 m	Rodovias Pav. Alto Impacto
			Aumento da proporção de juvenis	500 a 1000 m	
Schaub <i>et al.</i>	2008	Mamíferos	Alteração do esforço e sucesso de forrageamento	10 a 15 m	Rodovias Pavimentadas
Shanley & Pyare	2011	Mamíferos	Alteração do uso do habitat	500 m (G1) 1000 m (G2)	Rodovias Pavimentadas
Siemers & Schaub	2010	Mamíferos	Redução do sucesso no forrageamento	7,5 m	Rodovias Pavimentadas
			Aumento no tempo de forrageamento	7,5 a 50 m	
Torres <i>et al.</i>	2016	Mamíferos	Alteração da porcentagem de distribuição	500 m	Rodovias Pavimentadas
Boarman & Sazaki	2006	Répteis	Redução da densidade	400 a 800 m	Rodovias Pav. Alto Impacto
Nafus <i>et al.</i>	2013	Répteis	Redução da abundância relativa de sinais de presença e de tocas	400 a 800 m	Rodovias Pavimentadas
Tanner & Perry	2007	Répteis	Redução de abundância	100 m	Rodovias Pavimentadas
			Proporção de animais com perda de cauda	100 a 200 m	

Autores	Ano	Grupo	Alteração	Zona de efeito	Empreendimento
Peaden <i>et al.</i>	2015	Répteis	Redução de abundância	230 m	Rodovias Pavimentadas
				306 m	Rodovias Pav. Alto Impacto
Tanner & Perry	2007	Répteis	Redução de abundância	100 m	Rodovias Pavimentadas
			Proporção de animais com perda de cauda	100 a 200 m	

* Distância dentro da qual ocorre a maior parte do impacto (entre 60 e 80%).

** Distância dentro da qual ocorre impacto moderado (menor que 50%).

G – Grupo.

LT – Tráfego baixo (*low traffic*).

MT – Tráfego médio (*medium traffic*).

HT – Tráfego alto (*high traffic*).

Fonte: Do autor (2018).