



HELIO KINAST CRUZ SECCO

**EFEITO-BARREIRA CAUSADO POR
RODOVIAS SOBRE PRIMATAS: O CASO DE
ESTUDO DO SAGUI-DE-TUFOS-PRETOS
(*Callithrix penicillata*)**

LAVRAS - MG

2014

HELIO KINAST CRUZ SECCO

**EFEITO-BARREIRA CAUSADO POR RODOVIAS SOBRE PRIMATAS:
O CASO DE ESTUDO DO SAGUI-DE-TUFOS-PRETOS (*Callithrix
penicillata*)**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Alex Bager

LAVRAS – MG

2014

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Coordenadoria de Produtos e
Serviços da Biblioteca Universitária da UFLA**

Secco, Helio Kinast Cruz.

Impacto de rodovias sobre primatas : o caso de estudo do sagui-
de-tufos-pretos (*Callithrix penicillata*) / Helio Kinast Cruz Secco. –
Lavras : UFLA, 2014.

115 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2014.

Orientador: Alex Bager.

Bibliografia.

1. Conservação de primatas. 2. Ambiente urbano. 3. Travessias.
4. Medidas de mitigação. I. Universidade Federal de Lavras. II.
Título.

CDD – 591.7272

HELIO KINAST CRUZ SECCO

**EFEITO BARREIRA CAUSADO POR RODOVIAS SOBRE PRIMATAS:
O CASO DE ESTUDO DO SAGUI-DE-TUFOS-PRETOS (*Callithrix
penicillata*)**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 25 de julho de 2014.

Dr. Renato Gregorin UFLA

Dr. Fabiano Rodrigues de Melo UFLA

Dr. Alex Bager

Orientador

LAVRAS – MG

2014

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço àqueles que compõem o maior suporte que eu poderia ter na vida, minha família, a qual não se resume apenas aos familiares queridos, mas também aos amigos imprescindíveis que me acompanham, incentivam e acreditam em todos os meus projetos de vida. Vocês representam meu combustível para continuar me aventurando por esses arriscados caminhos da vida, e que, muitas vezes, obrigaram-me a estar distante (apenas fisicamente) de vários de vocês.

Depois de uma empreitada de quase dois anos e meio vivendo em Lavras, além do engrandecimento profissional, levo a amizade de pessoas com quem tive o prazer de aprender mais a cada dia, e que se tornaram meu porto-seguro em diversos momentos ao longo do mestrado. Entre elas, estão: Clarissa Rosa, Bruno Bret, Nelson Curi, Pedro Ratton, Maricélio Guimarães, Felipe França, Fabio Frazão, Vitor Hugo Oliveira e Ana Paula Corguinha. A vocês os meus mais profundos agradecimentos!

Pelo desenvolvimento desta dissertação e de outros trabalhos acadêmicos relacionados, agradeço ao professor Alex Bager. Apesar das divergências ideológicas e da incompatibilidade de metodologia de trabalho, acredito que, com o passar dos meses, conseguimos conciliar todos os aspectos necessários para o bom andamento das atividades. Obrigado por confiar na minha capacidade.

Ao pessoal do laboratório, obrigado por me receberem de braços abertos e terem permitido que eu participasse de tantos momentos de troca de experiência e aprendizado. Espero ter contribuído para um ambiente de trabalho mais alegre e prazeroso. Agradeço especialmente àqueles que me auxiliaram nas saídas de campo e coleta de dados: Hariagens Oliveira, Mateus Melo, Erico

Carminat, Gina Leite, Paula Eveline, Dalbert Benjamin, Mardiany Ribeiro e Nayara Alecrim.

Agradeço enormemente aos professores Júlio Louzada, Lucas Del Bianco, Paulo Pompeu e Marcelo Passamani, pelos conselhos, ensinamentos e apoio nos diferentes momentos que passei no programa. Obrigado pelo respeito e pela forma que me trataram. Nossas conversas não deixaram que eu duvidasse de mim mesmo em momento algum.

Enfim, tenho a satisfação de dizer passei por um enorme aprendizado profissional. Hoje, com a disciplina e a resistência de um samurai, posso dizer que saio preparado para desafios ainda maiores em minha carreira.

“Você é livre para fazer suas escolhas, mas é prisioneiro das consequências.”

Pablo Neruda

RESUMO

Rodovias são empreendimentos diretamente associados ao desenvolvimento socioeconômico de regiões interconectadas, mas que também acarretam diversos impactos ambientais. A fauna é constantemente afetada por dois dos seus principais impactos: o atropelamento e a fragmentação do ambiente. Os primatas são um dos grupos mais representativos da fauna brasileira, e apesar de serem diretamente afetados por esses impactos, é um dos grupos menos estudados. Sendo assim, na presente dissertação teve-se como objetivos: gerar um diagnóstico nacional sobre os impactos de rodovias sobre primatas, de forma a evidenciar o atual patamar de conhecimento sobre o tema, avaliar quais são os fatores determinantes para a escolha de locais de travessias por saguis-de-tufos-pretos (*Callithrix penicillata*) em rodovias, além de identificar características da vegetação e da paisagem preferenciais para a ocupação dessa espécie em fragmentos florestais impactados por rodovias. No primeiro capítulo, contextualizamos as formas de impacto de rodovias sobre a fauna arborícola em geral, além de caracterizar todos os aspectos inerentes à biologia da espécie utilizada como modelo de estudo, no terceiro capítulo. No segundo capítulo, apresentamos o diagnóstico dos impactos de rodovia sobre primatas no Brasil, com base na aplicação de um formulário com perguntas envolvendo a temática acerca dos impactos de rodovias sobre primatas, para que pesquisadores especialistas em primatas respondessem levando em consideração sua experiência e percepção. Os cinco impactos causados por rodovias com maior grau de ameaça aos primatas foram: formação de áreas abertas, caça, atropelamento, introdução de espécies exóticas e ruído sonoro. Ao todo 63, espécies de primatas brasileiros foram citadas como espécies comprovadamente impactadas por atropelamentos. No terceiro capítulo, buscamos avaliar quais características da rodovia são mais importantes para a ocorrência de travessias de saguis. Para isso, monitoramos quatro trechos de rodovia em três períodos de horários distintos, registrando travessias realizadas por saguis-de-tufos-pretos. Ao todo, foram registradas 200 travessias de saguis (168 aéreas e 32 terrestres), e a presença de conexão do dossel acima da rodovia foi o fator mais relevante para o aumento do número de travessias nos trechos. No quarto capítulo, avaliamos se os saguis evitam áreas próximas de rodovias, além de identificar quais as variáveis determinantes para a ocupação da espécie em fragmentos florestais impactados por rodovias. Nossos resultados indicam que a espécie ocorreu em maior frequência em fragmentos impactados do que em controles, apesar de não ter apresentado diferença entre quadrantes que formavam a borda dos fragmentos em relação aos localizados no interior. Os GLMMs destacaram as variáveis preditivas CatQ (categoria do quadrante), Zscore_Moran (índice relativo à auto-correlação espacial dos quadrantes), Tarde (período do dia das

12:00pm às 6:00pm), Dist_rod (distância do quadrante para a rodovia) e T_borda (tipo de borda mais próxima do quadrante), como integrantes dos modelos mais explicativos em relação à variável resposta (presença de saguis em cada quadrante). Nesse contexto, entender quais são os processos e fatores que são responsáveis pela manutenção das espécies nos fragmentos é de suma importância para a tomada de decisões no que se refere ao manejo do ambiente para a conservação das espécies.

Palavras-chave: Conservação de primatas. Ambiente urbano. Travessias. Medidas de mitigação.

ABSTRACT

Road projects are directly linked to the socioeconomic development of interconnected regions, but they also lead to various environmental impacts. The fauna is constantly affected by two of their main impacts: trampling and environment fragmentation. Primates are one of the most representative groups of the Brazilian fauna and, although they are directly affected by these impacts, they are one of the least studied groups. Thus, the objectives of this dissertation were: create a national diagnosis on the impacts of roads on primates, in order to show the current level of knowledge on the subject, evaluate which are the determining factors for the choice of crossing spots by black-tufted-ear marmosets (*Callithrix penicillata*) on roads, besides identifying characteristics of vegetation and landscape preferred for the occupation of this species in forest fragments impacted by roads. In the first chapter, the various impacts of roads on the arboreal fauna in general were contextualized, besides the characterization of all aspects of the biology of the species used as a model in the third chapter. In the second chapter, the diagnosis of road impacts on primates in Brazil was presented, through the application of a form with questions involving the issue of the impacts of roads on primates, so that expert researchers in primates responded, taking into consideration their experience and perception. The five impacts caused by roads with a higher degree of threat to primates were: formation of open areas, hunting, trampling, introduction of exotic species and audible noise. Altogether, 63 species of Brazilian primates were cited as demonstrably impacted by trampling. In the third chapter, we sought to evaluate which characteristics on roads are the most important for the occurrence of marmoset crossings. Therefore, four stretches of road were monitored in three different time periods, recording crossings performed by black-tufted-ear marmosets. Altogether, 200 marmoset crossings (168 aerial and 32 terrestrial) were recorded, and the presence of a canopy connection above the road was the most relevant factor to the increase in the number of crossings. In the fourth chapter, we evaluated whether marmosets avoid areas close to roads, besides identifying the determinant variables for the occupancy of the species in forest fragments impacted by roads. Our results indicate that the species occurred with a higher frequency in impacted fragments than in controls, although no difference was observed between the quadrants that formed the edge of the fragments in relation to those localized inside. The GLMMs highlighted the predictive variables CatQ (quadrant category), Zscore_Moran (index on the spatial correlation of quadrants), Tarde (time of day from 12:00 pm to 6:00 pm), Dist_rod (distance from the quadrant to the road) and T_borda (edge type which is the closest to the quadrant), as part of the explanatory models regarding the response variable (presence of marmosets in each quadrant). In this context,

understanding what are the processes and factors responsible for the maintenance of the species in the fragments is of paramount importance for decision-making regarding the management of the environment for the conservation of the species.

Keywords: Primate conservation. Urban environment. Crossings. Mitigation measures.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 2		
Figura 1	Representatividade dos tipos de impacto causados por rodovias sobre primatas citados pelos pesquisadores	40
Figura 2	Representatividade das categorias de ameaça de extinção entre as espécies de macaco impactadas por atropelamento no Brasil, segundo informações fornecidas pelos pesquisadores que responderam o formulário	44
Figura 3	Representatividade das diferentes linhas de pesquisa entre os trabalhos que os pesquisadores estiveram envolvidos	46
Capítulo 3		
Figura 1	Distribuição dos pontos amostrais na área de estudo	65
Figura 2	Registros de travessias entre os quatro trechos de rodovia monitorados. As linhas horizontais em negrito, presentes no interior das caixas, representam a média aritmética. As linhas horizontais acima e abaixo da linha em negrito representam o desvio-padrão, e os círculos brancos representam <i>outliers</i>	70
Figura 3	Registros de travessias entre os três períodos de horário monitorados. As linhas horizontais em negrito, presentes no interior das caixas, representam a média aritmética. As linhas horizontais acima da linha em negrito representam o desvio-padrão e os círculos brancos representam <i>outliers</i>	71
Capítulo 4		
Figura 1	Fragmentos florestais amostrados.....	89
Figura 2	Imagem de um dos fragmentos florestais subdividido em quadrantes de 0,4 ha com mais de 50% de cobertura vegetal, devidamente classificados como borda ou interior.....	90
Figura 3	Número total de registros de presença de saguis entre os fragmentos florestais amostrados ao longo de todas as campanhas. As linhas horizontais em negrito, presentes no interior das caixas, representam a média aritmética. As linhas horizontais acima e abaixo da linha em negrito representam o desvio padrão, e os círculos brancos representam <i>outliers</i>	99
Figura 4	Regressão polinomial cúbica ($Y' = a + (b1)X + (b2)X^2 + (b3)X^3$), entre o número total de registros de presença dos saguis em cada quadrante (variável resposta) e sua respectiva distância em relação à rodovia (variável explicativa).....	100

- Figura 5 todas as campanhas. As linhas horizontais em negrito, presentes no interior das caixas, representam a média aritmética. As linhas horizontais acima e abaixo da linha em negrito representam o desvio padrão, e os círculos brancos representam *outliers*..... 101
- Figura 6 Mapas de probabilidade de presença entre os quadrantes que compõem os fragmentos, baseado no índice de presença calculado (Índice_Presença). As áreas em vermelho representam maior concentração de presença e amarelo, áreas de menor concentração. A linha preta representa o traçado da rodovia próxima aos fragmentos impactados. Na legenda, os valores do Índice de Moran podem variar entre -1 (indicando completa independência espacial entre os quadrantes) e +1 (indicando completa correlação espacial entre os quadrantes)..... 102

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2	
Tabela 1	Número de pesquisadores que classificaram o grau de ameaça de cada tipo de impacto de rodovias sobre primatas. Para os três diferentes graus de ameaça pré-definidos, um peso foi atribuído, sendo preocupante = 1, muito preocupante = 2 e extremamente preocupante = 3. A coluna de pontuação total representa o somatório do número de pesquisadores que classificaram cada impacto pelo seu grau de ameaça, multiplicado pelo peso atribuído ao grau de ameaça. A coluna de ranking representa a ordem de pontuação dos tipos de impacto, em que 1 equivale a maior pontuação (mais impactante) e 10 a menor (menos impactante) 43
Tabela 2	Lista de rodovias brasileiras em que existem passagens aéreas instaladas para primatas, por Estado e Região, além da indicação das que estão sendo monitoradas atualmente, a fim de se avaliar efetividade de uso 45
Capítulo 3	
Tabela 1	Variáveis estruturais avaliadas em cada trecho de rodovia monitorado 66
Tabela 2	Variáveis da paisagem de entorno avaliadas em cada trecho de rodovia monitorado 67
Tabela 3	Sumário dos valores de AIC (Akaike Information Criterion), ΔAIC ($AIC_i - \min AIC$) e W_i (Akaike weight) para os modelos com maior poder de inferência ($\Delta AIC \leq 2$) 71
Tabela 4	Parâmetros estimados para os modelos mais explicativos ($AIC \leq 2$) 72
Capítulo 4	
Tabela 1	Características dos fragmentos florestais amostrados. Os fragmentos próximos de rodovias foram nomeados como “Impac” e os distantes como “Control”. A coluna “N quad” representa o número de quadrantes que compõem cada fragmento. A coluna “Quad Interior/Borda” representa a proporção de quadrantes considerados de interior em relação aos que constituem a borda de cada fragmento. A coluna “Dist Rod” representa a distância do fragmento em relação à rodovia pavimentada mais próxima 89

Tabela 2	Variáveis contínuas que foram incluídas na análise do GLMM	95
Tabela 3	Variáveis categóricas que foram incluídas na análise do GLMM	96
Tabela 4	Grupos com diferentes composições de variáveis preditivas integrando modelos candidatos testados através dos GLMMs	97
Tabela 5	Sumário dos valores de AIC (Akaike Information Criterion), ΔAIC ($AIC_i - \min AIC$) e W_i (Akaike weight) dos 10 modelos candidatos com menores valores de ΔAIC , para determinar características preferenciais para ocorrência dos saguis. Os modelos com maior poder de inferência são os que apresentam $\Delta AIC \leq 2$	103
Tabela 6	Parâmetros estimados para os modelos mais explicativos ($\Delta AIC \leq 2$)	103

SUMÁRIO

	CAPÍTULO 1	
1	REFERENCIAL TEÓRICO	18
1.1	Impactos de rodovias sobre a fauna arborícola	18
1.2	Sagui-de-tufos-pretos (<i>Callithrix penicillata</i>) como modelo de estudo.....	21
	REFERÊNCIAS.....	25
	CAPÍTULO 2 Diagnóstico dos impactos de rodovias sobre primatas no Brasil	32
1	INTRODUÇÃO	35
2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	38
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	40
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	48
	REFERÊNCIAS.....	50
	ANEXO.....	55
	CAPÍTULO 3 Locais preferenciais para a travessia do sagui-de-tufos-pretos (<i>Callithrix pecnillata</i>) em rodovias.....	60
1	INTRODUÇÃO	63
2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	65
2.1	Área de estudo	65
2.2	Coleta dos dados	66
2.3	Análise de Dados	68
3	RESULTADOS	70
4	DISCUSSÃO	73
	REFERÊNCIAS.....	77
	CAPÍTULO 4 A influência de rodovias sobre a ocupação de primatas em fragmentos florestais	82
1	INTRODUÇÃO	85
2	MATERIAIS E MÉTODOS	88
2.1	Área de estudo	88
2.2	Coleta dos dados	88
2.2.1	Fragmentos florestais amostrados	88
2.2.2	Monitoramento dos saguis	91
2.2.3	Variáveis preditivas	92
2.3	Análise de Dados	93
2.3.1	Ocupação das áreas impactadas pelos saguis	93
2.3.2	Auto correlação espacial dos quadrantes ocupados por saguis	94
2.3.3	Fatores atrativos à ocorrência dos saguis	94

4	RESULTADOS	99
4.1	Ocupação das áreas impactadas pelos saguis	99
4.2	Auto correlação espacial dos quadrantes ocupados por saguis	101
4.3	Fatores atrativos à ocorrência dos saguis	102
5	DISCUSSÃO	104
5.1	Ocupação das áreas impactadas pelos saguis	104
5.2	Auto correlação espacial dos quadrantes ocupados por saguis	106
5.3	Fatores atrativos à ocorrência dos saguis	107
5.4	Implicações para a conservação	108
	REFERÊNCIAS	109

CAPÍTULO 1

1 REFERENCIAL TEÓRICO

1.1 Impactos de rodovias sobre a fauna arborícola

Devido à demanda mundial por vias de escoamento de produtos e matérias- prima, bem como de deslocamento de pessoas, a malha rodoviária está se expandindo cada vez mais e, conseqüentemente, invadindo ambientes naturais em diversas regiões do globo (FORMAN et al., 2003). Principalmente em regiões de florestas tropicais, esse processo vem intensificando consideravelmente a fragmentação dos ambientes (LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009). A construção de rodovias pode causar efeitos negativos sobre a fauna silvestre de diferentes formas, sendo as principais: por perda e fragmentação do habitat (JAEGER; FAHRIG, 2004; TAYLOR; GOLDINGAY, 2011) e por mortalidade direta resultante de colisões com veículos (FORMAN; ALEXANDER, 1998; TROMBULAK; FRISSELL, 2000).

Colisões com veículos apresentam-se como a maior fonte de mortalidade direta em populações animais impactadas por rodovias (GIBBS; SHRIVER, 2002; GLISTA; DEVAULT; DEWOODY, 2008). De acordo com características da paisagem e da rodovia, determinadas populações animais estão sujeitas a altas taxas de atropelamento, ocasionando a drástica redução de suas populações e, conseqüentemente a perda de biodiversidade (FORMAN; ALEXANDER, 1998). À medida que a mortalidade de fauna em rodovias aumenta, também aumentam os gastos relacionados à reparação de veículos, manutenção da malha viária, custos médicos humanos, tais como lesões corporais e eventuais mortes, devido às colisões entre animais e veículos (HAYES; GOLDINGAY, 2009, HUIJSER; ABRA; DUFFIELD, 2013).

As rodovias também constituem uma barreira (parcial ou completa)

para o deslocamento de determinadas espécies de mamíferos terrestres e arborícolas (FORMAN; ALEXANDER, 1998; WILSON, 2000; GOOSEM; IZUMI; TURTON, 2001; WILSON; MARSH; WINTER, 2007; MCGREGOR; BENDER; FAHRIG, 2008). Clareiras lineares formadas por rodovias podem causar a desestruturação e o isolamento de populações de diferentes grupos e espécies, sobretudo aquelas de hábito obrigatoriamente arborícola (WILSON; MARSH; WINTER, 2007).

A largura de uma rodovia representa a área aberta desmatada em que um indivíduo se depara ao se aproximar da borda de um fragmento florestal próximo; essa característica está diretamente associada ao grau do efeito-barreira sofrido por espécies de hábito arborícola (GOOSEM et al. 2008). Quando a caracterização da vegetação nas margens da rodovia é análoga à matriz que circunda os fragmentos florestais próximos, o comportamento de evitar a rodovia por parte de animais arborícolas tende a ser maior (GOOSEM et al. 2008). Em trechos em que existe conectividade de dossel acima da superfície da rodovia, movimentos de travessia são facilitados para mamíferos arborícolas (WILSON; MARSH; WINTER, 2007).

Espécies arborícolas, normalmente, evitam descer ao nível do solo e se deslocar por uma área aberta, o que faz com que esse grupo seja particularmente mais vulnerável aos efeitos da fragmentação em locais onde não existe conectividade do dossel acima da rodovia (WESTON, 2003). Entretanto, aquelas espécies arborícolas que toleram descer até o solo para realizar travessias por áreas abertas, tais como rodovias, também são impactadas negativamente à medida que se expõem ao risco de atropelamento (KANOWSKI et al. 2001; GOOSEM, 2007).

Apesar de haver a redução do risco de mortalidade por atropelamento, as espécies que evitam se aproximar da superfície da rodovia acabam reduzindo também sua área passível de exploração, limitando o acesso a outros recursos e

aumentando as chances de entrarem em gargalo genético (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009, JACKSON; FAHRIG, 2011). De acordo com Jaeger e Fahrig (2004), esse tipo de comportamento só pode ser considerado nos casos em que o animal evita drasticamente a rodovia, sendo o seu acesso equivalente ao acesso de uma rodovia cercada, funcionando tal como uma barreira física. Em situações em que existe o comportamento por parte das espécies em evitar os distúrbios da rodovia, a qualidade do habitat nas proximidades da rodovia tende a ser afetada e um menor número de espécies estará presente nas margens (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009).

Adicionalmente, estudos realizados por FORMAN et al. (2003) e Jaeger et al. (2005) indicam outros dois possíveis tipos de resposta comportamental à rodovia. O primeiro ocorre quando os animais são atraídos para a rodovia, aumentando a frequência de aproximação e travessia sobre a pista, aumentando, conseqüentemente, o risco de atropelamento. O segundo tipo de comportamento ocorre quando o animal apresenta a habilidade de identificar o veículo e se mover em sentido contrário tentando se afastar do dele, de modo a minimizar o risco de ser atropelado (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009).

Uma série de medidas de mitigação foi testada com o intuito de reduzir os efeitos causados por rodovias sobre as populações de fauna silvestre, especialmente em relação à mortalidade por atropelamento. Em geral, essas medidas podem ser distinguidas em duas categorias: alteração do comportamento do motorista e alteração do comportamento do animal (GLISTA; DEVAULT; DEWOODY, 2009).

A primeira envolve basicamente a imposição de limites de velocidade, sinalizações de alerta e instalação de redutores de velocidade, ao passo que a segunda envolve alterações no habitat acompanhadas normalmente da implementação de estruturas de travessia de fauna

(FORMAN et al., 2003; MATA et al., 2005). Essas estruturas são elaboradas visando a permitir a travessia segura do animal, promovendo uma acessibilidade maior e restabelecendo parte da conectividade do habitat (FORMAN et al., 2003; REE et al., 2007, GLISTA; DEVAULT; DEWOODY, 2009).

No caso do Brasil especificamente, a importância de ações mitigatórias é ainda maior devido à sua notável diversidade biológica, considerada a maior entre todos os países do mundo, representando cerca de 14% da biota mundial (MITTERMEIER et al., 1997). A maior diversidade de mamíferos existente no mundo também se encontra em território brasileiro, onde constantemente mais táxons são descritos e descobertos (VIVO, 1996; PATTERSON, 2000; PAGLIA et al., 2012).

Ressalta-se, ainda, que o Brasil possui biomas considerados “hotspots” de biodiversidade mundial (MITTERMEIER et al., 2004), apresentando alto grau de endemismo de espécies, incluindo mamíferos de hábito arborícola, como primatas e marsupiais (FONSECA et al., 1999; MYERS et al., 2000; REIS et al., 2008).

1.2 Sagui-de-tufos-pretos (*Callithrix penicillata*) como modelo de estudo

Os macacos do gênero *Callithrix*, conhecidos popularmente como saguis, são endêmicos do Brasil e chamam atenção devido à frequência com que são comumente observados pelas pessoas em diversas regiões do país, principalmente em cidades se desenvolveram desordenadamente e passaram a ocupar áreas antes inexploradas. Atualmente são reconhecidas seis espécies para este gênero (*Callithrix aurita*, *C. flaviceps*, *C. geoffroyi*, *C. jacchus*, *C. kuhli*, *C. penicillata*), apesar de haver registros de híbridos em algumas áreas de sobreposição (PASSAMANI et al., 1997; RYLANDS et al., 2000).

De uma forma geral, os saguis são animais de porte reduzido, pesam entre 300 e 450 gramas e comprimento total (cabeça e corpo) em torno de 250 milímetros (BICCA-MARQUES et al., 2011). São primatas arborícolas, capazes de habitar diversas fisionomias florestais, incluindo vegetações secundárias com alto grau de perturbação e fragmentação (STEVENSON; RYLANDS, 1988, RYLANDS; FARIA, 1993). Devido à sua alta plasticidade ecológica, podem ser encontrados em diferentes biomas, incluindo a Mata Atlântica (*C. aurita*, *C. flaviceps*, *C. geoffroyi*, *C. kuhli* e *C. jacchus*), o Cerrado (*C. penicillata*) e a Caatinga (*C. jacchus* e *C. penicillata*) (RYLANDS, 1996).

A dieta das espécies que pertencem a esse gênero tende a ser variada, composta por invertebrados (insetos, aranhas e moluscos), pequenos vertebrados e itens vegetais (exudatos, frutos, flores, sementes e néctar), podendo ocupar diferentes nichos alimentares, dependendo da disponibilidade e importância relativa de cada item na dieta (STEVENSON; RYLANDS, 1988). O tamanho da área de vida dos indivíduos é fortemente influenciada pela distribuição dos recursos alimentares (RYLANDS; FARIA, 1993, PASSAMANI; RYLANDS, 2000; CASTRO, 2003; VILELA, 2007; VILELA; DEL-CLARO, 2011).

Fatores, como diferenças na estrutura da mata, composição florística do hábitat e proximidade com grupos vizinhos, também representam variáveis determinantes em relação ao tamanho da área de vida (SCANLON; CHALMERS; CRUZ, 1989; RYLANDS; FARIA, 1993). Estudos pretéritos demonstram diferenças evidentes nas áreas de vida de diferentes espécies do gênero *Callithrix* entre diferentes regiões, podendo variar de 0,5 a 35 hectares e. g. (STEVENSON; RYLANDS, 1988, RYLANDS; FARIA, 1993; FERRARI et al., 1996, PASSAMANI; RYLANDS, 2000, VILELA; FARIA, 2004).

Segundo Stevenson e Rylands (1988), as espécies do gênero *Callithrix* deixam o sítio de dormida ao iniciar o dia, nas primeiras horas da manhã, e retornam ao entardecer, entre uma e três horas antes do fim da luz do dia. Normalmente, priorizam sítios de dormida localizados em meio à vegetação densa e emaranhados de cipós, em alturas entre 5 e 15 metros. Dessa forma, os grupos sociais possuem período ativo de em média, 10 horas por dia, ocupados entre atividades de forrageio, locomoção, alimentação, descanso e atividades sociais. Entre as atividades exercidas, destaca-se o forrageamento, no qual gastam mais de um quarto do período ativo (FERRARI et al. 1996, PASSAMANI, 1998). Eventualmente, podem explorar diferentes estratos arbóreos, ocupar bordas de florestas, além de utilizar o chão para cruzar pequenas áreas não florestadas para forragear (RYLANDS, 1993).

Os grupos formados podem variar tanto em composição de faixa etária quanto em quantidade de machos e fêmeas, normalmente variando de 3 a 16 indivíduos no total, com mais de um par de adultos, jovens e infantes, porém, com apenas uma fêmea reprodutora na maioria dos casos (RYLANDS, 1989; FERRARI et al., 1996; CRUZ; SCANLON, 1997; PASSAMANI; RYLANDS, 2000; VILELA; FARIA, 2004).

A espécie *Callithrix penicillata* possui uma ampla distribuição geográfica, englobando desde os estados do Maranhão e sudeste do Piauí até o norte de São Paulo, o que inclui a maior parte do estado da Bahia, Minas Gerais e Goiás, normalmente em ambientes típicos de cerrado (RYLANDS, 1996).

Habitats compostos por florestas de galeria, cerrado aberto e cerradão também são passíveis de serem ocupados pela espécie, pois ela é capaz de sobreviver em ambientes de sazonalidade marcada e baixa produtividade (RYLANDS; FARIA, 1993); embora apresente ampla ocorrência e capacidade de sobreviver em habitats relativamente degradados, incluindo determinadas

regiões dos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro nas quais foi introduzida, a mesma encontra-se em declínio populacional em algumas áreas constituintes de sua distribuição geográfica original (RYLANDS; COIMBRA FILHO; MITTERMEIER, 1993).

Dessa forma, por ser uma espécie de primata com grande plasticidade ecológica, adaptada a viver em ambientes perturbados, facilmente encontrada na região sul de Minas Gerais, e comumente encontrada atropelada em rodovias na região, *Callithrix penicillata* foi escolhida como modelo de estudo para o desenvolvimento do estudo sobre preferência de locais de travessia em rodovias.

REFERÊNCIAS

- BICCA-MARQUES, J. C.; SILVA, V. M.; GOMES, D. F. Ordem primates. In: REIS, N. R. et al. (Ed.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Nélío R. dos Reis, 2011. p. 111-113.
- CASTRO, C. S. S. Tamanho da área de vida e padrão de uso do espaço em grupos de saguis, *Callithrix jacchus* (Linnaeus) (Primates, Callitrichidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v.20, n. 1, p. 91-96, mar. 2003.
- CRUZ, M. A. M.; SCANLON, C. E. Mudanças no tamanho e na composição de grupos sociais de *Callithrix jacchus* em ambiente natural, p.72-80. In: FERRARI, S. F.; SCHNEIDER, H. (Ed.). **A primatologia no Brasil**. Belém: Universidade Federal do Pará, 1997. v. 5. 364p.
- FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. **Ecology and society**, Ottawa, v. 14, p. 21, 2009.
- FERRARI, S. F.; DIGBY, L. J. Wild *Callithrix* groups: stable extended families? **American Journal of Primatology**, New York, v. 38, n. 1, p. 19-27, 1996.
- FONSECA, G.A.B. da; HERRMANN, G.; LEITE, Y.L.R. Macrogeography of brazilian mammals. In: EISENBERG, J. F.; REDFORD, K. H. (Ed.). **Mammals of the neotropics: the central neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil**. Chicago: University of Chicago Press, 1989. v.3, p. 549-563.
- FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 29, p. 207-231, 1998.

FORMAN, R. T. T. et al. **Road ecology: science and solutions**. Washington, DC.: Island Press, 2003.

GIBBS, J. P.; SHRIVER, G. Estimating the effects of road mortality on turtle populations. **Conservation Biology**, Malden, v.16, n. 6, p.1647–1652, Dec. 2002.

GLISTA, D. J.; DEVAULT, T. L.; DEWOODY, J. A. Vertebrate road mortality pre-dominately impacts amphibians. **Herpetological Conservation and Biology**, Corvallis, v. 3, n. 1, p.77–87, Feb. 2008.

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

GOOSEM, M.; IZUMI, Y.; TURTON, S. Efforts to restore habitat connectivity for an upland tropical rainforest fauna: atrial of underpasses below roads. **Ecological Management & Restoration**, Victoria, v. 2, n.4, p. 196–202, 2001.

GOOSEM, M. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. **Current Science**, Bangalore, v. 93, n.11, p. 1587–1595, Dec. 2007.

GOOSEM, M. et al. Highway overpass evaluation of effectiveness: kuranda range road upgrade project. James Cook University, Australia, Cairns, 2008.

HAYES, I. F.; GOLDINGAY, R.L. Use of fauna road-crossing structures in north- eastern New South Wales. **Australian Mammalogy**, Victoria, v. 31, n.1, p.89–95, 2009.

HUIJSER, M. P.; ABRA, F. D.; DUFFIELD, J. W. Mammal road mortality and cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) in São Paulo State, Brazil. **Oecologia Australis**, Victoria, v. 17, n.1, p. 129-146, 2013.

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

JAEGER, J. A. G.; FAHRIG, L. Effects of road fencing on population persistence. **Conservation Biology**, Oxford, v. 18, n.12, p. 1651–1657, Dec. 2004.

JAEGER, J. A. G. et al. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. **Ecological Modeling**, Amsterdam, v.185, n.2-4, p. 329-348, July 2005.

KANOWSKI, J. et al. Community survey of the distribution of Lumholtz's tree-kangaroo on the Atherton Tablelands, north-east Queensland. **Pacific Conservation Biology**, Oxford, v. 7, n. 1, p. 79–86, 2001.

LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, London, v. 24, n. 12, p. 659–669, Dec. 2009.

MATA, C. et al. Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. **Biological Conservation**, Oxford, v. 124, n. 3, p.397-405, Aug. 2005.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Megadiversity**: earth's biologically wealthiest nations. Mexico: CEMEX, Conservation International, Agrupación Sierra Madre, 2005. 501 p.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots Revisited**: earth's biologically richest and most endangered ecoregions. Mexico: CEMEX, 2004. 390 p.

MCGREGOR, R. L., BENDER, D. J.; FAHRIG, L. 2008. Do small mammals avoid roads because of the traffic ? **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.45, n.1, p. 117-123, Feb. 2008.

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

PAGLIA, A. P. et al. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. 2nd ed. Arlington: Conservation International, 2012. 76 p. (Occasional Papers in Conservation Biology, 6).

PASSAMANI, M. et al. Hybridization between *Callithrix geoffroyi* and *C. penicillata* in southeastern Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Primates**, Belo Horizonte, v.5, n.1,p. 9-10, 1997.

PASSAMANI, M. Activity budget of geoffroy's marmoset (*Callithrix geoffroyi*) in an Atlantic Forest in southeastern Brazil. **American Journal of Primatology**, New York, v. 46, n.4, p.333-340, 1998.

PASSAMANI, M.; RYLANDS, A. B. Home range of a geoffroy's marmoset group, *Callithrix geoffroyi* (*Primates, Callitrichidae*) in southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 60, n.2, p. 275-281, jun. 2000.

PATTERSON, B.D. Patterns and trends in the discovery of new Neotropical mammals. **Diversity and Distributions**, Oxford, v.6, p.145-151, 2000.

REIS, N. R. et al. Sobre os primatas brasileiros. In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; ANDRADE, F. R. (Ed.). **Primatas brasileiros**. Londrina: Technical Books, 2008. p. 17-21.

RYLANDS, A. B. Sympatric brazilian callitrichids: the black tufted-ear marmoset, *Callithrix kuhli*, and the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*. **Journal of Human Evolution**, London, v. 18, n.7, p. 679-695, Nov. 1989.

RYLANDS, A. B.; FARIA, D. S. Habitats, feeding ecology, and home range size in the Genus *Callithrix*. In: RYLANDS, A. B. (Ed.). Marmosets and tamarins: systematics, behavior and ecology. Oxford: Oxford University Press, 1993. p. 262-272.

RYLANDS, A. B., COIMBRA-FILHO, A. F.; MITTERMEIER, R. A. Systematics, geographic distribution, and some notes on the conservation status of the *Callitrichidae*. In: RYLANDS, A. B. (Ed.). Marmosets and tamarins: systematics, behaviour, and ecology. Oxford: University Press, Oxford, 1993. p. 11-77.

RYLANDS, A. B. Habitat and the evolution of social and reproductive behavior in *Callitrichidae*. **American Journal of Primatology**, New York, v.38, n. 1, p. 5-18, 1996.

RYLANDS, A. B. et al. An assessment of the diversity of New World Primates. **Neotropical Primates**, Belo Horizonte, v. 8, n.2, p. 61-93, 2000.

RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. **Biological Conservation**. London, v.147, n.1, p.87-98, Mar. 2012.

STEVENSON, M. F.; RYLANDS, A. B. The marmosets, genus *Callithrix*. In: MITTERMEIER, A. B.; COIMBRA-FILHO, A. F.; FONSECA, G. A. B. (Ed.). Ecology and behavior on neotropical primates. Washington, D. C.: World Wildlife, 1988. p. 131-211.

REE, R. van der et al. Overcoming the barrier effect of roads – how effective are mitigation structures? An international review of the use and effectiveness of underpasses and overpasses designed to increase the permeability of roads for wildlife. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ECOLOGY AND TRANSPORTATION, 2007, Carolina do Norte. **Proceedings...** Raleigh: Road Ecology Center, 2007. p. 423-432.

VILELA, S. L.; FARIA, D. S. Dieta de *Callithrix penicillata* (Primates, Callitrichidae) em áreas de cerrado do Distrito Federal, Brasil. **Neotropical Primates**, Belo Horizontes, v.10, n.1, p. 17-20, 2004.

VIVO, M. How many species of mammals are there in Brazil ?. Taxonomic practice and diversity evaluation. In: BICUDO, C. E. M.; MENEZES, N.A. (Ed.). Biodiversity in Brazil: a first approach. São Paulo: CNPq, 1996. pp. 313-321.

VILELA, S. L. Simpatría e dieta de *Callithrix penicillata* (Hershkovitz) (Callitrichidae) e *Cebus libidinosus* (Spix) Cebidae em matas de galeria do Distrito Federal, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 24, n. 3, p. 601-607, 2007.

VILELA, A. A.; DEL-CLARO, K. Feeding behavior of the Black-tufted-ear marmoset (*Callithrix penicillata*) (Primata, Callitrichidae) in a tropical cerrado savana. **Sociobiology**, Chicago, v. 58, n. 2, p. 309-311, 2011.

SCANLON, C. E.; CHALMERS, N. R.; CRUZ, M. A. O. M. Home range use and the exploitation of gum in the marmosets *Callithrix jacchus*. **International Journal of Primatology**, New York, v.10, n. 2, p. 123-136, Apr. 1989.

STEVENSON, M. F.; RYLANDS, A. B. The marmosets genus *Callithrix*. In: MITTERMEIER, R.A. et al. (Ed.). **Ecology and behaviour of neotropical primates**. Washington: World Wildlife Fund, 1988. p. 131-222.

TAYLOR, B. D.; GOLDINGAY, R. L. Restoring connectivity in landscapes fragmented by major roads: a case study using wooden poles as “stepping stones” for gliding mammals. **Restoration Ecology**, Hoboken, v. 20, n. 6, p. 665-795, 2011. Disponível em: < <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.2012.20.issue-6/issuetoc>>.

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

WESTON, N. G. The provision of canopy bridges to reduce the effects of linear barriers on arboreal mammals in the Wet Tropics of northeastern Queensland. 2003. Thesis (M.Sc.) – James Cook University, Cairns, 2003.

WILSON, R. F. The impact of anthropogenic disturbance on four species of arboreal folivorous possums in the rainforest of north eastern Queensland, Australia. 2000. Thesis (Ph.D) – James Cook University, Cairns, 2000.

WILSON, R. F.; MARSH, H.; WINTER, J. Importance of canopy connectivity for home range and movements of the rainforest arboreal ringtail possum (*Hemibelideus lemuroides*). **Wildlife Research**, Victoria, v.34, n.3, p. 177–184, 2007.

CAPÍTULO 2

DIAGNÓSTICO DOS IMPACTOS DE RODOVIAS SOBRE PRIMATAS NO BRASIL

RESUMO

Clareiras lineares formadas por rodovias podem causar a desestruturação de populações de diferentes espécies, sobretudo aquelas de hábito obrigatoriamente arborícola. No Brasil, a presença de primatas entre os registros de espécies atropeladas já foi demonstrada em diversas rodovias. No presente estudo tem-se como objetivo elaborar um diagnóstico sobre os impactos de rodovias sobre primatas no Brasil que contribua para o direcionamento dos esforços de pesquisa e subsidie a estratégia de conservação das espécies afetadas. Um formulário com perguntas envolvendo a temática acerca dos impactos de rodovias sobre primatas foi desenvolvido e enviado para pesquisadores especialistas em primatas. Os resultados apresentados neste estudo foram gerados com base das respostas de um total de 36 pesquisadores com alto nível de experiência. Os cinco impactos causados por rodovias com maior grau de ameaça a primatas foram: formação de áreas abertas, caça, atropelamento, introdução de espécies exóticas e ruído sonoro. Ao todo, 63 espécies de primatas brasileiros foram citadas como espécies comprovadamente impactadas por atropelamentos. Os pesquisadores relataram haver 15 localidades em que passagens de fauna aéreas foram instaladas para o uso de primatas. Em relação ao interesse de participar de algum trabalho relacionado ao tema futuramente, apenas 14 dos 36 pesquisadores afirmaram tê-lo. Esperamos que o presente estudo sirva como referência para a proposição de políticas públicas associadas à conservação das espécies de primatas, sendo esse um importante objeto de consulta por parte de órgãos e instituições ambientais relacionadas ao tema.

Palavras-chave: Macacos. Atropelamento. Efeitos marginais. Ecologia de estradas.

ABSTRACT

Linear clearings formed by roads can cause disruption of populations of different species, particularly those of obligatory arboreal habit. In Brazil, the presence of primates between records of run over species has been demonstrated in several roads. This study aims to make a diagnosis on the impacts of roads on primates in Brazil which contributes to the direction of research efforts and subsidizes the conservation strategy of the affected species. A form with questions involving the issue of the impacts of roads on primates was developed and sent to expert researchers in primates. The results presented in this study were generated from the responses of a total of 36 researchers with a high level of experience. The five impacts of roads with a higher degree of threat to primates were: formation of open areas, hunting, trampling, introduction of exotic species and audible noise. Altogether, 63 species of Brazilian primates were cited as demonstrably impacted by trampling. The researchers reported that there were 15 locations where aerial fauna passages were installed for the use of primates. Only 14 of the 36 researchers claimed to have interest to participate in any future work related to the topic. We hope that the present study will serve as a reference for proposing public policies associated with the conservation of primate species, since it is an important consultation issue for environmental agencies and institutions related to the theme.

Keywords: Monkeys. Trampling. Marginal effects. Road ecology.

1 INTRODUÇÃO

Com o constante avanço da malha rodoviária mundial, diversos estudos relacionados aos impactos ambientais dessas estruturas vêm sendo desenvolvidos, no intuito de propor medidas de mitigação, principalmente voltadas para a proteção da fauna. Nesse sentido, já existem várias medidas de mitigação propostas, implementadas e testadas em rodovias de diferentes países pioneiros nesse tipo de iniciativa, entre eles: EUA, Canadá, Alemanha, Holanda, Austrália e outros (GLISTA et al. 2009).

Alguns grupos zoológicos são beneficiados com a criação de medidas de mitigação específicas, como, por exemplo, a implantação de estruturas de passagem de fauna que viabilizem a travessia segura dos animais pela rodovia (CLEVINGER e WALTHO 2000). As espécies de maior porte, tais como grandes mamíferos carnívoros, normalmente são consideradas espécies-alvo da mitigação, uma vez que representam uma ameaça à segurança dos motoristas que trafegam na rodovia, devido ao risco de colisões (e.g. DUSSALT et al. 2006, HUIJSER et al. 2013). Logo, algumas espécies-alvo são mais estudadas e, conseqüentemente, medidas de mitigação destinadas a elas tendem a ser mais efetivas.

Os primatas representam um dos grupos faunísticos menos estudados em relação aos impactos causados por rodovias. Ainda que existam estudos de longo prazo que avaliam os impactos de rodovias sobre espécies de marsupiais arborícolas na Austrália (e.g. WILSON et al. 2007; TAYLOR e GOLDINGAY 2009, van der REE et al. 2010, WESTON et al. 2011), eles não são suficientes para serem utilizados como modelo para macacos, tendo em vista que os grupos não são ecologicamente relacionados. Apesar de compartilharem o hábito arborícola, os macacos são predominantemente diurnos, ao passo que os marsupiais arborícolas são predominantemente noturnos (van der REE et al.

2004; BICCA-MARQUES et al. 2011); além disso, macacos são, em sua maioria, espécies sociais e territorialistas, características que influenciam nos padrões de deslocamento e dispersão (PUSEY e PARCKER 1987).

A construção de rodovias desencadeia diversos efeitos negativos sobre a fauna silvestre; porém, a fragmentação do hábitat (GOOSEM 2007, LAURANCE et al. 2009) e a mortalidade direta resultante de colisões entre animais e veículos (FORMAN e ALEXANDER 1998, TROMBULAK e FRISSELL 2000) são os que representam maior ameaça de conservação para espécies que vivem nessas áreas. As rodovias constituem uma barreira (parcial ou completa) para o deslocamento de determinadas espécies de mamíferos terrestres e arborícolas (McGREGOR et al. 2008, FUENTES-MONTEMAYOR et al. 2009, van der REE et al. 2010). Clareiras lineares formadas por rodovias podem causar a desestruturação e o isolamento de populações de diferentes grupos e espécies, sobretudo aquelas de hábito obrigatoriamente arborícola (WILSON et al. 2007). O grau de interferência do chamado efeito-barreira irá depender do comportamento das espécies afetadas, bem como de aspectos da paisagem e características da rodovia (GOOSEM 2007).

No Brasil, a presença de primatas entre os registros de espécies atropeladas já foi demonstrada em diversas rodovias (e.g. VIEIRA 1996, CHEREM et al. 2007, GUMIER-COSTA e SPERBER 2009, ZALESKI et al. 2009). Apesar da notável diversidade de mamíferos em território brasileiro (VIVO 1996; PAGLIA et al. 2012) e do alto grau de endemismo de espécies, entre elas vários primatas (FONSECA et al. 1999, REIS et al. 2008), apenas estudos pontuais foram conduzidos até o momento nos quais se avaliam passagens de fauna aéreas para primatas em rodovias brasileiras (e.g. VALLADARES-PÁDUA et al. 1995, LOKSCHIN et al. 2007, TEIXEIRA et al. 2013).

Tendo em vista o potencial impacto de rodovias sobre populações de primatas e o conhecimento incipiente do tema, o presente estudo tem como objetivo elaborar um diagnóstico sobre os impactos de rodovias sobre primatas no Brasil, como forma de identificar os principais impactos à conservação das espécies, listar as espécies de macacos vulneráveis ao atropelamento, mapear as rodovias nas quais existem medidas de mitigação implementadas, além de reconhecer lacunas de conhecimento e elencar os estudos prioritários para os próximos anos.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Um formulário com perguntas envolvendo a temática acerca dos impactos de rodovias sobre primatas foi desenvolvido com auxílio da “plataforma” Google Drive, modalidade “criar formulário” (anexo 1). Esse formulário foi enviado para diversos pesquisadores brasileiros especialistas em primatas, por meio dos seus respectivos e-mails institucionais, disponíveis nos sites das instituições em que atuam. Projetos de pesquisa com primatas foram identificados em *sites* de busca na internet, bem como laboratórios de pesquisa com primatas em *sites* de universidades públicas e setores relacionados ao assunto de órgãos ambientais públicos, objetivando, assim, ter acesso a maior quantidade possível de nomes e e-mails de profissionais envolvidos. Adicionalmente, o mesmo formulário foi enviado para e-mails de grupos de discussão de assuntos relacionados a primatas. Ao final do levantamento, totalizamos 255 e-mails para os quais o formulário foi enviado. O período de envio e aguardo das respostas dos formulários foi de 27 de julho a 27 de agosto de 2013. Todas as regiões do território brasileiro tiveram representantes contemplados com o envio do formulário.

Apesar do elevado número de e-mails enviados, obtivemos resposta de apenas 65 profissionais ao final do período de divulgação do formulário. Posteriormente, filtramos apenas as respostas de pessoas com experiência mínima de cinco anos em estudos com primatas, conforme consulta realizada no currículo Lattes, restando 36 respostas a serem analisadas. Essa triagem das respostas visou a priorizar apenas respostas embasadas em experiências de médio e longo prazo sobre o assunto, de forma a subsidiar a tomada de decisões em relação à estratégia de conservação das espécies em nível nacional.

As perguntas do formulário avaliaram a percepção dos pesquisadores em relação aos impactos causados por rodovias que representam maior ameaça à

conservação de primatas, o grau de ameaça que cada impacto causa sobre as populações de primatas brasileiros, como eles avaliam o impacto por atropelamento em primatas, bem como quais as espécies brasileiras que são acometidas pelo atropelamento em rodovias. Além disso, pedimos que os pesquisadores informassem quais as rodovias conhecidas em que passagens de fauna para primatas foram instaladas e quais delas eram monitoradas, a fim de se avaliar a efetividade. Dessas passagens os pesquisadores também responderam se já haviam desenvolvido algum estudo de impacto de rodovias sobre primatas e qual impacto foi avaliado. Por último, os pesquisadores foram questionados se pretendiam participar ou conduzir algum estudo relacionado aos impactos de rodovias sobre primatas nos próximos anos.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Entre todos os impactos de rodovia sobre primatas citados pelos pesquisadores, a formação de áreas abertas foi o impacto mais representativo, presente em 94,4% das respostas dadas (Figura 1).

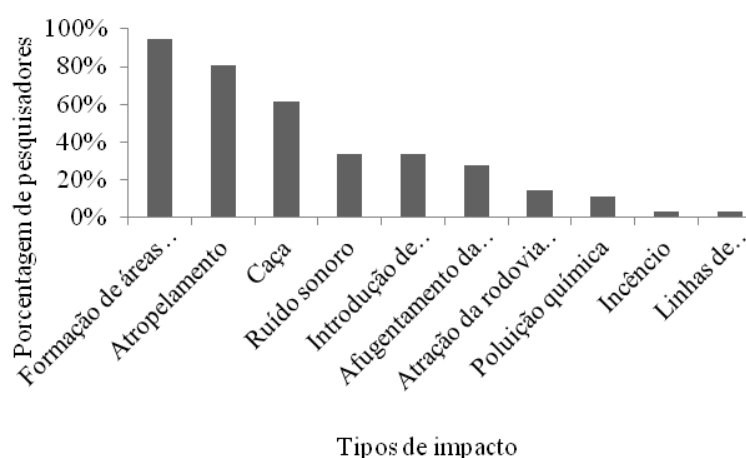


Figura 1 Representatividade dos tipos de impacto causados por rodovias sobre primatas citados pelos pesquisadores.

Devido à maioria das espécies de primatas brasileiros serem sensíveis à fragmentação e perda de habitat, bem como exigentes de áreas com alta densidade florestal (REIS et al. 2008), a formação de áreas abertas decorrente da construção de uma rodovia interfere exatamente nas condições necessárias para a ocorrência dessas espécies de primatas.

O atropelamento foi o segundo impacto mais citado pelos pesquisadores (80,5%) devido ao seu potencial de afetar negativamente a abundância local de espécies que vivem próximas à área em que a rodovia se encontra, causando a sua redução populacional das mesmas (RYTWINSKI; FAHRIG, 2009). Apesar de várias espécies de macacos não serem capazes de se deslocar por grandes

distâncias pelo chão, suas populações acabam isoladas entre fragmentos florestais cortados por rodovias, ao passo que aquelas que toleram atravessar áreas abertas se expõem ao risco de atropelamento à medida que não são hábeis o suficiente para se deslocar com a mesma velocidade e eficiência que conseguem desempenhar pelo estrato arbóreo.

O impacto relacionado à caça também foi ressaltado por 61,1% dos pesquisadores, uma vez que a construção de rodovias em áreas florestadas facilita a ação de caçadores na região, aproveitando as vias de acesso da rodovia para adentrar a área (LAURANCE et al. 2009). Logo, o impacto da caça não é causado diretamente pela rodovia, mas está indiretamente relacionado.

Assim como a caça é impulsionada quando a rodovia está presente, outro impacto que segue o mesmo padrão é a introdução de espécies exóticas, citada por 33,3% dos pesquisadores como um relevante impacto sobre primatas. Normalmente, onde há ocupação e atividade humana constante, maior é a probabilidade de espécies exóticas serem introduzidas no local e se estabelecerem (TAYLOR e IRWIN 2004). Se a rodovia favorece a ocupação humana, conseqüentemente poderá estar favorecendo a introdução de espécies exóticas (LAURANCE et al. 2009). No caso de macacos, sabe-se que a introdução de uma espécie exótica pode causar a supressão populacional e alteração comportamental de espécies nativas, devido à sobreposição de nicho e competição ecológica, podendo representar uma ameaça de conservação (RUIZ-MIRANDA et al. 2006).

Em relação ao ruído sonoro e ao afugentamento da área de ocorrência, os dois impactos também foram apontados por uma parcela considerável dos pesquisadores (33,3% e 27,8%, respectivamente). Ambos são considerados impactos indiretos da rodovia sobre a fauna, causando principalmente alterações comportamentais das espécies que normalmente passam a evitar a rodovia e se distanciar dela (JAEGER et al., 2005, RYTWINSKI; FAHRIG, 2009).

Os impactos relacionados à atração da rodovia para as margens, poluição química, incêndio e linhas de transmissão de energia foram citados em menor proporção. Acreditamos que esses aspectos foram citados devido a situações pontuais conhecidas por uma parcela menor dos pesquisadores, havendo necessidade de se conhecer melhor o grau de influência que eles têm sobre a comunidade de primatas.

Além de apontar os principais impactos causados por rodovias sobre primatas, os pesquisadores classificaram o grau de ameaça de cada um dos impactos que julgaram relevantes. Levando em consideração apenas a quantidade de vezes que os impactos foram citados pelos pesquisadores, o ranking do impacto mais citado ao menos citado foi: formação de áreas abertas, atropelamento, caça, ruído sonoro, introdução de espécies exóticas, afugentamento da área de ocorrência, atração da rodovia para as margens, poluição química, incêndio e linhas de transmissão de energia. Entretanto, ao considerarmos a classificação dos pesquisadores em relação ao grau de ameaça dos impactos, atribuindo pesos distintos a cada grau de ameaça, observamos que o ranking de ameaça dos impactos não correspondeu ao ranking de impactos citados (Tabela 1).

Tabela 1 Número de pesquisadores que classificaram o grau de ameaça de cada tipo de impacto de rodovias sobre primatas. Para os três diferentes graus de ameaça pré-definidos, um peso foi atribuído, sendo preocupante = 1, muito preocupante = 2 e extremamente preocupante = 3. A coluna de pontuação total representa o somatório do número de pesquisadores que classificaram cada impacto pelo seu grau de ameaça, multiplicado pelo peso atribuído ao grau de ameaça. A coluna de ranking representa a ordem de pontuação dos tipos de impacto, em que 1 equivale a maior pontuação (mais impactante) e 10 a menor (menos impactante).

TIPOS DE IMPACTO	Preocupante (x 1)	Muito preocupante (x 2)	Extremamente preocupante (x 3)	Pontuação Total	Ranking
Formação de áreas abertas	3	11	20	85	1
Atropelamento	14	7	6	46	3
Caça	2	8	11	51	2
Ruído sonoro	6	3	3	21	5
Introdução de espécies exóticas	1	3	7	28	4
Afugentamento da área de ocorrência	4	2	4	20	6
Atração da rodovia para as margens	1	2	1	8	8
Poluição química	3	0	0	3	9
Incêndio	0	0	3	9	7
Linhas de transmissão de energia	0	1	0	2	10

Ao todo, os pesquisadores citaram 63 espécies de primatas brasileiros como espécies comprovadamente impactadas por atropelamentos, são elas: *Sapajus apella*, *Sapajus cay*, *Sapajus nigritus*, *Sapajus xanthosternos*, *Sapajus robustus*, *Sapajus libidinosus*, *Cebus olivaceus*, *Callithrix aurita*, *Callithrix penicillata*, *Callithrix geoffroyi*, *Callithrix flaviceps*, *Callithrix jacchus*, *Leontopithecus chrysomelas*, *Leontopithecus caissara*, *Leontopithecus rosalia*, *Leontopithecus chrysopygus*, *Cebuella pygmaea*, *Saguinus fuscicollis*, *Saguinus labiatus*, *Saguinus bicolor*, *Saguinus midas*, *Saguinus imperator*, *Saguinus martinsi*, *Saguinus niger*, *Saguinus pileatus*, *Saimiri ustus*, *Saimiri sciureus*, *Mico rondoni*, *Mico humeralifer*, *Mico melanurus*, *Mico argentatus*, *Mico*

emiliae, *Mico leucippe*, *Aotus azarai*, *Aotus nigriceps*, *Alouatta caraya*, *Alouatta puruensis*, *Alouatta clamitans*, *Alouatta macconnelli*, *Brachyteles hypoxanthus*, *Brachyteles arachnoides*, *Ateles chamek*, *Ateles paniscus*, *Ateles belzebuth*, *Ateles marginatus*, *Lagothrix cana*, *Pithecia pithecia*, *Pithecia irrorata*, *Cacajao calvus calvus*, *Cacajao rubiduncus*, *Chiropotes sagulatus*, *Chiropotes albinasus*, *Callicebus cinerascens*, *Callicebus nigrifrons*, *Callicebus brunneus*, *Callicebus dubius*, *Callicebus bernhardi*, *Callicebus personatus*, *Callicebus barbarabrownae*, *Callicebus melanochir*, *Callicebus moloch*, *Callicebus coimbrai*, *Callicebus pallescens*.

Entre as espécies listadas, existem algumas com diferentes níveis de ameaça de extinção em nível global (IUCN, 2013), sendo 6,3% delas classificadas como “ criticamente em perigo ” e 20,6% como “ Em perigo ”, totalizando 26 espécies ameaçadas (Figura 2). É importante notar que dessas 26 espécies ameaçadas em nível global, 19 também constam no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (CHIARELLO et al. 2008), ameaças em nível nacional, chamando ainda mais a atenção para a necessidade urgente de mitigar esse impacto sobre o grupo no Brasil.

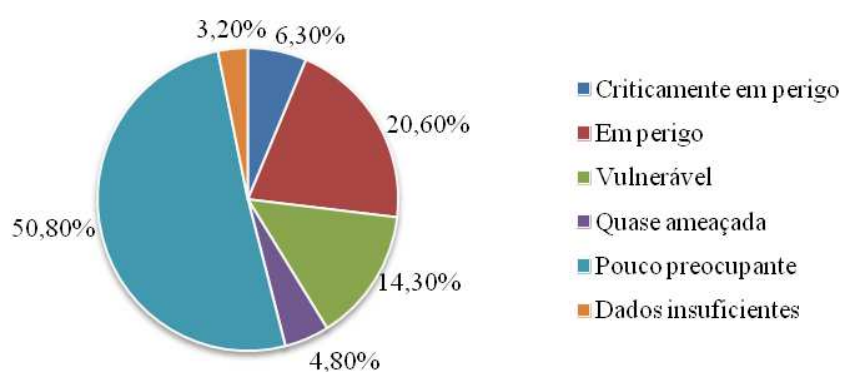


Figura 2 Representatividade das categorias de ameaça de extinção entre as espécies de macaco impactadas por atropelamento no Brasil, segundo informações fornecidas pelos pesquisadores que responderam o formulário.

Tendo em vista a falta de conhecimento acerca da influência que o impacto oriundo dos atropelamentos causa sobre as populações dessas espécies, aquelas com maior risco de extinção devem ser consideradas prioritárias para o desenvolvimento de novos estudos nos próximos anos, de forma que possamos propor estratégias de conservação e medidas de mitigação mais bem embasadas.

Os pesquisadores relacionaram 15 localidades onde existem passagens de fauna aéreas voltadas para o uso de primatas em rodovias brasileiras (Tabela 2). A maior parte delas se concentra nas Regiões Norte e Sudeste (cinco em cada uma).

Tabela 2 Lista de rodovias brasileiras em que existem passagens aéreas instaladas para primatas, por Estado e Região, além da indicação das que estão sendo monitoradas atualmente, a fim de se avaliar efetividade de uso.

Rodovia	Monitoramento	Estado	Região
BR 174 - Reserva Indígena Waimiri Atroari	Sim	RR	Norte
Vias do campus universitário da UFAM - Manaus	Sim	AM	Norte
Estrada da Refinaria REMAN - Manaus	Não	AM	Norte
RO 257 - Ariquemes	Não	RO	Norte
BR 101 - Rebio Guaribas	Não	PA	Norte
BR-101 - Entre João Pessoa e Natal	Não	PB/RN	Nordeste
BA 262 - Entre Ilhéus e Itacaré	Não	BA	Nordeste
Área Urbana de Brasília - Lago Norte	Não	DF	Centro-Oeste
BR 262 - Entre Aquidauana e Corumbá	Não	MS	Centro-Oeste
BR 101 - Rebio Sooretama	Não	ES	Sudeste
MG 401 - Entre Manga e Mocambinho	Não	MG	Sudeste
Área Rural de Lençóis Paulista	Não	SP	Sudeste
Área Urbana de São Paulo - Serra da Cantareira	Não	SP	Sudeste
Área Urbana de São Paulo - Av. Miguel Stéfano	Não	SP	Sudeste
Área Rural de Porto Alegre - Lami	Sim	RS	Sul
Total			15

Esse panorama pode ser explicado por fatores distintos em cada região: o Norte, por representar a região de predomínio do bioma Amazônia (IBGE 2004), o qual abriga uma vasta diversidade de primatas (PAGLIA et al. 2012), ao passo que, o Sudeste, por concentrar um grande número de pesquisadores, mas principalmente devido à maior malha rodoviária (DNIT 2012), incluindo rodovias administradas por concessionárias que são obrigadas a aplicar medidas de mitigação para reduzir os atropelamentos.

Além do pequeno número de passagens aéreas identificadas, apenas três delas estão sendo monitoradas para avaliar efetividade. Esse é um aspecto a ser considerado para as próximas passagens de fauna a serem implementadas, bem como incentivar o monitoramento das que já existem, uma vez que o custo associado à sua elaboração e instalação deve resultar em estruturas eficientes que garantam a travessia segura dos animais.

Apenas 12 dos 36 pesquisadores do presente estudo já participaram de algum trabalho envolvendo impactos de rodovias sobre primatas. Entre as diferentes linhas de pesquisa que os pesquisadores afirmaram ter participado, a maioria envolveu trabalhos com atropelamento de fauna (58,3%), seguido de planejamento e medidas de mitigação (ambos 50%) (Figura 3).

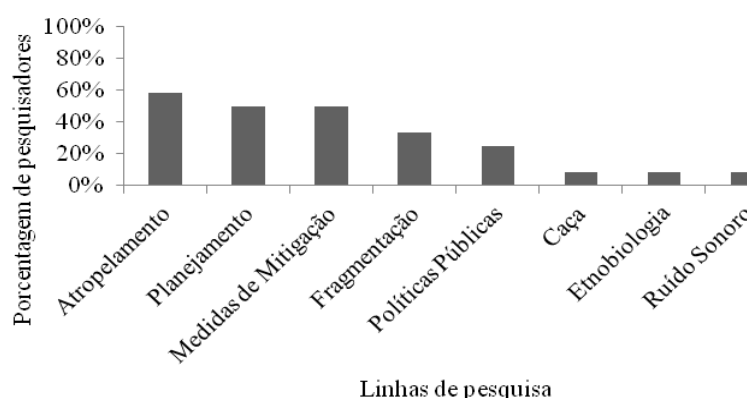


Figura 3 Representatividade das diferentes linhas de pesquisa entre os trabalhos que os pesquisadores estiveram envolvidos.

Durante muitos anos, os trabalhos que abordaram ecologia de estradas no Brasil se restringiam a estudos de atropelamento de fauna (BAGER et al. 2007), até que os pesquisadores começassem a despertar interesse por outras linhas de estudo relacionadas ao tema. De fato, o atropelamento é o impacto de rodovias sobre primatas mais estudado e conhecido até o momento. Ainda que o nível de conhecimento continue incipiente, já sabemos que o atropelamento é responsável pela mortalidade de uma quantidade vasta de espécies. Ainda assim, existe uma evidente necessidade de preencher outras lacunas de conhecimento, representadas pelos efeitos marginais de rodovias sobre primatas, além de testes com diferentes designs de passagens de fauna aéreas voltadas para determinadas espécies.

Em relação ao interesse em participar de algum trabalho relacionado ao tema futuramente, 14 dos 36 pesquisadores responderam que sim, o que representa apenas 38,9% do total. Acreditamos que a falta de interesse pelo tema esteja associada à falta de interação entre pesquisadores atuantes em ecologia de estradas e pesquisadores especialistas em primatas, bem como à falta de comunicação com os setores responsáveis pelas políticas públicas relacionadas à proteção do meio ambiente e gerência de rodovias.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esperávamos uma participação maior do público acadêmico quanto às respostas dos formulários; entretanto, acreditamos que as 36 respostas oriundas de profissionais dotados de grande experiência em estudos com primatas representem a percepção de grande parte da comunidade científica. Constatou-se que os impactos de rodovias sobre primatas não se restringem apenas ao atropelamento; outros fatores, como por exemplo, a formação de áreas abertas e a caça se mostraram mais impactantes. A diversificação de linhas de pesquisa associadas aos impactos causados por rodovias mostra-se necessária para subsidiar a correta avaliação da influência que cada impacto apresenta sobre a persistência de uma dada população de primatas.

O atropelamento mostrou-se mais preocupante do que esperávamos devido ao elevado número de espécies de primatas que os pesquisadores afirmaram ter conhecimento de registros de morte por atropelamento. Além disso, algumas dessas espécies encontram-se seriamente ameaçadas de extinção, o que exige que a influência desse impacto deva ser cuidadosamente avaliada. Algumas espécies apresentam populações extremamente reduzidas e a perda de indivíduos em razão de atropelamento pode vir a comprometer a sua viabilidade populacional. Logo, esse impacto deve ser considerado em estudos que envolvam análise de viabilidade populacional de espécies de primatas em perigo de extinção.

Ainda que a conservação de primatas tenha um grande enfoque no Brasil, também destacamos a escassez de medidas de mitigação aplicadas especificamente aos primatas em rodovias. Estudos de caso com medidas mitigadoras devem ser estimulados em todas as regiões do país, de forma a embasar uma estratégia de mitigação respaldada nos atributos de designs de passagens de fauna mais eficientes para primatas.

Esperamos que o presente estudo sirva como referência para a proposição de políticas públicas associadas à conservação das espécies de primatas (como por exemplo, os planos de ações nacionais de espécies de primata ameaçadas), sendo esse um importante objeto de consulta por parte de órgãos e instituições ambientais relacionadas ao tema.

REFERÊNCIAS

- BAGER, A.; PIEDRAS, S. R. N.; PEREIRA, T. S. M. & HOBUS, Q. 2007. Fauna selvagem e atropelamento – Diagnóstico do conhecimento brasileiro. In: Bager, A. (Ed.), Áreas Protegidas: Repensando as escalas de atuação. Porto Alegre, Brasil, pp. 49-62.
- BICCA-MARQUES, J. C.; MARTINS DA SILVA, V. & FICHTNER GOMES, D. Ordem Primates. In: Reis, N. R., Perachi, A. L., Pedro, W. A., Passos de Lima, I. (Eds.) Mamíferos do Brasil. Londrina, pp. 107-132.
- CÁCERES, N. C., HANNIBAL, W., FREITAS, D. R., SILVA, E. L., ROMAN, C. & CASELLA, J. 2010. Mammal occurrence and roadkill in the adjacent ecoregions (Atlantic Forest and Cerrado) in south-western Brazil. *Zoologia* 27 (5): 709-717.
- CHEREM, J. J.; KAMMERS, M.; GUIZONI-JR, I. R. & MARTINS, A. 2007. Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. *Biotemas*, 20(3): 81-96.
- CHIARELLO, A. G., AGUIAR, L. M. S., CERQUEIRA, R., MELO, F. R., RODRIGUES, F. H. G., DA SILVA, V. M. 2008. Em: Machado, A. B. M., Drummond, G. M., Paglia, A. P. (Eds.). Mamíferos. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, vol.2., Ministério do Meio Ambiente, Brasília, pp. 680-883.
- CLEVINGER, A. P. & WALTHO, N. 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* 14, 47–56.
- DNIT. 2012. Evolução da Malha Rodoviária. Disponível em <<http://www.dnit.gov.br/planejamento-e-pesquisa/planejamento/evolucao-da-malha-rodoviaria>>.

DUSSAULT, C.; POULIN, M.; COURTOIS, R. & QUELLET, J-P. 2006. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology*, 12: 415-425.

exotic plants. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 101: 17725–17730.

FAHRIG, L. & RYTWINSKI, T. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14: 21.

FONSECA, G.A.B.; HERRMANN, G. & Y.L.R. LEITE. 1999. Macrogeography of Brazilian mammals. In : J. F. Eisenberg & K.H. Redford (Eds.). *Mammals of the Neotropics: the central Neotropics*. Vol. 3, Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. The University of Chicago.

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

FUENTES-MONTEMAYOR, E.; CUARÓN, A. D.; VÁZQUE-DOMINGUEZ, E.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; VALENZUELA-GALVÁN, D. & ANDRESEN, E. 2009. Living on the edge: roads and edge effects on small mammal populations. *Journal of Animal Ecology*, 78: 857-865.

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

GOOSEM, M. 2007. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, 93: 1587–1595.

GUMIER-COSTA, F. & SPERBER, C. F. 2009. Atropelamentos de vertebrados na Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil. *Acta Amazônica*, 39(2): 459-466.

HUIJSER, M. P.; ABRA, F. D. & DUFFIELD, J. W. 2013. Mammal road mortality and cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) in São Paulo State, Brazil. *Oecologia Australis*, 17(1): 129-146.

IBGE. 2004. Mapa de Biomas e de Vegetação. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>>

IUCN. 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. Disponível em <www.iucnredlist.org>.

JAEGER, J. A. G.; BOWMAN, J.; BRENNAN, J.; FAHRIG, L.; BERT, D.; BOUCHARD, J.; CHARBONNEAU, N.; FRANK, K.; GRUBER, B. & TLUK, K. 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modeling*, 185: 329-348.

LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M. & LAURANCE, S. G. 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 24: 659–669.

LOKSCHIN, L. X., PRINTES, R. C., CABRAL, J. N. H. & BUSS, G. 2007. Power lines and howler monkey conservation in Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brazil. *Neotropical Primates*, 14(2): 76-80.

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

PAGLIA, A.P., FONSECA, G.A.B. DA, RYLANDS, A. B., HERRMANN, G., AGUIAR, L. M. S., CHIARELLO, A. G., LEITE, Y. L. R., COSTA, L. P., SICILIANO, S., KIERULFF, M. C. M., MENDES, S. L., TAVARES, V. DA C., MITTERMEIER, R. A. & PATTON J. L. 2012. Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2nd Edition. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International, Arlington, VA. 76p.

PUSEY, A. E. & PACKER, C. 1987. Dispersal and Philopatry. In: Smuts, B.B., Cheney, D.L., Seyfarth, R.R., Wrangham, R.W., Struhsaker, T.T. (Eds). *Primate Societies*. Chicago: The University of Chicago Press. pp. 250-266.

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; DORATTI DOS SANTOS, G. A. S. & ANDRADE, F. R. 2008. Sobre os primatas brasileiros. Em: Reis, N. R., Peracchi, A. L. & Andrade, F. R. (Eds.) *Primatas Brasileiros*. Londrina, pp. 17-21.

RUIZ-MIRANDA, C. R.; AFFONSO, A. G.; DE MORAIS JR, M. M.; VERONA, C. E.; MARTINS, A. & BECK, B. B. 2006. Behavioral and ecological interactions between reintroduced golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus, 1766) and introduced marmosets (*Callithrix* spp. Linnaeus, 1758) in Brazil's Atlantic coast forest fragments. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49: 9–109.

RYLANDS, A. B.; SCHNEIDER, H.; LANGGUTH, A.; MITTERMEIER, R. A.; GROVES, C. P. & RODRÍGUEZ-LUNA, E. 2000. An assessment of the diversity of New World primates. *Neotropical Primates* 8 (2): 61-93.

TAYLOR, B. D. & GOLDINGAY, R. L. 2009. Can road-crossing structures improve population viability of an urban gliding mammal?. *Ecology and Society*, 14(2): 13.

TAYLOR, B. W. & IRWIN, R. E. 2004. Linking economic activities to the distribution of exotic plants. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 101: 17725–17730.

TEIXEIRA, F.Z.; PRINTES, R.C.; FAGUNDES, J.C.G.; ALONSO, A.C. & KINDEL, A. 2013. Canopy bridges as road overpasses for wildlife in urban fragmented landscapes. *Biota Neotrop.* 13(1): 1-7.

TROMBULAK, S. C., & FRISSELL, C. A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14: 18–30.

VALLADARES-PADUA; CULLEN Jr. L. & PADUA, S. 1995. A pole bridge to avoid primate road kills. *Neotropical Primates*, 3(1): 13-15.

VAN DER REE, R.; CESARINI, S. P.; MOORE, S. J. L. & TAYLOR, A. 2010. Large gaps in canopy reduce road crossing by a gliding mammal. *Ecology and Society*, 15: 35.

VAN DER REE, R.; WARD, S. J. & HANDASYDE, K. 2004. Distribution and conservation status of possums and gliders in Victoria. In: R. L. Goldingay & S. Jackson, (Eds.) *The biology of Australian possums and gliders*. Surrey Beatty and Sons PTY, Chipping Norton, Australia, pp. 91-110.

VIEIRA, E. M. 1996. Highway mortality of mammals in central Brazil. *Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, 48(4): 270-271.

VIVO, M. 1996. How many species of mammals are there in Brazil?. Taxonomic practice and diversity evaluation. In: C.E. M. Bicudo & N.A. Menezes (Eds.). *Biodiversity in Brazil: a first approach*. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), São Paulo, pp. 313-321

WESTON, N.; GOOSEM, M.; MARSH, H.; COHEN, M. & WILSON, R. 2011. Using canopy bridges to link habitat for arboreal mammals: successful trials in the Wet Tropics of Queensland. *Australian Mammalogy*, 33: 93-105.

WILSON, R. F.; MARSH, H. & WINTER, J. 2007. Importance of canopy connectivity for home range and movements of the rainforest arboreal ringtail possum (*Hemibelideus lemuroides*). *Wildlife Research*, 34: 177-184.

ZALESKI, T.; ROCHA, D.; FILIPAKI, S. A. & MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 2009. Atropelamentos de mamíferos silvestres na região do município de Telêmaco Borba, Paraná, Brasil. *Natureza e Conservação*, 7(1): 81-94.

ANEXO

Impactos de rodovias sobre Primatas

Este é um formulário com perguntas desenvolvidas especificamente para a avaliação do conhecimento acerca dos impactos causados por rodovias sobre primatas. Com base na análise das respostas fornecidas por profissionais de todo o Brasil, subsidiaremos a elaboração do Diagnóstico Brasileiro de Impactos de Rodovias sobre Primatas. Dessa forma, ampliaremos o conhecimento sobre o tema, identificaremos lacunas de conhecimento e mapearemos as áreas com maior incidência de impactos, assim como as rodovias nas quais já se implementaram estruturas de passagem de fauna aérea como medida de mitigação.

*Obrigatório

Nome Completo *

Instituição *

Nome Completo

E-mail *

Escolaridade *

- Graduação
- Especialização
- Mestrado
- Doutorado
-

Atuação Profissional *

- Unidade de conservação
- ONG ambiental
- Órgãos ambientais públicos
- Consultor ambiental empresas privadas
- Professor / Pesquisador / Pós-doutorado
- Estudante de pós-graduação

- Outro:

Qual(is) dos grupos descritos abaixo você já teve alguma experiência? *

- Família Cebidae
 Família Aotidae
 Família Pitheciidae
 Família Atelidae

Especifique espécies de primatas que trabalha/trabalhou: *

Classifique seu nível de conhecimento com primatas. *

Pouco
Regular
Bom
Excelente
Excepcional

Região do país em que mais atuou em estudos com primatas: *

- Sul
 Sudeste
 Centro-Oeste
 Norte
 Nordeste

Bioma em que mais atuou em estudos com primatas: *

- Amazônia
 Caatinga
 Cerrado
 Mata Atlântica
 Manguezal
 Pantanal

- Pampa

Área de atuação principal com primatas: *

- Ecologia
- Sistemática e Filogenética
- Comportamento Animal
- Etnobiologia
- Outro:

Considerando os potenciais impactos causados por rodovias sobre a fauna, qual(is) dos que estão listados abaixo você considera ser uma ameaça de conservação para primatas? *

Marque mais de uma opção se achar necessário.

- Atropelamento
- Formação de áreas abertas entre fragmentos florestais
- Ruído sonoro
- Poluição química
- Afugentamento da área de ocorrência
- Atração da rodovia para as margens
- Introdução de espécies exóticas
- Caça
- Outro:

Classifique as ameaças de conservação marcadas na pergunta anterior em preocupante (1), muito preocupante (2) ou extremamente preocupante (3). *

Considerando o atropelamento, como você percebe esse impacto para o grupo de primatas que você trabalha? *

- Nulo
- Baixo
- Médio
- Alto

Quais são as espécies de primatas que você conhece ou acredita que são mais impactadas por rodovias? Listar abaixo até cinco espécies, em ordem crescente da mais impactada até a menos impactada (1 a 5): *

Você conhece alguma rodovia brasileira em que existe passagens de fauna aéreas voltadas para o uso de animais arborícolas? *

Sim

Não

Se sim, qual rodovia na qual estrutura se encontra? Próximo de que município/localidade?

Você sabe se alguma das passagens de fauna aéreas que você conhece é monitorada, a fim de se avaliar a efetividade de uso por parte dos animais arborícolas? *

Sim

Não

Se sim, onde? Você poderia informar a pessoa/grupo responsável pelo monitoramento, com o respectivo e-mail para contato?

Você já participou de algum trabalho relacionado a impacto de rodovias sobre primatas? *

Sim

Não

Se sim, que tipo de trabalho?

Marque as áreas que trabalhou.

- Atropelamento
- Ruído sonoro
- Fragmentação
- Planejamento / Medidas de mitigação
- Etnobiologia
- Sócio-economia
- Políticas públicas
- Outro:

**Descreva rapidamente o trabalho que realizou em cada área:
Você pretende realizar/participar (de) algum trabalho relacionado a
impactos causados por rodovias sobre primatas? ***

Sim

Não

**Se sim, qual a previsão de início do trabalho? Onde? Em que linha
de pesquisa? Com que espécie?**

CAPÍTULO 3

LOCAIS PREFERENCIAIS PARA A TRAVESSIA DO SAGUI-DE-TUFOS-PRETOS (*Callithrix penicillata*) EM RODOVIAS

RESUMO

Primatas tendem a ficar isolados em fragmentos florestais cortados por rodovias, tendo em vista seu hábito arborícola. O grau de interferência do efeito-barreira irá depender do comportamento das espécies afetadas, aspectos da paisagem e características da rodovia. Apesar de o Brasil ser um país rico em espécies de primatas, este é o primeiro estudo a avaliar a influência de características da rodovia sobre a ocorrência de travessias de primatas. A amostragem consistiu na presença contínua de um observador monitorando visualmente quatro pontos de travessia em três períodos de horários distintos, objetivando registrar apenas travessias realizadas por saguis-de-tufos-pretos (*Callithrix penicillata*). Para identificar quais as características dos trechos de rodovia determinantes para a escolha dos saguis por locais de travessia, bem como pelo aumento da frequência com que elas ocorrem, utilizamos Modelos Lineares Generalizados (GLM). Ao todo, foram registradas 200 travessias de saguis (168 aéreas e 32 terrestres) distribuídas entre os quatro trechos monitorados. Nossos resultados indicam que a presença de conexão do dossel acima da rodovia é o fator preponderante para o aumento do número de travessias nos trechos. Recomendamos que pontes de dossel sejam utilizadas como medida de mitigação de impactos de rodovias sobre primatas, evitando, assim, os impactos associados ao isolamento de subpopulações em cada margem da rodovia, bem como à mortalidade por atropelamentos. Estudos desta natureza devem ser incentivados para que possamos conhecer os pré-requisitos que diversas espécies de primatas necessitam para poder se deslocar em segurança através de áreas florestais cortadas por rodovias, evitando, dessa forma, o gasto elevado com a instalação de medidas mitigatórias que podem se mostrar ineficientes se não forem corretamente delineadas.

Palavras-chave: Macacos. Ecologia de estradas. Medidas de mitigação. Brasil.

ABSTRACT

Primates tend to be isolated in forest fragments crossed by roads, given their arboreal habit. The degree of interference of the barrier effect will depend on the behavior of the affected species, landscape aspects and characteristics of the road. Although Brazil is a country rich in primate species, this is the first study to evaluate the influence of road characteristics on the occurrence of primate crossings. The sampling consisted of the continuous presence of an observer, visually monitoring four crossing points in three distinct periods of time, aiming to record only crossings performed by black-tufted-ear marmosets (*Callithrix penicillata*). In order to identify the characteristics of road stretches decisive for the choice of marmosets by crossing spots, as well as by the increase in the frequency with which they occur, we used Generalized Linear Models (GLM). Altogether, 200 marmoset crossings (168 aerial and 32 terrestrial), distributed among the four monitored stretches, were recorded. Our results suggest that the presence of a canopy connection above the road is the preponderant factor for the increase in the number of crossings in the stretches. We recommend that canopy bridges be used as a mitigation measure for the impacts of roads on primates, thus avoiding the impacts associated with the isolation of subpopulations at each edge of the road, as well as mortality from trampling. Studies of this nature should be encouraged, so that we can know the prerequisites that several primate species need in order to be able to move safely through forest areas crossed by roads, thus avoiding the high expense on the installation of mitigation measures which may prove inefficient if not correctly delineated.

Keywords: Monkeys. Road ecology. Mitigation measures. Brazil.

1 INTRODUÇÃO

O sistema rodoviário exerce um papel fundamental no desenvolvimento da sociedade. Devido à demanda mundial por vias de escoamento de produtos e matérias-primas bem, como ao deslocamento de pessoas, a malha rodoviária está se expandindo cada vez mais, e, conseqüentemente, invadindo ambientes naturais em diversas regiões do globo (FORMAN et al. 2003). No entanto, assim como diversos empreendimentos humanos que resultam na alteração de ecossistemas, as rodovias trazem impactos ambientais negativos, resultantes da fragmentação de áreas naturais (COFFIN 2007, LAURANCE et al. 2009).

Colisões com veículos apresentam-se como a maior fonte de mortalidade direta em populações de animais impactados por rodovias (GIBBS e SHRIVER 2002, GLISTA et al. 2008). De acordo com características da paisagem e da rodovia, populações de animais estão sujeitas a altas taxas de atropelamento, ocasionando a redução de suas populações, e conseqüentemente, a perda de biodiversidade (FORMAN e ALEXANDER 1998).

Os distúrbios oriundos de rodovias podem afetar uma vasta gama de espécies de animais que circundam fragmentos próximos (RYTWINSKI e FAHRIG, 2009). Algumas espécies identificam a rodovia como uma clareira linear em meio à área florestada, de modo que, nas áreas próximas de rodovias, a qualidade do hábitat reduz-se devido à alteração da composição de espécies (GOOSEM 2007, van der REE et al. 2010, LESBARRE e FAHRIG 2012). Entretanto, espécies adaptadas às áreas de borda, tolerantes a condições estressantes são beneficiadas à medida que outras espécies respondem negativamente aos distúrbios causados pela rodovia (McGREGOR et al. 2008, FAHRIG e RYTWISNKI 2009, ASCENSÃO et al 2012).

As clareiras podem funcionar como barreiras ou filtros ao deslocamento das espécies que vivem no entorno (FORMAN e ALEXANDER 1998, van der

REE et al. 2010). Em trechos em que existe contato do dossel acima da superfície da rodovia, movimentos de travessia são facilitados para mamíferos de hábito arborícola (WILSON et al. 2007, van der REE 2010). Nesse caso, espécies obrigatoriamente arborícolas evitam descer ao nível do solo e se deslocarem por uma área aberta, o que faz com que esse grupo seja particularmente mais vulnerável aos efeitos da fragmentação em locais onde não existe conexão aérea (WESTON, 2003; MCALPINE et al., 2006; RYTWINSKI & FAHRIG, 2009). Por outro lado, as espécies arborícolas que toleram descer até o solo para realizar travessias por áreas abertas, tais como rodovias, acabam expostas ao risco de atropelamento (KANOWSKI et al. 2001, GOOSEM 2007).

Os principais trabalhos que avaliam impactos de rodovias sobre a fauna arborícola foram conduzidos na Austrália (WILSON et al. 2007, TAYLOR e GOLDINGAY 2009, van der REE et al. 2010, WESTON et al. 2011). No Brasil, apenas estudos pontuais foram conduzidos nesse âmbito (e.g. VALLADARES-PÁDUA et al. 1995, LOKSCHIN et al. 2007, TEIXEIRA et al. 2013), todos eles relacionados à instalação de passagens de fauna aéreas destinadas ao uso de primatas, ainda que a efetividade delas não tenha sido avaliada em longo prazo.

O presente estudo utilizou *Callithrix penicillata* como modelo de estudo para avaliar quais características da rodovia são mais atrativas à escolha de locais de travessias. Essa espécie de primata foi escolhida devido à sua elevada plasticidade ecológica, o que a torna capaz de habitar diversas fisionomias florestais, incluindo vegetações secundárias com alto grau de perturbação e áreas fragmentadas, tais como áreas cortadas por rodovias (STEVENSON e RYLANDS, 1988; RYLANDS e FARIA, 1993; MARSH, 2003; DUARTE et al., 2011).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na região sul de Minas Gerais, Brasil ($21^{\circ}14'0.40''S$, $44^{\circ}59'28.80''O$). A área é caracterizada por ambientes de transição entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado (DALANESI et al. 2004). O monitoramento das travessias foi conduzido em quatro trechos de rodovia com características distintas, três deles compreendidos no interior do câmpus da Universidade Federal de Lavras (UFLA) (P1, P2 e P3) e um na rodovia MG-335 (P4), que liga o município de Lavras ao município de Ijaci (Figura 1).

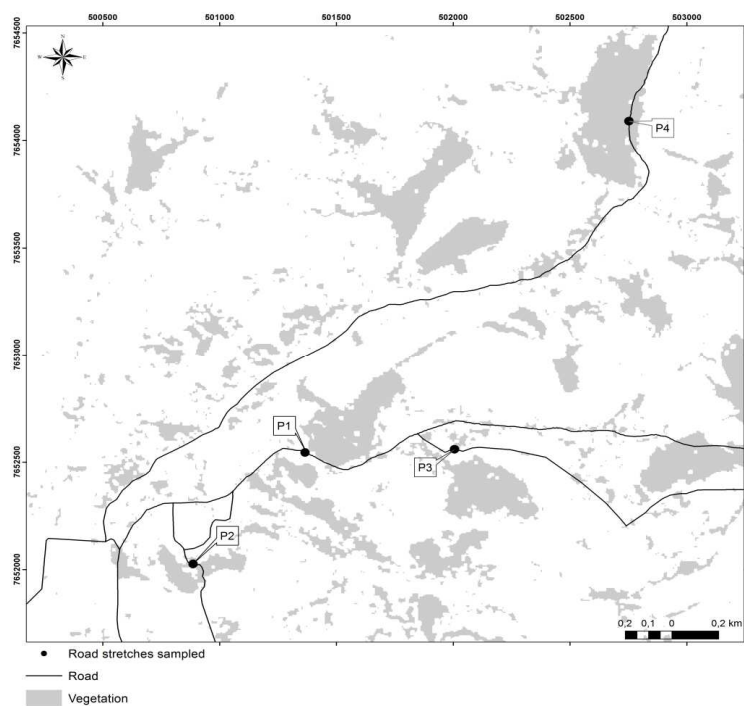


Figura 1 Distribuição dos pontos amostrais na área de estudo.

2.2 Coleta dos dados

A escolha dos pontos de amostragem teve como pré-requisito o contato com ao menos um fragmento florestal onde a espécie *C. penicillata* ocorre e onde já existiam registros de saguis atropelados. Os trechos amostrados foram caracterizados em relação a características estruturais da rodovia, bem como da paisagem de entorno. Entre elas, podemos citar: número de pistas, largura da rodovia, presença de canteiro central, presença de quebra-mola, presença de conexão do dossel, presença de fragmentos florestais nas margens, distância das árvores mais próximas da rodovia entre cada margem, declividade de cada margem da rodovia (Tabelas 1 e 2).

Por último, o tráfego foi estimado através de câmeras de vídeo instaladas nas margens da rodovia concomitantemente ao período de amostragem. As câmeras eram programadas para fotografar a cada três segundos, de modo que, ao final da gravação, um arquivo de vídeo era gerado com a sequência das fotos. Esses vídeos eram analisados em laboratório posteriormente, a fim de se estimar o tráfego de veículos existente durante a amostragem em cada trecho.

Tabela 1 Variáveis estruturais avaliadas em cada trecho de rodovia monitorado.

Trecho de Rodovia	Número de pistas	Largura (m)	Presença canteiro central	Presença quebra-mola	Presença conexão dossel
P1 – Clube UFLA	2	15,90	1	1	0
P2 – Portaria UFLA	1	7,35	0	1	1
P3 – Reitoria UFLA	1	12,10	0	0	0
P4 – Ijaci	1	7,15	0	0	1

Tabela 2 Variáveis da paisagem de entorno avaliadas em cada trecho de rodovia monitorado.

Trecho de Rodovia	Presença fragmento florestal em ambas as margens	Distância das árvores entre cada margem (m)	Declividade margem direita (°)	Declividade margem esquerda (°)
P1 – Clube UFLA	1	25,70	0	28
P2 – Portaria UFLA	1	15,20	20	18
P3 – Reitoria UFLA	0	16,75	25	30
P4 – Ijaci	1	15,27	20	40

Os registros de travessia eram obtidos pela da presença contínua de um observador que monitorava visualmente cada um dos quatro pontos de travessia, em três períodos de horários distintos (06:00 às 10:00, 10:00 às 14:00, 14:00 às 18:00). Ainda que os grupos de saguis não tenham sido habituados com o observador previamente às amostragens, ele sempre se posicionava a uma distância mínima de 20 metros do local de travessia, para evitar o contato visual por parte dos indivíduos. O registro de travessia se configurou quando um indivíduo deslocou-se de uma margem até a outra da rodovia, seja pelo chão, seja conexão do dossel.

Cada um dos períodos de horário foi monitorado três vezes em cada trecho a cada campanha, ou seja, cada trecho foi amostrado nove vezes por campanha. Ao final das quatro campanhas realizadas (agosto de 2012 até abril de 2014), cada trecho de rodovia teve 144 horas de esforço de observação distribuídas entre todos os horários de monitoramento estabelecidos.

2.3 Análise de dados

Para comparar o número de travessias entre os diferentes trechos de rodovia, considerou-se o número de travessias registradas em cada ponto amostral, ao longo de todas as amostragens das quatro campanhas realizadas.

Também avaliamos se havia algum período de horário preferencial em que os saguis realizavam as travessias pela rodovia. Para isso, agrupamos os registros de travessias pelos períodos de horário amostrados e avaliamos se havia diferença significativa entre eles. A normalidade dos dados foi testada pelo teste de Lilliefors e depois de constatada a não normalidade, utilizamos ambas as análises feitas pelo do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis.

Para identificar quais as características dos trechos de rodovia são atrativas para a escolha por locais de travessia dos saguis, nós utilizamos Modelos Lineares Generalizados (GLM) (MCCULLOUGH e NELDER 1989). Os modelos foram construídos por meio de variável-resposta com distribuição binomial, representada pela presença ou ausência de registros de travessia de saguis no trecho de rodovia, ao passo que características da rodovia, tráfego, e os períodos de horário foram embutidos como variáveis preditivas. Nós ranqueamos os modelos pelo critério de informação de Akaike (AIC) (BURNHAM e ANDERSON, 2002), categorizados *à priori*, em sete grupos de variáveis preditivas influenciando na ocorrência de travessias: (1) Tráfego; (2) Características estruturais da rodovia; (3) Períodos de horário; (4) Tráfego + Características estruturais da rodovia; (5) Tráfego + Períodos de horário; (6) Características estruturais da rodovia + Períodos de horário; (7) Tráfego + Características estruturais da rodovia + Períodos de horário. Consideramos os modelos mais robustos aqueles que apresentaram $\Delta AIC < 2$. Todos os modelos foram elaborados utilizando o software estatístico R (R Development Core Team 2012), a partir da função “glm” presente no pacote “stats”.

A multicolinearidade das variáveis foi evitada pelo teste de Correlação de Spearman. Aquelas com coeficiente de correlação maior que 0.51 foram impedidas de estarem presentes no mesmo modelo, priorizando aquelas com maior sentido biológico para a espécie. Parte das variáveis foi desconsiderada da análise, restando apenas: tráfego (Traf), presença de quebra-molas

(P_quebmola), presença de conexão de dossel (P_conex), período de horário de 06h às 10h (Period1), período de horário de 10h às 14h (Period2) e período de horário de 14h às 18h (Period3).

As variáveis que se repetiram entre os modelos mais robustos foram identificadas e analisadas isoladamente em relação à variável-resposta. O teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para comparar o número de travessias entre os pontos de amostragem agrupados em função da presença de conexão do dossel acima da rodovia. Com o intuito de avaliar a preferência dos saguis por rotas aéreas em locais em que existe conexão de dossel, categorizamos as travessias entre terrestres e aéreas nos trechos de rodovia dotados de conexão, e testamos a diferença do número de travessias entre as duas categorias, pelo teste de Qui-Quadrado para proporções esperadas iguais.

3 RESULTADOS

Ao todo, foram registradas 200 travessias de saguis (168 aéreas e 32 terrestres) distribuídas entre os quatro trechos monitorados (Figura 2). Os trechos apresentaram diferença em relação ao número de travessias ($H = 13,2109$; $p = 0,0042$).

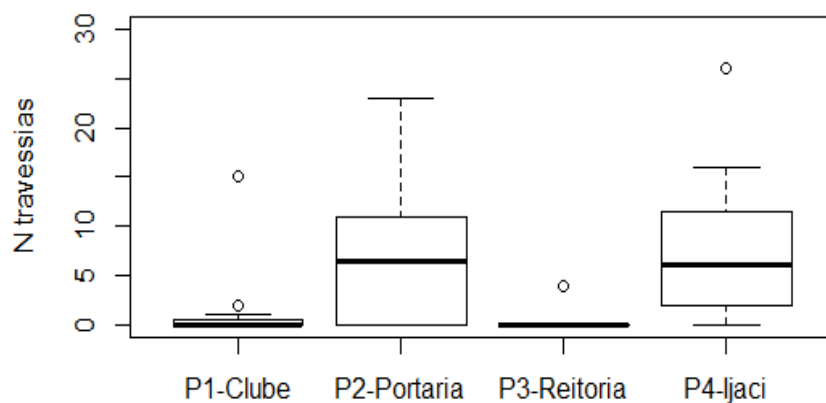


Figura 2 Registros de travessias entre os quatro trechos de rodovia monitorados. As linhas horizontais em negrito, presentes no interior das caixas, representam a média aritmética. As linhas horizontais acima e abaixo da linha em negrito representam o desvio-padrão, e os círculos brancos representam *outliers*.

Em relação ao horário preferencial de travessias (terrestres + aéreas), não foi constatada diferença no número de travessias entre os diferentes períodos de horário monitorados ($H=0,3719$; $p=0,8303$), considerando registros de todos os trechos de rodovia amostrados (Figura 3).

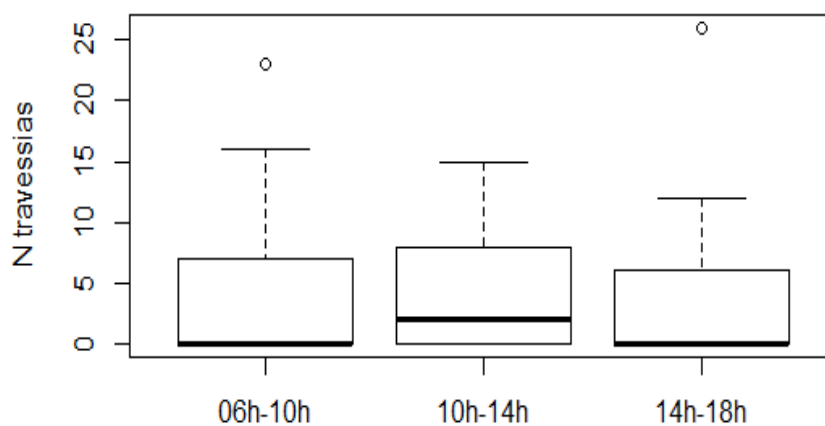


Figura 3 Registros de travessias entre os três períodos de horário monitorados. As linhas horizontais em negrito, presentes no interior das caixas, representam a média aritmética. As linhas horizontais acima da linha em negrito representam o desvio-padrão e os círculos brancos representam *outliers*.

Foram testados 64 modelos candidatos, e apenas seis apresentaram $\Delta AIC < 2$ (Tabelas 3 e 4). A variável presença de conexão do dossel esteve presente em todos os modelos mais bem ranqueados.

Tabela 3 Sumário dos valores de AIC (Akaike Information Criterion), ΔAIC ($AIC_i - \min AIC$) e W_i (Akaike weight) para os modelos com maior poder de inferência ($\Delta AIC \leq 2$).

Modelo	AIC	ΔAIC	W_i
1) P_conex	47,528	0	0,1553
2) Traf+P_conex	48,708	1,180	0,0861
3) P_conex+Period1	49,376	1,848	0,0616
4) P_quebmola+P_conex	49,450	1,922	0,0594
5) P_conex+Period2	49,488	1,960	0,0583
6) P_conex+Period3	49,488	1,960	0,0583

Tabela 4 Parâmetros estimados para os modelos mais explicativos ($AIC \leq 2$).

Modelo	Variáveis	Coefficiente de regressão estimado (β)	Erro padrão (EP)	Significância (p)	AUC
1) P_conex	Intercepto	-1,6094	0,5477	0,0033	0,79
	P_conex	2,6391	0,7559	0,0005	
2) Traf+P_conex	Intercepto	-1,0756	0,7737	0,1626	0,79
	Traf	-0,0002	0,0003	0,3990	
	P_conex	2,4887	0,7660	0,0012	
3) P_conex+Period1	Intercepto	-1,5131	0,5949	0,0110	0,79
	P_conex	2,6623	0,7628	0,0005	
	Period1	-0,3102	0,7997	0,6981	
4) P_quebmola+P_conex	Intercepto	-1,5077	0,6518	0,0207	0,79
	P_quebmola	-0,2110	0,7587	0,7809	
	P_conex	2,6510	0,7595	0,0005	
5) P_conex+Period2	Intercepto	-1,6646	0,6191	0,0072	0,79
	P_conex	2,6451	0,7577	0,0005	
	Period2	0,1598	0,8067	0,8430	
6) P_conex+Period3	Intercepto	-1,6646	0,6191	0,0072	0,79
	P_conex	2,6451	0,7577	0,0005	
	Period3	0,1598	0,8067	0,8430	

Analisando a influência da conexão de dossel de forma isolada sobre a variável resposta, foi possível observar que há diferença no número de travessias entre os trechos de rodovia dotados de conexão do dossel e os que não possuíam ($H=12,5134$; $p < 0,01$). Nos trechos de rodovia P2 e P4, onde há conexão de dossel, o número de travessias aéreas foi superior ao de travessias terrestres ($\chi^2 = 47,819$; g.l. = 1; $p < 0,01$ e $\chi^2 = 95$; g.l. = 1; $p < 0,01$, respectivamente).

4 DISCUSSÃO

Ainda que as travessias possam ocorrer em trechos em que não há nenhuma forma de conexão aérea, a presença de conexão do dossel acima da rodovia parece ser o fator preponderante para o aumento do número de travessias nos trechos. Sabe-se que a espécie é capaz de se deslocar por áreas abertas em situações momentâneas (Rylands 1996), mas isso implica uma maior exposição ao risco de predação ou impactos antrópicos, tais como o atropelamento. Nesse sentido, grupos de *C. penicillata* são capazes de persistir em um único fragmento florestal isolado, desde que tenham uma pequena área de uso com recursos disponíveis (RYLANDS e FARIA 1993, FERRARI et al. 1996, MARSH 2003, YOUNG et al 2010).

Por outro lado, em trechos em que os saguis dispõem do dossel interligando a vegetação de uma margem à outra, eles podem se beneficiar ao explorarem todos os recursos presentes no ambiente, tanto de um lado quanto de outro da rodovia. Nessas circunstâncias, os saguis são capazes de aumentar sua área de vida, assim como já foi observado para marsupiais arborícolas na Austrália, onde a instalação de estruturas acima da rodovia como passagens de fauna aéreas resultou em um aumento da área de vida das espécies (WILSON et al. 2007, GOOSEM et al. 2008, van der REE et al. 2010, WESTON et al. 2011). Esses estudos demonstram que a distância entre o limite do dossel de uma margem para a outra pode influenciar diretamente a frequência de travessia no local. Essa característica serve de parâmetro para a escolha de locais de instalação de passagens de fauna, de forma a priorizar pontos em que o dossel esteja mais próximo de uma margem à outra (GOOSEM et al. 2008), o que fomenta o aumento da frequência de travessia e torna a estrutura mais eficiente.

Em ocasiões pontuais, com tudo, os saguis realizaram travessias terrestres em trechos de rodovia dotados de conexão aérea. Esse resultado chama

a atenção para a importância de outros fatores determinantes sobre a escolha das rotas de deslocamento da espécie. Esses fatores permanecem pouco conhecidos, o que inviabiliza uma estratégia segura para a mitigação de atropelamentos. Espera-se que a instalação de passagens aéreas voltadas ao uso da fauna arborícola seja benéfica à medida que aumente a permeabilidade da rodovia para diferentes espécies; porém, a presença dessa estrutura não implica necessariamente que os animais de hábito arborícola irão utilizar exclusivamente rotas aéreas de deslocamento pela rodovia.

O tráfego pode representar um fator de dificuldade à ocorrência de travessias em situações em que ele seja demasiadamente elevado; entretanto, nossos trechos monitorados não apresentaram diferença em função dos diferentes períodos de horário do dia, o que se reflete no número de travessias semelhante entre os diferentes horários. Esse resultado pode ser explicado em razão das diferentes rotas de deslocamento que os saguis utilizam ao longo do seu período de atividade. Os saguis alternam atividades como forrageio, locomoção, alimentação, descanso e atividades sociais, todas elas compreendidas em um período de 10 horas, desde as primeiras horas da manhã, quando saem do sítio de dormida, até retornarem antes do entardecer (VILELA e FARIA 2004, VILELA e DEL-CLARO 2011). Dessa forma, é provável que não exista um padrão de deslocamento dos indivíduos à medida que exploram recursos dispersos ao longo de sua área de vida.

A presença de quebra-molas faz com que a velocidade dos veículos diminua à medida que se aproximam do local, o que, conseqüentemente, facilita a identificação do veículo em movimento por parte dos saguis e diminui o risco de atropelamento durante a realização de travessias no trecho. Nesse contexto, muitas medidas de mitigação já foram utilizadas com o intuito de reduzir diferentes impactos causados por rodovias sobre a fauna silvestre e poucas tiveram sua eficiência testada (van der GRIFT et al. 2013). Em geral, essas

medidas podem ser distinguidas em duas categorias: aquelas que alteram o comportamento do motorista e as que alteram o comportamento do animal (GLISTA et al. 2009). A primeira envolve basicamente a imposição de limites de velocidade, sinalizações de alerta e instalação de redutores de velocidade, ao passo que a segunda envolve alterações no habitat acompanhados normalmente da implementação de estruturas de travessia de fauna (FORMAN et al. 2003). Essas estruturas são elaboradas visando a permitir a travessia segura do animal, restabelecendo parte da conectividade do habitat (CLEVENGER e WALTHO 2000, van der REE et al. 2007).

Estudos após a instalação das pontes de dossel em rodovias australianas vêm demonstrando que elas são utilizadas por diversas espécies de marsupiais arborícolas, e que, com o passar do tempo, os animais têm se habituado a utilizar as passagens aéreas como parte de suas rotas de deslocamento, aumentando, assim, a frequência de uso dessas estruturas (e.g. TAYLOR e GOLDINGAY 2009, van der REE et al. 2010; WESTON et al. 2011). A escassez de estudos que avaliam impacto de rodovias sobre primatas, em especial, estudos que contribuam para o conhecimento aplicado ao desenvolvimento de medidas de mitigação é um fator preocupante, o qual inviabiliza uma estratégia de conservação efetiva em áreas com maior densidade de rodovias.

Diante desse cenário, o presente estudo é o primeiro em que se abordar a importância de características da rodovia em relação ao uso de primatas para a realização de travessias. Nossos resultados evidenciam a já esperada importância da conexão aérea para a ocorrência de travessias de saguis pela rodovia, mas que, até então, não havia sido testada e comprovada. Incentivamos o uso de pontes de dossel como medida de mitigação de impactos de rodovias sobre primatas e mamíferos arborícolas em geral, uma vez que elas apresentam baixo custo em relação a passagens de fauna que exigem obras estruturais na rodovia.

De acordo com nossos resultados, elas podem aumentar a permeabilidade da rodovia, apesar de não garantirem a ausência de mortes por atropelamentos.

Esperamos que os resultados observados sirvam de embasamento para a aplicação de medidas mitigadoras nos trechos monitorados, e que, a partir disso, possamos avaliar e monitorar sua efetividade. Estudos dessa natureza devem ser incentivados para que possamos conhecer os pré-requisitos que diversas espécies de primatas necessitam para poder se deslocar em segurança através de áreas florestais interceptadas por rodovias.

REFERÊNCIAS

- Ascensão, F., Clevenger, A. P., Grilo, C., Filipe, J. & Santos-Reis, M. 2012. Highway verges as habitat providers for small mammals in agrosilvopastoral environments. *Biodiversity Conservation*, 21: 3681-3697.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. 2002. *Model selection and inference: a practical information-theoretic approach*. New York: Springer-Verlag.
- Clevenger, A. P. & Waltho, N. 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology*, 14: 47-56.
- Coffin, A. 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15: 396-406.
- Dalanesi, P. E., Oliveira-Filho, A. T. & Fontes, M. A. L. 2004. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG, e correlação entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. *Acta Botanica Brasilica*, 18: 737-757.
- Duarte, M, H. L., Vecchi, M. A., Hirsch, A. & Young, R. J. 2011. Noisy human neighbours affect where urban monkeys live. *Biology Letters*, doi: 10.1098/rsbl.2011.0529.
- Fahrig, L., & T. Rytwinski. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14: 21.
- Ferrari, S. F. & L. J. Digby. 1996. Wild *Callithrix* groups: stable extended families? *American Journal of Primatology*, 38(1): 19-27.

Forman, R. T. T. & Alexander, L. E., 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 207–231.

Forman, R. T. T., Sperling, D., Bissonette, J. A., Clevenger, A. P., Cutshall, C. D., Dale, Fahrig, L., France, R., Goldman, C. R., Heanue, K., Jones, J. A., Swanson, F. J., Turrentine, T. & Winter, T. C. 2003. *Road Ecology; Science and Solutions*. Island Press, Washington DC.

Gibbs, J. P. & Shriver, G., 2002. Estimating the effects of road mortality on turtle populations. *Conservation Biology*, 16: 1647–1652.

Glista, D.J., DeVault, T.L. & DeWoody, J.A., 2008. Vertebrate road mortality pre-dominately impacts amphibians. *Herpetological Conservation and Biology*, 3: 77–87.

Glista, D. J., DeVault, T. L. & DeWoody, J. A. 2009. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning*, 91: 1–7.

Goosem, M. 2007. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, 93: 1587–1595.

Goosem, M., Wilson, R., Weston, N. & Cohen, M. 2008. *Highway Overpass Evaluation of Effectiveness: Kuranda Range Road Upgrade Project*. James Cook University, Australia.

Kanowski, J., Felderhof, L., Newell, G., Parker, T., Schmidt, C., Stern, B., Wilson, R., & Winter, J. 2001. Community survey of the distribution of Lumholtz's tree-kangaroo on the Atherton Tablelands, north-east Queensland. *Pacific Conservation Biology*, 7: 79–86.

Laurance, W. F., Goosem, M., & Laurance, S. G. 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 24: 659–669.

Lesbarrères, D. & Fahrig, L. 2012. Measures to reduce population fragmentation by roads: What has worked and how do we know?. *Trends in Ecology and Evolution*, 27(7): 374-380.

Lokschin, L. X., Printes, R. C., Cabral, J. N. H. & Buss, G. 2007. Power lines and howler monkey conservation in Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brazil. *Neotropical Primates*, 14(2): 76-80.

Marsh, L. K. 2003. The nature of fragmentation. In: Marsh, L. K. (Ed.). *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Kluwer Academic, New York: 1-8.

McAlpine, C. A., Rhodes, J. R., Callaghan, J. G., Bowen, M. E., Lunney, D., Mitchell, D. L., Pullar, D. V. & Possingham, H. P. 2006. The importance of forest area and configuration relative to local habitat factors for conserving forest mammals: a case study of koalas in Queensland, Australia. *Biological Conservation*, 132: 153-165.

McCullagh, P. & Nelder, J. A. 1989. *Generalized Linear Models*. Second ed, Chapman & Hall, London.

McGregor, R. L., Bender, D. J. & Fahrig, L. 2008. Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of Applied Ecology*, 45: 117-123.

R Development Core Team. 2012. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Rylands, A. B. & Faria, D. S. 1993. Habitats, feeding ecology, and home range size in the Genus *Callithrix*. In: Rylands, A. B. (Ed.). *Marmosets and Tamarins: Systematics, Behavior and Ecology*. Oxford: Oxford University Press, pp. 262-272.

Rylands, A. B. 1996. Habitat and the evolution of social and reproductive behavior in *Callitrichidae*. *American Journal of Primatology*, 38(1): 5-18.

Valladares-Padua, Cullen Jr., L. & Padua, S. 1995. A pole bridge to avoid primate road kills. *Neotropical Primates*, 3(1):13-15.

van der Grift, E. A., van der Ree, R., Fahrig, L., Findlay, S., Houlihan, J., Jaeger, J. A. G., Klar, N., Madriñan, L. F. & Olson, L. 2013. Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodiversity Conservation*, 22: 425-448.

van der Ree, R., van der Grift, E., Mata, C. & Suarez, F. 2007. Overcoming the barrier effect of roads – how effective are mitigation structures? An international review of the use and effectiveness of underpasses and overpasses designed to increase the permeability of roads for wildlife. In: Irwin, C. L., Nelson, D. & McDenmott (Eds.). *Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation*. Carolina do Norte, Estados Unidos, pp. 423-432.

van der Ree, R., Cesarini, S. P., Moore, S. J. L. & Taylor, A. 2010. Large gaps in canopy reduce road crossing by a gliding mammal. *Ecology and Society*, 15: 35.

Vilela, S. L. & Faria, D. S. 2004. Seasonality of the activity pattern of *Callithrix penicillata* (Primates, Callitrichidae) in the Cerrado (Scrub Savanna Vegetation). *Brazilian Journal Biology*, 64(2): 363-370.

Vilela, A. A. & Del-Claro, K. 2011. Feeding behavior of the Black-Tufted-ear Marmoset (*Callithrix penicillata*) (Primata, Callitrichidae) in a Tropical Cerrado Savanna. *Sociobiology*, 58(2): 1-6.

Stevenson, M. F. & Rylands, A. B. 1988. The marmosets, genus *Callithrix*. In: Mittermeier, A. B., Coimbra-Filho, A. F. & Fonseca, G. A. B (Eds). *Ecology and Behavior on Neotropical Primates*. Washington, D. C., Estados Unidos, pp. 131-211.

Taylor, B. D. & Goldingay, R. L. 2009. Can road-crossing structures improve population viability of an urban gliding mammal ?. *Ecology and Society*, 14(2): 13.

Teixeira, F. Z., Cambará, R. P., Fagundes, J. C. G., Alonso, A. C. & Kindel, A. 2013. Canopy bridges as road overpasses for wildlife in urban fragmented landscape. *Biota Netropica* 13(1). Disponível on-line.

Weston, N. G. 2003. The provision of canopy bridges to reduce the effects of linear barriers on arboreal mammals in the Wet Tropics of northeastern Queensland. M.Sc. Thesis, James Cook University, Cairns.

Weston, N., Goosem, M., Marsh, H., Cohen, M. & Wilson, R. 2011. Using canopy bridges to link habitat for arboreal mammals: successful trials in the Wet Tropics of Queensland. *Australian Mammalogy*, 33: 93-105.

Wilson, R. F., Marsh, H. & Winter, J. 2007. Importance of canopy connectivity for home range and movements of the rainforest arboreal ringtail possum (*Hemibelideus lemuroides*). *Wildlife Research*, 34: 177–184.

Young, R. J., Teixeira, C. P. & Goulart, V. O. R. L. 2010. Analysis of callouts made in relation to wild urban marmosets (*Callithrix penicillata*) and their implications for urban species management. *European Journal of Wildlife Research*, 56: 641-649.

CAPÍTULO 4

A INFLUÊNCIA DE RODOVIAS SOBRE A OCUPAÇÃO DE PRIMATAS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS

RESUMO

Mudanças na cobertura vegetal tendem a resultar na distribuição aleatória de espécies de primatas ocupando os fragmentos florestais dispersos no ambiente, e, com o passar do tempo as espécies podem tanto colonizar novas manchas de habitat quanto desaparecerem em outras, de acordo com as características da estrutura de vegetação em cada fragmento, bem como o tamanho da área resultante em cada fragmento. Conciliar atributos das manchas de hábitat, bem como da paisagem de entorno como variáveis preditivas para a ocorrência de primatas é essencial para elucidarmos quais mecanismos e características que determinam a ocupação das espécies de primatas em manchas florestais locais em meio à paisagem fragmentada. O presente estudo utilizou a espécie *Callithrix penicillata* como modelo para responder a duas perguntas-chave nesse contexto: 1) Os saguis evitam áreas de fragmentos florestais próximos de rodovias? 2) Quais são os fatores preponderantes para a presença de saguis em determinados locais no interior dos fragmentos florestais? Nossos resultados indicam que a espécie ocorreu em maior frequência em fragmentos em contato com rodovias do que em fragmentos distantes de rodovias. Não houve diferença no número de registros de ocorrência entre quadrantes que formavam a borda dos fragmentos em relação a quadrantes localizados no interior. Os GLMMs destacaram as variáveis preditivas CatQ (categoria do quadrante), Zscore_Moran (índice relativo à auto-correlação espacial dos quadrantes), Tarde (período do dia das 12:00pm às 6:00pm), Dist_rod (distância do quadrante para a rodovia) e T_borda (tipo de borda mais próxima do quadrante), como integrantes dos modelos mais explicativos em relação à variável-resposta (presença de saguis em cada quadrante). Ressalta-se, ainda, que CatQ, Zscore_Moran e Tarde, se repetiram nos modelos, chamando a atenção para a maior influência delas sobre a presença dos saguis. A proximidade de fragmentos florestais com rodovias não é um fator restritivo à ocorrência da espécie. Os grupos não apresentaram o comportamento de evitar bordas de fragmentos florestais em contato com rodovias. Apesar de ser uma espécie de primata, ela está sujeita à mortalidade por atropelamentos em áreas de ocorrência próximas de rodovias.

Palavras-chave: Ocupação de primatas. Efeito marginal rodovia. Fragmentação.

ABSTRACT

Changes in vegetation cover tend to result in a random distribution of primate species occupying forest fragments dispersed in the environment and, over time, the species can both colonize new habitat patches and disappear in others, according to the characteristics of the vegetation structure in each fragment, as well as the size of the resulting area in each fragment. Matching attributes of habitat patches, as well as of the surrounding landscape as predictive variables for the occurrence of primates, is essential to elucidate what mechanisms and characteristics determine the occupancy of primate species in local forest patches through the fragmented landscape. The present study used the species *Callithrix penicillata* as a model to answer two key questions in this context: 1) Do marmosets avoid areas of forest fragments near roads? 2) What are the preponderant factors for the presence of marmosets at certain locations within forest fragments? Our results indicate that the species occurred with a higher frequency in fragments in contact with roads than in fragments distant from roads. There was no difference in the number of occurrence records between quadrants that formed the edge of the fragments in relation to those localized inside. The GLMMs highlighted the predictive variables CatQ (quadrant category), Zscore_Moran (index on the spatial correlation of quadrants), Tarde (time of day from 12:00 pm to 6:00 pm), Dist_rod (distance from the quadrant to the road) and T_borda (edge type which is the closest to the quadrant), as part of the explanatory models regarding the response variable (presence of marmosets in each quadrant). It is noteworthy that CatQ, Zscore_Moran and Tarde repeated in the models, drawing attention to their greater influence on the presence of marmosets. The proximity of forest fragments with roads is not a limiting factor for the occurrence of the species. The groups did not exhibit the behavior to avoid edges of forest fragments in contact with roads. Despite being a primate species, it is subject to mortality from trampling in occurrence areas close to roads.

Keywords: Primate occupancy. Marginal-road effect. Fragmentation.

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação se caracteriza pela diminuição de cobertura vegetal, resultando na formação de fragmentos florestais de menor tamanho geograficamente isolados (FISCHER e LINDENMAYER, 2007). A fragmentação aumenta drasticamente a proporção de borda em relação à área total do fragmento, onde características da borda diferem claramente das características do interior do fragmento, fazendo com que o microambiente seja igualmente distinto (GOOSEM 2007). A fragmentação da paisagem altera os fluxos de energia do ambiente, resultando principalmente em maiores níveis de luz, temperatura, precipitação e vento, os quais são responsáveis pela formação do efeito de borda (RODRIGUES 1998, POHLMAN et al. 2007).

A vegetação altera sua composição florística, a diversidade de espécies, e a estrutura da vegetação à medida que o efeito de borda se acentua com a fragmentação (LAURANCE et al. 2000, HILL e CURRAN 2003). Desta forma, os fragmentos florestais se tornam cada vez menores, isolados e de formatos irregulares, o que conseqüentemente altera os processos ecológicos que regem a dinâmica entre as espécies de fauna e flora (LAURANCE et al. 1998, FAHRIG 2003, FLETCHER et al. 2005).

A construção de uma rodovia em uma área em que antes havia uma floresta contínua faz com que esta se subdivida em fragmentos florestais menores, conseqüentemente as populações animais que habitam esta área também acabam sujeitas a se subdividirem entre os fragmentos (LAURANCE et al. 2009, FAHRIG 2013). Espécies obrigatoriamente arborícolas evitam descer ao nível do solo e se deslocar por uma área aberta, o que faz com que esse grupo seja particularmente mais vulnerável aos efeitos da fragmentação em locais em que não existe conectividade do dossel acima da rodovia (WILSON et al. 2007, GOOSEM et al. 2008, van der REE et al. 2010). O grau de interferência do

chamado efeito barreira irá depender do comportamento das espécies afetadas, bem como de aspectos da paisagem e características da rodovia (GOOSEM 2007).

Com a alteração da paisagem, a estrutura do interior dos fragmentos também é afetada, interferindo na quantidade e a qualidade dos recursos alimentares disponíveis para a fauna (LAURANCE et al. 2002, VETTER et al. 2011). Primatas representam um grupo especialmente afetado por este processo devido à maioria das espécies serem especialistas em determinados recursos (MARSH 2003, ARROYO-RODRÍGUEZ e MANDUJANO 2006, BICCA-MARQUES et al. 2011). Neste contexto, estudos demonstram que diversas espécies de primatas não são capazes de ocupar ou de persistir em fragmentos florestais menores do que 10 hectares (GILBERT 2003, MANDUJANO et al. 2006, MARSH e CHAPMAN 2013).

A maioria dos estudos existentes acerca dos efeitos de fragmentação sobre primatas foram desenvolvidos no âmbito de escala local, não sendo suficientes para extrapolação de seus resultados em uma escala maior (ARROYO-RODRÍGUEZ e MANDUJANO 2009, ARROYO-RODRÍGUEZ et al. 2013). De acordo com Arroyo-Rodríguez e Fahrig (2014), conciliar atributos das manchas de habitat, bem como da paisagem de entorno como variáveis preditivas para a ocorrência de primatas deve ser a prioridade de estudos futuros. Desta forma, ao elucidarmos quais mecanismos e características que determinam a ocupação das espécies de primatas em manchas florestais locais em meio à paisagem fragmentada poderemos traçar estratégias de conservação para espécies de primatas que vivem em ambientes perturbados pela presença humana. Tendo em vista a necessidade de estudos que avaliem o efeito causado pelas diferentes variáveis atreladas à fragmentação da paisagem sobre primatas, o presente estudo se propõe a avaliar como a presença de rodovias em meio à paisagem fragmentada interfere no padrão de ocupação de primatas.

Devido a aspectos relacionados à sua biologia serem ideais para os objetivos propostos, utilizou-se a espécie *Callithrix penicillata* (saguis-de-tufos-pretos) como modelo de estudo. Entre as características favoráveis podemos listar sua elevada plasticidade ecológica, alta tolerância às condições estressantes, capacidade de habitar áreas com elevado grau de fragmentação (limitando sua área de vida a fragmentos florestais de pequena extensão), longo período de atividade diária, bem como a facilidade de ser detectada no ambiente (RYLANDS 1996, MIRANDA e FARIA 2001, MARSH 2003, BARROS e YOSHIDA 2009, DUARTE et al. 2011).

Os objetivos específicos do estudo são: 1) avaliar se bordas de fragmentos florestais próximos de rodovias são evitadas pelos saguis; 2) avaliar quais são as características preferenciais para a presença de saguis em determinados locais ao longo da área que compõe cada fragmento florestal que eles ocupam.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado em uma região do sul de Minas Gerais, Brasil, em fragmentos florestais localizados nos municípios de Lavras e Luminárias. As áreas estão na transição dos biomas Mata Atlântica e Cerrado (DALANESI et al. 2004). Ao longo deste gradiente é possível observar a predominância de campos de altitude e campos rupestres em áreas planas e elevadas, o cerrado em áreas mais baixas e com solos mais profundos, enquanto que as florestas propriamente ditas tendem a ocorrer no fundo de vales (OLIVEIRA-FILHO e FLUMINHAN-FILHO 2000). O clima da região é classificado como do tipo Cwb (KÖPPEN 1948), onde normalmente os verões são brandos e os invernos secos. A temperatura média anual é de 19,3° C e a precipitação tem média anual de 1.493 mm, com maior concentração de chuvas no verão (DALANESI et al. 2004).

2.2 Coleta de Dados

2.2.1 Fragmentos florestais amostrados

As áreas de amostragem foram determinadas de acordo com o monitoramento prévio de alguns grupos de saguis, onde foi possível comprovar a ocorrência da espécie em fragmentos florestais próximos e distantes de rodovias na região. Seis áreas de amostragem foram selecionadas, sendo três fragmentos florestais em proximidade com rodovias (impactados) e três fragmentos distantes de rodovias (controle) (Figura 1; Tabela 1).



Figura 1 Fragmentos florestais amostrados.

Tabela 1 Características dos fragmentos florestais amostrados. Os fragmentos próximos de rodovias foram nomeados como “Impac” e os distantes como “Control”. A coluna “N quad” representa o número de quadrantes que compõem cada fragmento. A coluna “Quad Interior/Borda” representa a proporção de quadrantes considerados de interior em relação aos que constituem a borda de cada fragmento. A coluna “Dist Rod” representa a distância do fragmento em relação à rodovia pavimentada mais próxima.

Frag	Lat	Long	Área (hect)	N quad (0.4 hect)	Quad Interior/Borda	Dist Rod (m)
Impac 1	21°13'39,91"S	44°59'4,93"O	11,2	28	9/19	8
Impac 2	21°12'48,76"S	44°58'27,05"O	16,4	41	18/23	0
Impac 3	21°13'19,44"S	44°57'48,14"O	24,4	61	20/41	17
Control 1	21°25'35,97"S	44°58'23,91"O	28,8	72	27/45	102
Control 2	21°30'0,70"S	44°57'28,59"O	12,4	31	11/20	203
Control 3	21°29'50,60"S	44°54'50,43"O	16,4	41	15/26	788

Todos os fragmentos escolhidos para a amostragem tiveram sua área total subdividida em quadrantes de aproximadamente 0,5 hectares, o que representa a área mínima de vida da espécie (STEVENSON e RYLANDS 1988). A malha de quadrantes foi estabelecida em função da seleção de quadrantes com mais de 50% de cobertura vegetal, logo, alguns quadrantes próximos de bordas ou clareiras não foram considerados. Após a definição dos quadrantes a serem amostrados, os mesmos foram classificados por códigos (“B” ou “I”) levando em consideração se estavam localizados na borda do fragmento (em contato com a área desmatada) ou no interior (em contato com outros quadrantes em cada um de seus lados) (Figura 2).

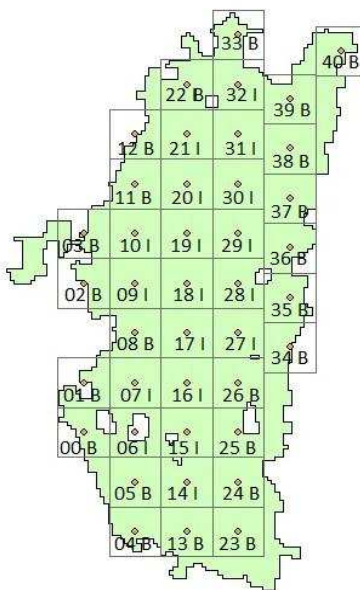


Figura 2 Imagem de um dos fragmentos florestais subdividido em quadrantes de 0,4 ha com mais de 50% de cobertura vegetal, devidamente classificados como borda ou interior.

2.2.2 Monitoramento dos saguis

Os períodos de monitoramento se sucederam em dois períodos de horário distintos em cada fragmento: 6:00am – 12:00pm (Manhã); 12:00pm – 6:00pm (Tarde). Em cada campanha os seis fragmentos eram amostrados nesses períodos de horário em dias distintos, logo, cada campanha durava 12 dias e totalizava 72 horas de esforço de observação por busca ativa. Ao final das seis campanhas realizadas entre outubro de 2012 e agosto de 2013, completaram-se 432 horas de esforço amostral para coleta de dados relacionados à ocupação dos saguis.

Para a coleta de dados utilizamos a metodologia de busca ativa por observação direta, onde o observador inicia o monitoramento em busca de indícios da presença dos saguis no interior do fragmento florestal. O principal indício utilizado foi através do reconhecimento de vocalizações, as quais norteavam a direção que o observador traçava até estabelecer contato visual com algum indivíduo ou grupo. Apesar de apresentar deficiências relacionadas à dificuldade de comparação dos dados entre áreas posteriormente, esse método foi escolhido por ser um método que otimiza as chances de se registrar a presença de espécies de primatas, favorecendo assim a obtenção de um volume de dados maior (FIGUEIREDO DOS SANTOS et al. 2013).

Ao constatar a presença da espécie em um determinado quadrante, o observador fazia o registro, coletando a posição geográfica (GPS Garmin eTrex H), e interrompia a busca ativa por 30 minutos, aguardando no mesmo local. Ao decorrer desse tempo, o observador retomava a busca ativa se deslocando pelos quadrantes do fragmento até se deparar novamente com algum indivíduo ou grupo e realizar um novo registro. Esse período de espera servia para que os saguis pudessem retornar ao seu comportamento natural após o contato visual, diminuindo assim a probabilidade dos mesmos estarem sendo influenciados pela

presença do observador. Da mesma forma, registros de ausência dos saguis também eram realizados quando não havia contato visual a cada 30 minutos de monitoramento.

Cada ponto de presença e ausência foi plotado na malha de quadrantes do fragmento (utilizando o programa Trackmaker 13.8) a fim de identificar o total de registros de presença (N_Presença) e de ausência (N_Ausência) em cada quadrante. Essa metodologia propiciou a criação de um índice de presença da espécie para cada quadrante (Índice_Presença), representado pelo número de vezes em que a presença da mesma foi constatada (N_Presença), dividido pelo número de vezes em que o quadrante foi amostrado (N_Presença + N_Ausência). Este índice de presença específico para cada quadrante foi utilizado para análise de auto correlação espacial dos quadrantes *a posteriori*.

2.2.3 Variáveis preditivas

Em cada um dos quadrantes em que se registraram pontos de presença ou ausência da espécie, variáveis ambientais (vegetação e paisagem) foram quantificadas objetivando relacionar com os dados de ocupação da espécie. Para a análise do GLMM (Modelos Lineares Generalizados Mistos) foram utilizadas variáveis contínuas (distância da rodovia, distância da borda, distância média entre as árvores de $DAP \geq 10$ cm, cobertura de dossel) e categóricas (tipo de quadrante e tipo de borda).

A distância de cada quadrante até a rodovia e até borda mais próxima foram medidas com auxílio do programa ArcGis 10.1. As variáveis da vegetação foram medidas seguindo metodologia adaptada de Dorneles e Waechter (2004), através da técnica de ponto-quadrante. A partir do ponto central do quadrante o avaliador definiu uma árvore com $DAP \geq 10$ cm como referência e seguiu nas quatro direções (norte, sul, leste, oeste) até se deparar com uma nova árvore com

DAP mínimo de 10 cm. Em seguida, o avaliador mediu a distância entre as árvores nas quatro direções, bem como mediu a cobertura de dossel ao lado dessas árvores. A porcentagem de cobertura foi estimada através de observação visual da copa das árvores no local, com auxílio de uma armação quadrada subdividida em 100 quadrículas de igual tamanho (Lira Filho 2003). Ao final das medições, cada quadrante apresentou quatro medidas de distância (metros) e cobertura de dossel (%), nas quais se retirou a média como valor final da variável representando o quadrante.

2.3 Análise dos dados

2.3.1 Ocupação dos saguis nas áreas impactadas

Inicialmente avaliamos se a distância da rodovia em relação ao quadrante equivale a um fator determinante para a maior incidência de saguis. Para isso, a regressão polinomial cúbica foi a que melhor se ajustou ao conjunto de dados obtidos. Utilizando o número de registros de presença da espécie em cada quadrante amostrado como variável dependente (resposta) e a distância da rodovia como variável independente (explicativa). Neste contexto, também avaliamos a diferença do número de registros de presença entre fragmentos impactados e controles a fim de verificar se os saguis preferem áreas mais afastadas dos distúrbios causados pela rodovia. Após a constatação da não-normalidade dos dados pelo teste de Lilliefors, utilizou-se o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis.

Para avaliar se existe diferença na presença de saguis entre quadrantes de borda e interior em função da proximidade com rodovias, avaliou-se a diferença do número de registros de presença da espécie entre quadrantes de borda e de interior. A análise foi conduzida separadamente entre fragmentos

florestais impactados por rodovias e fragmentos controle. Para isso a normalidade dos dados foi testada através do teste de Lilliefors e depois de constatada a não-normalidade, novamente utilizou-se o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis.

2.3.2 Auto correlação espacial dos quadrantes ocupados por saguis

Devido à proximidade dos quadrantes de um mesmo fragmento florestal amostrado, verificou-se a existência de auto correlação espacial entre eles através do cálculo do Índice de Moran (HONGFEI et al. 2007). A probabilidade de presença dos saguis foi estimada a partir dos valores do índice de presença gerado (Índice_Presença) para cada quadrante, possibilitando assim a elaboração dos mapas de probabilidade de presença. O cálculo do Índice de Moran foi feito através da associação entre cada quadrante e seu respectivo índice de presença, identificando assim as áreas de concentração destacada de registros da presença dos saguis em cada fragmento.

Para interpretar se as áreas de concentração identificadas pelo Índice de Moran são estatisticamente significativas utilizamos os valores de p e Z -score para avaliar o nível de significância. Os valores do Índice de Moran podem variar entre -1 , indicando completa independência entre os quadrantes, e $+1$, indicando completa correlação entre os quadrantes (HONGFEI et al. 2007). As análises e gráficos espaciais foram desenvolvidos no programa ArcGis 10.1.

2.3.3 Fatores atrativos à ocorrência dos saguis

Por último, a fim de se verificar quais são os fatores determinantes para a presença dos saguis em um determinado quadrante que compõe o fragmento florestal, utilizamos Modelos Lineares Generalizados Mistos (BOLKER et al.

2008, ZUUR et al. 2009). Consideramos a contagem dos registros de presença em cada quadrante como variável resposta, através de distribuição de Poisson, relacionando com variáveis preditivas combinadas e testadas de diversas maneiras (Tabelas 2 e 3).

Antes da construção dos modelos candidatos, a multicolinearidade das variáveis preditivas foi evitada através do teste de Correlação de Spearman, restando apenas as citadas anteriormente. Aquelas com coeficiente de correlação maior que 0.5 foram impedidas de estarem presentes no mesmo modelo, priorizando aquelas com maior coeficiente de correlação com a variável resposta individualmente.

Tabela 2 Variáveis contínuas que foram incluídas na análise do GLMM.

Nome	Variáveis contínuas	Tipo de Efeito	Media na	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão
Dist_rod	Distância da rodovia (m)	Fixo	204	9	1213	339,90
Dist_borda	Distância da borda (m)	Fixo	37	7	123	30,94
Dist_arv	Distância média entre árvores (m)	Fixo	2,76	1,36	13,17	1,93
Dossel	Cobertura de dossel (%)	Fixo	90,20	26,70	100	13,08
Zscore_Moran	Índice de Moran (Zscore)	Fixo	1,04	-2,70	19,64	4,93
Manhã	Registros feitos no período da manhã (n)	Fixo	1	0	11	1,81
Tarde	Registros feitos no período da tarde (n)	Fixo	1	0	9	1,93

Tabela 3 Variáveis categóricas que foram incluídas na análise do GLMM.

Nome	Variáveis categóricas	Tipo de Efeito	Número Categorias	Categorias
Quad	Quadrante	Aleatório	63	Código+Borda/Interior
Frag	Fragmento	Aleatório	6	Control_1/Control_2/Control_3/Impac_1/Impac_2/Impac_3
CatQ	Categoria de quadrante	Fixo	4	Controle_Borda/Controle_Interior/Impactado_Borda/Impactado_Interior
T_borda	Tipo de borda	Fixo	5	Estrada_Terra/Rodovia/Ocupação_Humana/Pasto/Plantação

Em função da diferença no número de vezes em que cada quadrante foi amostrado, e da existência de auto correlação espacial entre alguns quadrantes dos fragmentos florestais (constatada através do Índice de Moran), tanto o quadrante quanto o fragmento foram embutidos na análise do GLMM como variáveis preditivas de efeito aleatório. Nós ranqueamos os modelos pelo critério de informação de Akaike (AIC) (Burnham & Anderson 2002), categorizados *a priori*, em vinte grupos possíveis de variáveis preditivas influenciando na presença da espécie no quadrante (Tabela 4). Para essa modelagem utilizamos a função “glmer” presente no pacote “lme4” do ambiente R (R Development Core Team 2012).

Tabela 4 Grupos com diferentes composições de variáveis preditivas integrando modelos candidatos testados através dos GLMMs.

Grupos de variáveis	Número de modelos candidatos	Variáveis integrantes
Base		
Variáveis Espaciais	6	Quad, Frag, CatQ, Zscore_Moran
Variáveis Paisagem	1	T_borda
Variáveis Vegetação	7	Dist_arv, Dossel,
Variáveis Rodovia	1	Dist_borda
Variáveis Temporais	2	Dist_rod Manhã, Tarde
Combinações		
Variáveis Espaciais+Paisagem	6	Quad, Frag, CatQ, Zscore_Moran, T_borda
Variáveis Espaciais+Vegetação		
Variáveis Espaciais+Rodovia	42	Quad, Frag, CatQ, Zscore_Moran,
Variáveis Espaciais+Temporais	6	Dist_arv, Dossel, Dist_borda
Variáveis Paisagem+Vegetação	12	Quad, Frag, CatQ, Zscore_Moran, Dist_rod
Variáveis Paisagem+Rodovia		Quad, Frag, CatQ, Zscore_Moran,

“Tabela 4, conclusão

Variáveis Paisagem+Temporais	7	Manhã, Tarde
Variáveis Vegetação+Rodovia	1	T_borda, Dist_arv, Dossel, Dist_borda
Variáveis Vegetação+Temporais	2	T_borda, Dist_rod
Variáveis Rodovia+Temporais	7	T_borda, Manhã, Tarde
Variáveis Espaciais+Rodovia+Paisagem	14	Dist_arv, Dossel, Dist_borda, Dist_rod
Variáveis Espaciais+Rodovia+Paisagem+Temporais	2	Dist_arv, Dossel, Dist_borda, Manhã, Tarde
Variáveis Vegetação+Rodovia+Paisagem	6	Dist_rod, Manhã, Tarde
Variáveis Vegetação+Rodovia+Paisagem+Temporais	12	Dist_rod, Manhã, Tarde
Variáveis Paisagem+Rodovia+Temporais	7	Quad, Frag, CatQ, Zscore_Moran, Dist_rod, T_borda
	14	Quad, Frag, CatQ, Zscore_Moran, Dist_rod, T_borda, Manhã, Tarde
	2	Manhã, Tarde
		Dist_arv, Dossel, Dist_borda, Dist_rod, T_borda
		Dist_arv, Dossel, Dist_borda, Dist_rod, T_borda, Manhã, Tarde
		T_borda, Dist_rod, Manhã, Tarde

4 RESULTADOS

4.1 Ocupação dos saguis nas áreas impactadas

Totalizamos 178 registros de presença de saguis nos fragmentos florestais que compõem a área de estudo (Figura 3).

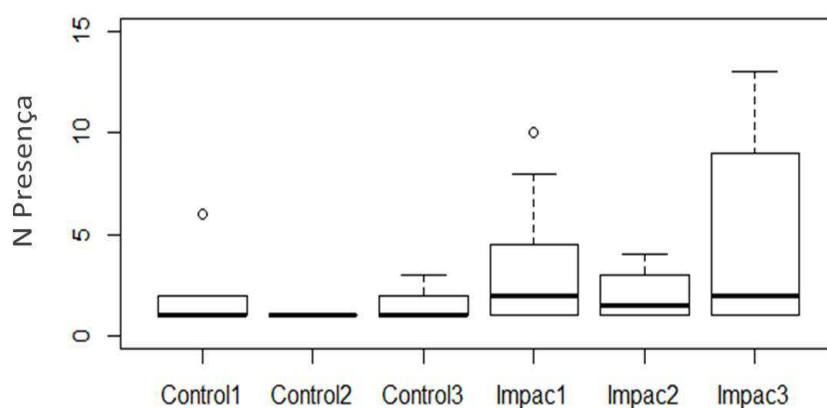


Figura 3 Número total de registros de presença de saguis entre os fragmentos florestais amostrados ao longo de todas as campanhas. As linhas horizontais em negrito, presentes no interior das caixas, representam a média aritmética. As linhas horizontais acima e abaixo da linha em negrito representam o desvio padrão, e os círculos brancos representam *outliers*.

O coeficiente de determinação múltipla da regressão entre registros de presença dos saguis e distância da rodovia foi de 0,1022 (Figura 4), e a diferença do número de registros de presença entre fragmentos florestais impactados e controles foi significativa ($H = 7,4367$; $p = 0,0064$), sendo superior para os impactados ($n = 147$). Quando comparados entre si, o número de registros de presença em cada um dos fragmentos impactados não apresentou diferença ($H = 2,8716$; $p = 0,2379$), assim como no caso dos fragmentos controles ($H = 1,0239$; $0,5993$).

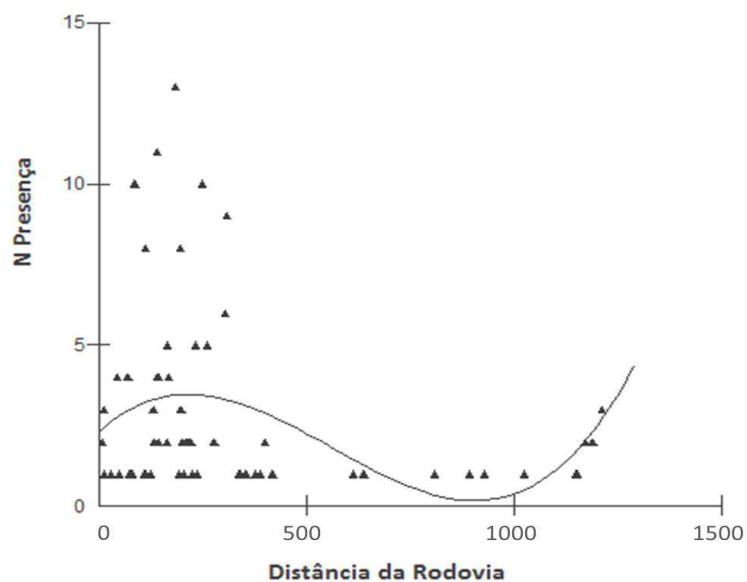


Figura 4 Regressão polinomial cúbica ($Y' = a + (b1)X + (b2)X^2 + (b3)X^3$), entre o número total de registros de presença dos saguis em cada quadrante (variável resposta) e sua respectiva distância em relação à rodovia (variável explicativa).

No que se refere à preferência entre quadrantes de borda e interior por parte dos saguis, não houve diferença no número de registros tanto para fragmentos florestais impactados ($H = 2,1096$; $p = 0,1464$) quanto para controles ($H = 0,1281$; $p = 0,7204$) (Figura 5).

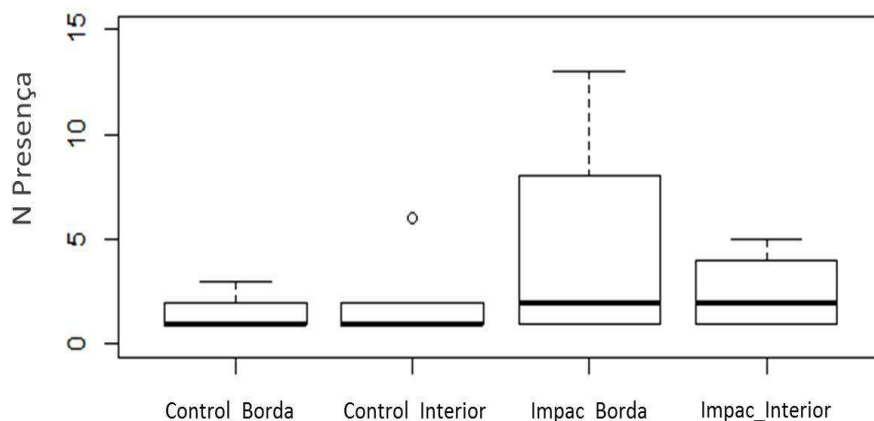


Figura 5 Número total de registros de presença dos saguis entre as diferentes categorias de quadrantes amostrados ao longo de todas as campanhas. As linhas horizontais em negrito, presentes no interior das caixas, representam a média aritmética. As linhas horizontais acima e abaixo da linha em negrito representam o desvio padrão, e os círculos brancos representam *outliers*.

4.2 Auto correlação espacial dos quadrantes ocupados por saguis

Em relação à análise de auto correlação espacial, todos os fragmentos apresentaram quadrantes em que o Índice de Moran refletiu valores de $p \leq 0,05$ e z-score positivo acima de 1,96. Esses parâmetros evidenciam que a distribuição espacial dos índices de presença entre os quadrantes está mais espacialmente concentrada do que seria em caso de distribuição aleatória (Mitchell 2005), confirmando a existência de auto correlação espacial entre alguns dos quadrantes amostrados. Considerando todos os quadrantes da área de estudo, os valores específicos do Índice de Moran variaram entre -0,2644 e +0,6398 (Figura 6).

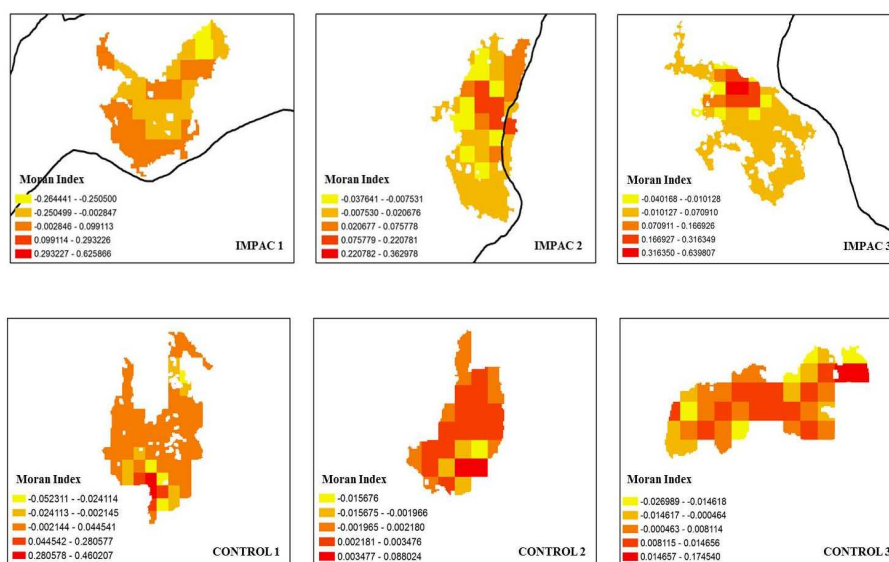


Figura 6 Mapas de probabilidade de presença entre os quadrantes que compõem os fragmentos, baseado no índice de presença calculado (Índice_Presença). As áreas em vermelho representam maior concentração de presença e amarelo, áreas de menor concentração. A linha preta representa o traçado da rodovia próxima aos fragmentos impactados. Na legenda, os valores do Índice de Moran podem variar entre -1 (indicando completa independência espacial entre os quadrantes) e +1 (indicando completa correlação espacial entre os quadrantes).

4.3 Fatores atrativos à ocorrência dos saguis

Ao todo foram testados 158 modelos candidatos, baseado nas formulações *à priori* dos grupos de variáveis preditivas. Apenas dois deles apresentaram $\Delta AIC < 2$, sendo comparativamente os modelos com maior poder de inferência (Tabelas 5 e 6).

Tabela 5 Sumário dos valores de AIC (Akaike Information Criterion), ΔAIC ($AIC_i - \min AIC$) e W_i (Akaike weight) dos 10 modelos candidatos com menores valores de ΔAIC , para determinar características preferenciais para ocorrência dos saguis. Os modelos com maior poder de inferência são os que apresentam $\Delta AIC \leq 2$.

Modelo	AIC	ΔAIC	ω_i
1) CatQ+Zscore_Moran+Tarde	220	0	0,4564
2) CatQ+Zscore_Moran+Dist_rod+T_borda+Tarde	220,9	0,9	0,2910
3) Dist_arv+Dossel+Dist_borda+Tarde	225	5	0,0375
4) Dossel+Dist_borda+Tarde	225,1	5,1	0,0356
5) Dossel+Dist_borda+Dist_rod+T_borda+Tarde	226,1	6,1	0,0216
6) Dist_arv+Dossel+Dist_borda+Dist_rod+T_borda+Tarde	226,4	6,4	0,0186
7) Dossel+Tarde	226,6	6,6	0,0168
8) Tarde	226,6	6,6	0,0168
9) Dist_borda+Tarde	226,7	6,7	0,0160
10) Dist_borda+Dist_rod+T_borda+Tarde	227,1	7,1	0,0131

Tabela 6 Parâmetros estimados para os modelos mais explicativos ($\Delta AIC \leq 2$).

Modelo	Variáveis	Coefficiente de regressão estimado (β)	Erro-padrão (EP)	Significância (p)
1) CatQ+Zscore_Moran+Tarde	Intercepto	-0,0702	0,237	0,7670
	CatQ:	0,0119	0,386	0,9753
	Control_Interior	0,7114	0,267	0,0077
	CatQ: Impac_Borda	0,1807	0,281	0,5205
	CatQ: Impac_Interior	0,0538	0,016	0,0010
	Zscore_Moran	0,2157	0,031	<0,0001
	Tarde			
2) CatQ+Zscore_Moran+Dist_rod+T_borda+Tarde	Intercepto	-0,8073	0,557	0,1472
	CatQ:	-0,1508	0,436	0,7295
	Control_Interior			
	CatQ: Impac_Borda	0,7310	0,436	0,0420
	CatQ: Impac_Interior	0,3031	0,396	0,4440
	Zscore_Moran	0,0802	0,028	0,0004
	Dist_rod	<0,0001	<0,001	0,9953
	T_borda: Hab	0,8622	0,419	0,0396
	T_borda: Past	0,7594	0,300	0,0114
	T_borda: Plant	0,5886	0,285	0,0388
	T_borda: Rod	0,1990	0,305	0,5147
Tarde	0,2623	0,036	<0,0001	

5 DISCUSSÃO

5.1 Ocupação dos saguis nas áreas impactadas

Por se tratarem de animais de grande plasticidade ecológica, facilmente adaptados a viver em ambientes fragmentados e áreas antropizadas (RYLANDS e FARIA 1993, MIRANDA e FARIA 2001, MARSH 2003), bem como em registros ocasionais da fauna atropelada (VIEIRA 1996, GARRIDO DE PAULA et al. 2005), esperávamos que a espécie não apresentasse o comportamento de evitar áreas próximas de rodovias. Sendo assim, nossos resultados comprovam nossa hipótese inicial. Os saguis estão presentes tanto em fragmentos impactados por rodovias quanto nos controles; porém, o número de registros de presença da espécie nos fragmentos impactados é significativamente superior. Além disso, não há diferença de sua presença entre quadrantes de borda e interior, ao longo da área dos fragmentos florestais impactados.

Em ambientes perturbados, como no caso de fragmentos florestais em proximidade com rodovias, os saguis acabam por se beneficiar à medida que toleram um intervalo de condições maior do que muitas espécies de mamíferos, principalmente outras espécies de primatas (ESTRADA e COATES-ESTRADA 1996, MARSH 2003, ARROYO-RODRÍGUEZ e MANDUJANO 2006). Os predadores em potencial dos saguis são representados primordialmente por espécies de falconiformes (LYRA-NEVES et al. 2007), os quais aparentemente não são abundantes nos fragmentos florestais amostrados (observação pessoal). Considerando que a sobreposição de nicho e o risco de predação são menores nos fragmentos florestais impactados, esse cenário propicia que a espécie se torne mais abundante e consiga explorar toda a área do fragmento, independentemente de ser área de borda ou interior.

Apesar de ser comumente encontrada em ambientes urbanos (YOUNG et al. 2010), de acordo com Duarte et al. (2011), a espécie parece preferir áreas com menor ruído sonoro, independentemente da oferta de recursos disponíveis. Ainda que nossos resultados não apontem esse comportamento, os saguis são capazes de alterar drasticamente sua área de vida em função da interferência humana, preferindo ambientes menos estressantes.

Esse cenário é indicado pela relação entre registros de presença dos saguis e a distância da rodovia. O número de registros de presença dos saguis são maiores em quadrantes mais próximos da rodovia (até 200 metros) e, à medida que a distância da rodovia aumenta, os saguis se tornam menos presentes (entre 200 e 1000 metros). Apesar de termos amostrado poucos quadrantes com distância superior a 1000 metros (devido ao tamanho dos fragmentos florestais), valores acima dessa marca indicam um aumento da presença dos saguis novamente.

Esse padrão ao longo do gradiente de distância da rodovia poderia ser explicado em razão do efeito marginal causado pela rodovia (FORMAN 2000, FORMAN e DEBLINGER 2000). Esse efeito apresenta um limite de alcance no interior do fragmento, promovendo a seleção de determinadas espécies que são capazes de tolerar os distúrbios da rodovia (RYTWINSKI; FAHRIG, 2009, MAIA 2013). O grau do efeito marginal se dilui com o aumento da distância da rodovia (EIGENBROD et al. 2009), fazendo com que a seleção das espécies tolerantes seja mais branda (RYTWINSKI; FAHRIG, 2012). Consequentemente, espécies especializadas em áreas perturbadas (como, por exemplo, bordas de floresta) tendem a competir com outras espécies que passam a estar presentes, e, concomitantemente, serem suprimidas por eventuais predadores (RYTWINSKI; FAHRIG, 2013). À medida que a distância da rodovia continua a aumentar e seus distúrbios se tornam inexistentes, o equilíbrio ecológico do fragmento

florestal tende a ser restabelecido, e outras espécies retornam à sua abundância natural.

Essa situação também pode estar relacionada ao fato de a proximidade com rodovias acarretar na morte de indivíduos de outras espécies. Os saguis beneficiam-se à medida que não são acometidos pelos atropelamentos na mesma intensidade que outras espécies, principalmente aquelas de hábito terrestre com alta mobilidade e necessidade de maior área de uso (RYTWINSKI; FAHRIG, 2013). Como os saguis são animais arborícolas, dependem prioritariamente de áreas com cobertura vegetal para explorarem o dossel e se locomover (RYLANDS e FARIA 1993). Sendo assim, estão menos susceptíveis ao atropelamento, exceto por raras ocasiões em que cruzam áreas abertas que não apresentam nenhuma conexão aérea (seja por dossel, seja por fiação elétrica) (RYLANDS 1996, SECCO et al. *in prep*).

5.2 Auto-correlação espacial dos quadrantes ocupados por saguis

A variável *Zscore_Moran*, apareceu nos dois modelos mais explicativos do GLMM, salientando a influência que a correlação espacial entre os quadrantes tem sobre a presença dos saguis. Determinados quadrantes apresentam características atrativas aos saguis, como por exemplo, maior oferta de recursos alimentares, tais como, árvores frutíferas (VILELA e DEL-CLARO 2011). Nessas condições, quadrantes com mais recursos acabam influenciando indiretamente na ocupação dos quadrantes próximos, seja devido à rota de deslocamento desempenhada pelos saguis ao longo da área de uso, seja porque à medida que alguns indivíduos exploram um recurso em um quadrante, o restante do grupo se espalha pela área no entorno.

5.3 Fatores atrativos à ocorrência dos saguis

Devido ao hábito arborícola e alta capacidade de deslocamento da espécie para explorar os recursos dispersos no ambiente (RYLANDS et al. 1993, RYLANDS e FARIA 1993, VILELA e Faria 2004), esperávamos que locais com maior cobertura de dossel fossem mais atrativos à presença da espécie. Entretanto, a cobertura de dossel não foi um dos fatores determinantes para a presença dos saguis.

Entre todas as variáveis preditivas testadas em relação à presença dos saguis nos quadrantes amostrados, as variáveis CatQ (categoria do quadrante), Zscore_Moran (índice relativo à auto-correlação espacial), Tarde (período do dia das 12:00pm às 6:00pm), Dist_rod (distância do quadrante para a rodovia) e T_borda (tipo de borda mais próxima do quadrante), foram as que constituíram os modelos mais explicativos. Ressalta-se, ainda, que CatQ, Zscore_Moran e Tarde, repetiram-se nos modelos, chamando a atenção para a influência delas sobre a presença dos saguis. Nesse sentido, o tipo de borda e a distância da rodovia não parecem ser os fatores principais para a presença dos saguis, a não ser pelo efeito sinérgico que elas apresentam em conjunto com as outras variáveis.

Em relação à categoria do quadrante, a maior parte dos registros de presença dos saguis ocorreu em quadrantes de borda em fragmentos impactados. Esse resultado indica, mais uma vez, a facilidade que a espécie tem em habitar locais perturbados pela influência antrópica, onde a maioria das outras espécies da fauna não toleram ou ocorrem em baixa abundância (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009; RYTWINSKI; FAHRIG, 2013).

O período de amostragem da tarde também se apresentou como uma variável preditiva relevante, tendo em vista que a maior parte dos registros de presença foi feito nesse período do dia. Esse resultado pode ser explicado devido

às baixas temperaturas no período da manhã na região, fazendo com que o período de atividade dos grupos de saguis se iniciasse mais tarde. Depois que a temperatura aumenta gradativamente, os indivíduos saem do sítio de dormida e começam a se deslocar e desempenhar suas atividades diárias (principalmente forrageamento) até o entardecer, quando as temperaturas voltam a diminuir e os indivíduos retornam aos sítios de dormida (Vilela e Faria 2004).

5.4 Implicações para a conservação

Nos casos de fragmentos florestais de pequena extensão, em que se constata a presença de determinadas espécies de primatas, o conhecimento sobre os fatores preponderantes para que elas permaneçam ocupando-os ainda é incipiente (MARSH e CHAPMAN 2013). Essa questão ganha maior relevância em algumas regiões tropicais em que restam poucos remanescentes florestais da vegetação original, em que várias espécies estão restritas a essas manchas de hábitat.

Entender quais são os processos e fatores que são responsáveis pela manutenção das espécies nos fragmentos é de suma importância para a tomada de decisões no que se refere ao manejo do ambiente para a conservação das espécies (ARROYO-RODRÍGUEZ e FAHRIG 2014). Nesse contexto, o presente estudo traz resultados inéditos sobre a relação entre paisagens interceptadas por rodovias e ocupação de primatas. Salientamos que, para *Callithrix penicillata*, a proximidade de fragmentos florestais com rodovias não é um fator restritivo à ocorrência da espécie, e que os grupos estudados não apresentaram o comportamento de evitar bordas de fragmentos florestais em contato com rodovias. Logo, apesar de ser uma espécie de primata com hábito essencialmente arborícola, está sujeita à mortalidade por atropelamentos em áreas de ocorrência próximas de rodovias.

REFERÊNCIAS

- Arroyo-Rodríguez, V. e Mandujano, S. 2006. Forest fragmentation modifies habitat quality for *Alouatta palliata*. *International Journal of Primatology*, 27: 1079-1096.
- Arroyo-Rodríguez, V. e Mandujano, S. 2009. Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from the primates perspective. *International Journal Primatology*, 30: 497-514.
- Arroyo-Rodríguez, V., Cuesta-del Moral, R., Mandujano, S., Chapman, C. A., Reyna-Hurtado, R. e Fahrig, L. 2013. Assessing habitat fragmentation effects on primates: The importance of evaluating questions at the correct scale. In: Marsh, L. K. e Chapman, C. A. (Eds.). *Primates in fragments: complexity and resilience. Developments in primatology: progress and prospects*. New York, Springer.
- Arroyo-Rodríguez, V. e Fahrig, L. 2014. Why is a landscape perspective importante in studies of primates? *American Journal of Primatology*, doi: 10.1002/ajp.22282.
- Barros, A. e Yoshida, C. E. 2009. Vocalização de saguis-de-tufo-preto (*Callithrix penicillata*): Identificação e descrição de sons e respostas comportamentais. *Bioikos*, 23(1): 19-27.
- Bicca-Marques, J. C., Martins da Silva, V., Gomes, D. F. 2011. Ordem Primates. In: Reis, N. R., Peracchi, A. L., Pedro, W. A., Passos de Lima, I. (Eds.), *Mamíferos do Brasil*. Londrina, Brasil, pp. 111-113.
- Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H. H., White, J. S. 2008. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(3): 127-136.

Burnham, K. P. e Anderson, D. R. 2002. Model selection and inference: a practical information-theoretic approach. New York: Springer-Verlag.

Dalanesi, P. E., Oliveira-Filho, A. T. e Fontes, M. A. L. 2004. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG, e correlação entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. *Acta Botanica Brasilica*, 18: 737-757.

Dorneles, L. P. P. e Waechter, J. L. Fitossociologia do componente arbóreo na floresta turfosa do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 18(4):815-824.

Duarte, M. H. L., Vecchi, M. A., Hirsch, A. e Young, R. J. 2011. Noisy human neighbours affect where urban monkeys live. *Biology Letters*, doi: 10.1098/rsbl.2011.0529.

Eigenbrod, F., Hecnar, S. J. e Fahrig, L. 2009. Quantifying the road-effect zone: Threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecology and Society* 14(1): 24.

Estrada, A. e Coates-Estrada, R. 1996. Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *International Journal of Primatology*, 17: 759-783.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34: 487-515.

Fahrig, L., e T. Rytwinski. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14: 21.

Fahrig, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40: 1649-1663.

Figueiredo dos Santos, C., Bueno, B. e Casella, J. 2013. Comparação entre métodos de amostragem e eficiência de iscas na atração de mamíferos de médio e grande porte no Cerrado. *Neotropical Biology and Conservation*, 8(3): 156-164.

Fischer, J. e Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: A synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 265-280.
Fletcher, R. J. 2005. Multiple edger effects and their implications in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology*, 74: 342-352.

Forman, R. T. T. 2000. Estimate of the área affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology*, 14(1): 31-35.

Forman, R. T. T. e Deblinger, R. D. 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) Suburban Highway. *Conservation Biology*, 14(1): 36-46.

Garrido de Paula, H. M., Távora, R. S., Almeida, M. V., Pelegrini, L. S., Valença da Silva, G., Zaganini, R. L. e Lucindo, A. 2005. Estudos preliminares da presença de saguis no município de Bauru, São Paulo, Brasil. *Neotropical Primates*, 13(3): 6-11.

Gilbert, K. A. 2003. Primates and fragmentation of the Amazon forest. In Marsh, L. K. (Ed.). *Primates in fragments: Ecology and conservation*. New York: Kluwer Academic, Plenum Press.

Goosem, M. 2007. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, 93: 1587-1595.

Goosem, M., Wilson, R., Weston, N. e Cohen, M. 2008. Highway Overpass Evaluation of Effectiveness: Kuranda Range Road Upgrade Project. James Cook University, Australia, Cairns.

Hill, J. L. e Curran, P. J. 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: Effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography*, 30: 1391-1403.

Hongfei, L., Calder, C. A., Cressie, N. 2007. Beyond Moran's *I*: Testing for Spatial Dependence Based on the Spatial Autoregressive Model. *Geographical Analysis* 39 (4): 357–375.

Köppen, W. 1948. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Econômica. México. 479p.

Laurance, W. F., Ferreira, L. V., Rankin-De Merona, J. M., Laurance, S. G., Hutchings, R. W. e Lovejoy, T. E. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology*, 12: 460-464.

Laurance, W. F., Delamônica, P., Laurance, S. G., Vasconcelos, H. L. e Lovejoy, T. E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, 404: 838

Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard, R. O., Laurance, S. G., Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16: 605-618.

Laurance, W. F., Goosem, M., e Laurance, S. G. 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology e Evolution*, 24: 659–669.

Lira-Filho, C. C. A. 2003. *Estrutura da comunidade de lagartos da Reserva de Gurjaú, Pernambuco, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.

Lyra-Neves, R., M., Oliveira, M. A. B., Telino-Júnior, W. R. e dos Santos, E. M. 2007. Comportamentos interespecíficos entre *Callithrix jacchus* (Linnaeus) (Primates, Callitrichidae) e algumas aves da Mata Atlântica, Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(3): 709-716.

Maia, A. C. R. 2013. Efeitos marginais de rodovias em mamíferos de médio e grande porte. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Lavras.

Mandujano, S., Escobedo-Morales, L. A., Palacios-Silva, R., Arroyo-Rodríguez, V. e Rodríguez-Toledo, E. M. 2006. A metapopulation approach to conservation of howler monkeys in highly altered landscape in Mexico. In: Estrada, A., Gaerber, P. A., Pavelka, M. S. M. e Luecke, L. (Eds.). *New perspectives in the study of Mesoamerican primates: Distribution, ecology, behavior, and conservation*, pp. 513-538. Kluwer Academic, Plenum Publishers, New York.

Marsh, L. K. 2003. The nature of fragmentation. In: Marsh, L. K. (Ed). *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Kluwer Academic, New York: 1-8.

Marsh, L. K. e Chapman, C. A. 2013. *Primates in fragments: complexity and resilience*. *Developments in primatology: Progress and prospects*. New York, Springer.

Mitchell, A. 2005. *The ESRI Guide to GIS Analysis, Volume 2*. ESRI Press.
Miranda, G. H. B. e Faria, D. S. 2001. Ecological aspects of Black-Pinellated Marmoset (*Callithrix penicillata*) in the Cerradão and dense Cerrado of the Brazilian Central Plateau. *Brazilian Journal of Biology*, 61(3): 397-404.

Oliveira-Filho, A. T. e Fluminhan-Filho, M. 2000. Ecologia de vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. *Cerne*, 5(2): 60-63.

Pohlman, C. L., Turton, S. M. e Goosem, M. 2007. Edge effects of linear canopy openings on Tropical Rain Forest understory microclimate. *Biotropica*, 39(1): 62-71.

R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Rylands, A. B. e Faria, D. S. 1993. Habitats, feeding ecology, and home range size in the Genus *Callithrix*. In: Rylands, A. B. (Ed.). Marmosets and Tamarins: Systematics, Behavior and Ecology. Oxford: Oxford University Press, pp. 262-272.

Rylands, A. B., Coimbra-Filho, A. F. e Mittermeier, R. A. 1993. Systematics, geographic distribution, and some notes on the conservation status of the *Callitrichidae*. In: A. B. Rylands (Ed.), Marmosets and tamarins: systematics, behaviour, and ecology. Oxford University Press, Oxford, pp. 11-77.

Rylands, A. B. 1996. Habitat and the evolution of social and reproductive behavior in *Callitrichidae*. *American Journal of Primatology*, 38(1): 5-18.

Rytwinski, T. e Fahrig, L. 2012. Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biological Conservation*, 147(1): 87-98.

Rytwinski, T. e Fahrig, L. 2013. Why are some animal populations unaffected or positively affected by roads? *Oecologia*, doi: 10.1007/s00442-013-2684-x.

Rodrigues, E. 1998. Edge effects on the regeneration of forest fragments in North Paraná. Tese de Ph.D. Harvard University.

Secco, H., Oliveira, H. D., Bager, A. 2014. Locais preferenciais para a travessia do sagui-de-tufos-pretos (*Callithrix penicillata*) em rodovias. *In prep.* Mammalia.

van der Ree, R. Cesarini, S. P., Moore, S. J. L. e Taylor, A. 2010. Large gaps in canopy reduce road crossing by a gliding mammal. *Ecology and Society*, 15: 35.

Vetter, D., Hansbauer, M. M., Vegvari, Z. e Storch, I. 2011. Predictors of forest fragmentation sensitivity in neotropical vertebrates: a quantitative review. *Ecography*, 34: 1-8.

Vieira, E. M. 1996. Highway mortality of mammals in central Brazil. *Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, 48(4): 270-271.

Vilela, S. L. e Faria, D. S. 2004. Seasonality of the activity pattern of *Callithrix penicillata* (Primates, Callitrichidae) in the Cerrado (Scrub Savanna Vegetation). *Brazilian Journal Biology*, 64(2): 363-370.

Vilela, A. A. e Del-Claro, K. 2011. Feeding behavior of the Black-Tufted-ear Marmoset (*Callithrix penicillata*) (Primata, Callitrichidae) in a Tropical Cerrado Savanna. *Sociobiology*, 58(2): 1-6.

Wilson, R. F., Marsh, H., Winter, J. 2007. Importance of canopy connectivity for home range and movements of the rainforest arboreal ringtail possum (*Hemibelideus lemuroides*). *Wildlife Research*, 34: 177–184.

Young, R. J., Teixeira, C. P. e Goulart, V. O. R. L. 2010. Analysis of callouts made in relation to wild urban marmosets (*Callithrix penicillata*) and their implications for urban species management. *European Journal of Wildlife Research*, 56: 641-649.

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A, Smith, G. M. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. USA: Springer.