



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Influência dos fatores naturais e antrópicos no atropelamento de  
mamíferos na BR-163, Mato Grosso.

Luís Renato Rezende Bernardo

Orientador: Dr. Emerson Monteiro Vieira

Tese apresentada ao Programa de  
Pós-Graduação em Ecologia da  
Universidade de Brasília, como  
requisito para a obtenção do grau de  
Doutor em Ecologia.

Orientador: Dr. Emerson M. Vieira

Brasília, novembro de 2021

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao professor Emerson Monteiro Vieira, pela orientação, paciência, incentivo e puxões de orelha, nesses quase cinco anos de laboratório.

A todos os professores do Departamento de Ecologia da UnB, pelo muito que aprendi, pelos incentivos e pelas amizades feitas durante o doutorado.

A Fundação CAPES e ao CNPQ pelo apoio financeiro imprescindível durante o período de doutorado.

Aos meus pais Jorge Luis Bernardo e minha irmã Juliana Rezende Bernardo, que embora até hoje não entendam muito bem a escolha pela biologia e nem saibam exatamente o que eu faço, sempre me apoiaram e se dedicaram ao máximo para que pudesse dar continuidade a minha formação.

A minha mãe, que me chama de filho de chocadeira, mas que sabe que é meu o porto seguro na vida. Que durante minha vida toda sempre batalhou muito, junto com meu pai, pra dar uma vida pra gente um pouco melhor que a que eles tiveram. Não importava qual fosse o problema que tivesse, ela nunca deixou que ele afetasse a mim ou a minha irmã. Mesmo hoje, lutando contra uma doença terrível, nunca reclamou, chorou ou pareceu desanimar da vida. Pelo contrário, está sempre confiante, animada e inspirando o melhor em todos que a cercam.

A minha avó Nair Rezende, que dedicou muitos anos da sua vida a minha criação para que meus pais pudessem trabalhar. Que mesmo tendo pouquíssima instrução, sempre soube o valor da educação e seguiu me incentivando até seus últimos dias de sua vida, que quis o destino que eu não pudesse estar presente para me despedir justamente por estar fazendo o que ela sempre incentivou.

A minha avó Alayde Julia Bernardo, que é uma das pessoas mais cultas e a frente do seu tempo que conheci na vida. Motivo de orgulho para todos aqueles que tiveram o prazer de ser contaminados com sua avides pela cultura, literatura e poesia. Orgulho pessoal meu por ser até hoje uma voz sensata e pragmática, em meio à onda de obscurantismo que assola o país. Onda que contaminou tantas outras pessoas que antes também eram fonte de admiração e inspiração.

Ao meu avô Jorge Bernardo, que sempre foi uma fonte de inspiração por sua busca incessante por conhecimento, mas que acabou vítima do negacionismo científico daqueles que cultuam o retrocesso e impediram que ele e muitas outras pessoas fossem imunizadas durante a pandemia de covid-19 quando já havia vacina.

A minha tia avó Sérvula, que apesar de ser uma pessoa extremamente religiosa, nunca virou as costas para a ciência e provavelmente foi a maior incentivadora da minha carreira científica, até nos deixar início desse ano. Seu amor pela educação nunca será esquecido e me inspira toda vez que me sento para fazer um post de divulgação científica.

A minha namorada e praticamente esposa, Fernanda Stussi. Por fazer todo dia um dia melhor com seu sorriso, por me incentivar e puxar minha orelha quando preciso e me dar carinho quando estou mal. Não importa o problema, tudo fica mais fácil e colorido com ela por perto. Sem ela, os últimos dois anos, que certamente estão entre os

piores da minha vida, teriam sido muito mais difíceis. Todos os dias ela me inspira com sua dedicação e inteligência e me diverte com sua visão particular do colorido que a vida tem.

Aos companheiros do laboratório de Ecologia de Vertebrados pelas conversas e ajuda no longo caminho do doutorado.

A Aída “Vandinha”, pela amizade durante esses anos e ajuda nos trabalhos de campo.

Aos professores André Mendonça e Marcos Figueiredo, não só pela amizade de mais de uma década, mas também pelo incentivo e ajuda nesses anos de doutorado.

A Anna Carla, antes amiga de rolê da bio e hoje amiga de trabalho. Sempre prestativa em tudo que precisei de ajuda e a melhor companhia para focar nos intervalos.

Aos amigos do futebol da UnB Marcelo, Wagner, Andrezinho, Yan, Lucas e Gui. Que preencheram muitos momentos de bad da minha vida com risos e cansaço, além de evitar que eu virasse um completo sedentário durante o doutorado.

A Carlinha e Lauren, certamente as melhores coisas que o doutorado me deu. Obrigado pelos quase 5 anos de parceria e momentos impagáveis nos fins de noite no Velvet e no BK. Vocês fizeram a vida de um carioca perdido em Brasília muito mais fácil, divertida e feliz.

Aos amigos de longa data e os que fiz quando cheguei em Brasília pela companhia nesses anos longe de casa, Lia, Pri, Dudu, Doufe, Carol Nappo, Carol “Chapéu”, Marcelinho, Liv, Totas, Jarbas e Jesine.

Aos amigos de que estão longe a muito tempo, mas sempre presentes na minha vida Ricardo “Goiaba”, Gabriel “Gabe” e Thiago S. Soares “Lex”.

Aos companheiros de vida e de Ecotrópica Priscila Cobra, Nadjha Rezende e Bernardo Papi por todos os anos de amizade, viagens, perrengues, esporro, bebedeiras, festas e muito trabalho, sempre ao meu lado quando precisei.

Agradeço a todos que participaram da minha vida nos últimos cinco anos, aturando a saudade e distância, o meu mau humor quando as coisas davam errado e minha felicidade quando saíam como o esperado.

Enfim, a todos vocês ainda presentes ou não em minha vida, muito obrigado por contribuírem com sua existência.

## SUMÁRIO

|  |    |
|--|----|
| Resumo .....   | 3  |
| Abstract.....  | 4  |
| Lista de figuras .....   | 6  |
| Lista de tabelas .....   | 8  |
| Introdução geral.....  | 10 |
| Objetivo e estrutura da tese .....   | 14 |
| Métodos gerais.....  | 15 |
| Área de estudo .....   | 15 |
| Coleta de dados de atropelamentos .....  | 17 |
| Referências Bibliográficas.....  | 18 |
| Capítulo 1: A relação do uso e cobertura do solo com os atropelamentos de mamíferos. |    |
| 23   |    |
| Introdução.....  | 23 |
| Material e métodos .....   | 25 |
| Taxa de atropelamento.....   | 25 |
| Levantamento de dados de uso do solo .....   | 26 |
| Seleção de variáveis de uso e cobertura do solo.....                                 | 29 |
| Análise do uso e cobertura do solo .....   | 29 |
| Resultados.....  | 31 |
| Caracterização da fauna vítima de atropelamento na BR-163. ....                      | 31 |
| Taxa de atropelamentos .....   | 36 |
| Uso e cobertura do solo .....  | 36 |
| Discussão .....  | 46 |
| Diversidade, abundância de espécies e espécies ameaçadas .....                       | 46 |
| Desambiguação de espécies e grupos funcionais .....                                  | 50 |
| Taxa de atropelamentos .....   | 52 |

|  |     |
|--|-----|
| Uso e cobertura do solo.....   | 53  |
| Conclusão.....   | 62  |
| Referências Bibliográficas.....  | 64  |
| Capítulo 2: Efeitos do fogo no atropelamento de mamíferos.....                       | 97  |
| Introdução.....  | 97  |
| Material e métodos.....  | 100 |
| Dados de queimadas.....  | 100 |
| Período de estudo.....   | 101 |
| Análise dos efeitos do fogo sobre os atropelamentos.....                             | 101 |
| Resultados.....  | 102 |
| Discussão.....   | 105 |
| Conclusão.....   | 110 |
| Referências Bibliográficas.....  | 111 |
| Capítulo 3: Efeitos do clima e do tráfego de veículos no atropelamento de mamíferos. |     |
| 143  |     |
| Introdução.....  | 143 |
| Material e métodos.....  | 145 |
| Dados de atropelamento.....  | 145 |
| Período de estudo.....   | 145 |
| Dados climáticos e de tráfego.....   | 146 |
| Análise de dados.....  | 147 |
| Resultados.....  | 149 |
| Riqueza e abundância de espécies.....  | 149 |
| Taxa de atropelamentos.....  | 151 |
| Tráfego.....   | 151 |
| Clima.....   | 154 |
| Independência entre as variáveis.....  | 155 |

|  |     |
|--|-----|
| Sazonalidade .....                                     | 155 |
| Efeitos do tráfego e do clima nos atropelamentos ..... | 159 |
| Discussão .....  | 168 |
| Efeitos do tráfego.....                                | 170 |
| Efeitos do clima .....                                 | 173 |
| Conclusão .....  | 177 |
| Referências Bibliográficas.....                        | 179 |
| Apêndices .....  | 211 |
| Anexo 1 .....  | 232 |

## RESUMO

Diversos fatores influenciam na dinâmica de atropelamento dos mamíferos silvestres em rodovias, mas alguns são pouco conhecidos. Assim, os objetivos deste estudo foram identificar e avaliar a relação da mastofauna vítima de atropelamentos na rodovia BR-163, estado do Mato Grosso, com: 1 - as características da paisagem; 2 - as queimadas que ocorrem ao longo da rodovia; 3 - as variações do clima e do tráfego. Foram registradas 36 espécies, a maioria de médio ou grande porte (> 3kg). A cobertura florestal foi a variável de ocupação do solo mais importante e relacionada ao aumento do atropelamento da maioria das espécies. Indicando o uso dessas áreas como refúgios ou corredores em paisagens fragmentadas. Mamíferos especialistas estiveram relacionados com seus habitats específicos. O grupo de espécies semiaquáticas como um todo e *Hydrochoerus hydrochaeris* relacionados com a água e *Sapajus* sp. e o grupo de espécies arborícolas com áreas florestadas. Análises do uso do solo na escala de 1 km no entorno do local de atropelamento foram mais informativas que as de 100 m, indicando que o tamanho da área de vida das espécies deve ser considerado para a definição da escala. A maioria das espécies apresentou relação negativa com a presença de incêndios, que pode estar sendo causada por mortalidade, redução na disponibilidade de recursos ou conversão de áreas naturais para atividade agropecuária. Tanto a capivara quanto o grupo de espécies semiaquáticas apresentaram relação positiva com a presença de incêndios e podem estar sendo atraídos pela rebrota da vegetação. O aumento no volume de tráfego de veículos comerciais pesados causou redução no registro de atropelamentos para a maioria das espécies. Isso pode indicar um efeito barreira causado pelo tráfego intenso ou redução dos atropelamentos devido a redução da velocidade dos veículos. O atropelamento do grupo de espécies arborícolas e de *Sapajus* sp. aumentou com o volume de veículos de passeio. Estes, podem estar sendo atropelados ao se aproximarem da estrada para consumir lixo jogado por motoristas ou grãos caídos de caminhões, comportamento que foi registrado durante o estudo. O atropelamento de tatus foi maior no período chuvoso e o de raposas, *Coendou prehensilis*, e do grupo de mamíferos arborícolas, no período seco. A variação dos atropelamentos *Tamandua tetradactyla* e tatus pode ser uma resposta a temperatura média devido a suas temperaturas corporais e taxas metabólicas mais baixas.

Palavras-chave: Atropelamentos, hábitat, clima, tráfego, fogo, Cerrado, Amazônia, mamíferos, sazonalidade.

## ABSTRACT

Several factors influence the roadkill dynamics of wild mammals on roads, but some of them are poorly known. Thus, the objectives of this study were to identify and evaluate the relationship between mammal roadkills on the highway BR-163, in the state of Mato Grosso (central Brazil), with: 1 - landscape characteristics; 2 – occurrence of fire events along the road; 3 - climate variation and traffic intensity. Thirty-six species were recorded, most of them had medium or large size (> 3 Kg) Forest cover was the most important variable of land occupation and was related to the increase of roadkills for most species, indicating the use of these areas as refuges or corridors in fragmented landscapes. Specialist mammals were related to their specific habitats. The group of semi-aquatic species as a whole and *Hydrochoerus hydrochaeris* were related to water and *Sapajus* sp. and the group of arboreal species were related to forested areas. Land use analyzes at the 1 km scale were more informative than those at 100 m, indicating that the home range of the species should be considered to define the scale. Most species had a negative relationship with the presence of fires. This relationship may be caused by fire-induced mortality, reduced resource availability or conversion of natural areas for agricultural activity. The group of semi-aquatic species and *H. hydrochaeris* showed a positive relationship with the presence of fires. These animals might be attracted by the post-fire vegetation regrowth. The increase in the volume of heavy commercial vehicle traffic caused a reduction in the number of roadkills for most species. This may indicate a barrier effect caused by heavy traffic or reduced roadkills due to reduced vehicle speed. On the other hand, the roadkills of the group of arboreal species and *Sapajus* sp. increased with the volume of passenger vehicles. These animals might be road killed when approaching the road to consume garbage thrown by drivers or fallen grain from trucks, a behavior that was recorded during the study. The roadkill of armadillos was highest in the rainy season whereas for foxes, *Coendou prehensilis*, and arboreal mammals it was highest in the dry season. The variation in the roadkill of *Tamandua tetradactyla* and armadillos may be a response to the mean temperature of the environment, due to yours lower body temperatures and metabolic rates.

Keywords: Roadkill, habitat, climate, traffic, fire, Cerrado, Amazon, mammals, sazonality.

## LISTA DE FIGURAS

|   |     |
|---|-----|
| Figura 1: Localização do trecho monitorado da rodovia BR-163 (em vermelho) no estado do Mato Grosso, em relação aos biomas presentes.....   | 16  |
| Figura 2: Exemplo de <i>buffer</i> de 100 m e 1 km para a extração de dados de uso e cobertura do solo ao longo da rodovia BR-163, MT.....  | 27  |
| Figura 3: Dendrograma de similaridade e mapa de calor da relação entre as espécies (eixo x) e os principais classes de uso e cobertura do solo (eixo y). Os gráficos em azul apresentam relação negativa da espécie com a variável e os gráficos em vermelho relação positiva. Foram utilizados somente variáveis que apresentaram peso maior ou igual a 70% do peso total para ao menos uma espécie ou grupo de espécies. .... | 45  |
| Figura 4: Tocas de tatupeba no barranco das covas existentes ao longo da rodovia BR-163 (MT) em uma área em que a rodovia corta uma plantação de soja com fragmento florestal ao fundo.....   | 58  |
| Figura 5: Focos de incêndios ocorridos no estado do Mato Grosso, no período compreendido entre 1° de janeiro de 2014 e 28 de fevereiro de 2019 .....  | 101 |
| Figura 6: Volume mensal médio do tráfego veículos de passeio e veículos comerciais leves e pesados nas nove praças de pedágio da BR-163 (MT) ao longo do ano. ....  | 152 |
| Figura 7: Valores médios das medições de chuva (azul), temperatura mínima (verde), temperatura média (amarelo) e temperatura máxima (laranja), nas nove estações de coleta de dados climáticos ao longo da rodovia BR-163, MT.....  | 154 |
| Figura 8: Resultados da sazonalidade nos atropelamentos de mamíferos silvestres na BR-163, MT, considerando o número total (a) e divididos por hábito (b-e), grupos de espécies (f-h) e espécies mais abundantes (i-q). As barras azuis representam o número médio de animais atropelados por mês e a linha vermelha indica o mês e o intervalo de confiança da concentração de atropelamentos.....                             | 158 |
| Figura 9: Relação das variáveis de tráfego com o atropelamento de mamíferos, considerando o fator aleatório pedágio. Somente as relações significativas estão apresentadas (ver Tabela 10).....   | 165 |
| Figura 10: Relação das variáveis de temperatura com o atropelamento de mamíferos, considerando o fator aleatório pedágio. Somente as relações significativas estão apresentadas (ver Tabela 10).....  | 166 |

|   |     |
|---|-----|
| Figura 11: Relação da variável precipitação com o atropelamento de mamífero, considerando o fator aleatório pedágio. Somente as relações significativas estão apresentadas (ver Tabela 10). ..... | 167 |
| Figura 12: Macaco-prego ( <i>Sapajus apella</i> ) se alimentando de grãos de milho caídos no acostamento da BR-163, na altura do município de SINOP. ....   | 173 |
| Figura 13: Capuchin monkeys collecting and consuming corn grains that had fallen on the Highway BR-163 in Mato Grosso. ....   | 233 |

## LISTA DE TABELAS

|  |     |
|--|-----|
| Tabela 1: caracterização da rodovia BR-163 ao longo dos 855 km monitorados no estado do Mato Grosso. ....  | 16  |
| Tabela 2: Classes de uso e cobertura do solo identificadas ao longo da rodovia BR-163 (MT), suas respectivas descrições e abreviações.....   | 28  |
| Tabela 3: Mastofauna silvestre atropelada registrada na BR-163/MT – Trecho Compreendido entre o km 0 ao km 855 e seus respectivos status de conservação e hábito locomotor (Paglia <i>et al.</i> , 2012). CR – Criticamente em Perigo, EN – Ameaçada, VU – Vulnerável, NT – Quase Ameaçada, LC – Preocupação Menor (ICMBio, 2018). ....  | 32  |
| Tabela 4: Resultado da seleção de modelos com as variáveis consideradas mais importantes. <i>df</i> é o número de parâmetros, <i>AICc</i> é o critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras, $\Delta AICc$ é a diferença entre os valores de <i>AICc</i> de cada modelo e do primeiro modelo, <i>weight</i> é o peso de Akaike, <i>logLik</i> é a probabilidade do modelo. As variáveis de uso e cobertura do solo são água ( <i>Agu</i> ), florestal ( <i>Flr</i> ), lavouras temporárias ( <i>Lvr_tmp</i> ), áreas não vegetadas ( <i>N_vgt</i> ), pasto ( <i>Pst</i> ), savana ( <i>Svn</i> ), soja ( <i>Soj</i> ) e tamanho de raio do <i>buffer</i> são 100 metros (100) e 1 quilômetro (1km). Apenas os primeiros modelos cujos valor de $\Delta AICc$ é igual ou menor que 2 foram selecionados e estão representados na tabela. .... | 38  |
| Tabela 5: Regressão logística para relação do atropelamento das espécies de mamíferos silvestres e grupos de espécies, com a presença de focos de incêndios no entorno da rodovia. <i>Fogo1</i> – focos de incêndio em um <i>buffer</i> de 1 km, <i>Fogo5</i> – focos de incêndio em um <i>buffer</i> de 5 km, <i>3d</i> – focos de incêndio ocorridos a até três dias antes do registro do atropelamento, <i>1m</i> – focos de incêndio ocorridos a até um mês antes do registro do atropelamento, <i>6m</i> – focos de incêndio ocorridos a até seis meses antes do registro do atropelamento. Somente análises com valores significativos. A tabela completa está no Apêndice 5.....  | 104 |
| Tabela 6: Localização das praças de pedágio, suas respectivas estações meteorológicas e municípios onde estas estão instaladas.....  | 147 |
| Tabela 7: Espécies registradas ao longo dos nove trechos de amostragem da BR-163 e seus respectivos status de conservação dieta e hábito locomotor (Paglia <i>et al.</i> , 2012). CR   |     |

|  |     |
|--|-----|
| – Criticamente em Perigo, EN – Ameaçada, VU – Vulnerável, NT – Quase Ameaçada, LC – Preocupação Menor (ICMBio 2018) .....  | 150 |
| Tabela 8: Resultados do teste de Rayleigh para a sazonalidade no fluxo de veículos nas nove praças de pedágio BR-163, MT. ....   | 154 |
| Tabela 9: Resultados do teste de uniformidade de Rayleigh para a distribuição anual dos atropelamentos de mamíferos silvestres na BR-163, MT. ....   | 156 |
| Tabela 10: Regressão múltipla com fator aleatório para relação do atropelamento das espécies de mamíferos silvestres, com mais de 50 registros e grupos de espécies, com o volume de tráfego de veículos de passeio, veículos comerciais pesados, precipitação, temperatura mínima e teperatura máxima. .... | 160 |

## INTRODUÇÃO GERAL

A opção pela modalidade rodoviária como principal meio de transporte de carga é um fato que se observa a nível mundial desde a década de 1950, tendo como base a expansão da indústria automobilística associada aos baixos preços dos combustíveis derivados do petróleo (Schroeder & Castro 1996). No Brasil, a ênfase no transporte rodoviário, que se consolida à mesma época, está associada à implantação da indústria automobilística no país e à mudança da capital para a região Centro-Oeste, que foram acompanhadas de um vasto programa de construção de rodovias (Schroeder & Castro 1996).

Até hoje, as estradas são a principal conexão entre as cidades do Brasil e, além de propiciar o deslocamento das pessoas, dão acesso e suporte as atividades de uso da terra (Forman *et al.* 2003), sendo atualmente o principal sistema logístico do país. A malha rodoviária do país conta com uma rede de 1.720.643 quilômetros de estradas e rodovias, sendo a quarta maior do mundo (CNT 2016), nessas passam cerca de 60% de todas as cargas movimentadas no território brasileiro (Schroeder & Castro 1996). Entretanto, as estradas afetam o solo, a vegetação e a fauna que estão em sua proximidade e são reconhecidas como o principal fator direcionador de degradação das paisagens (Laurance *et al.* 2002).

A construção de novas estradas inevitavelmente transforma os habitats naturais em um ambiente altamente perturbado. Isso acontece mesmo considerando que a área ocupada pelas estradas é pequena, e que em países densamente povoados, como Holanda, Bélgica ou Alemanha, a área total ocupada por infraestrutura é geralmente estimada em menos de 5 a 7% (Jedicke 1994). No entanto, a perda total de habitat devido à infraestrutura pode ser impossível de ser avaliada a partir do que está fisicamente ocupado. Os efeitos das perturbações se espalham pela paisagem circundante e contribuem mais para a perda e degradação geral do habitat natural do que o próprio corpo da estrada (Seiler 1998).

O efeito imediato da construção de uma estrada é a fragmentação das paisagens naturais, que subsequentemente causa o efeito de borda, isolamento de populações, e o atropelamento de animais silvestres (Murcia 1995, Forman *et al.* 2003). O atropelamento de animais silvestres ocorre principalmente porque as estradas cortam o

hábitat das espécies, interferindo em sua área natural de uso e resultando em colisões com veículos (Coffin 2007). Atualmente, o atropelamento de fauna é considerado o principal fator antrópico responsável diretamente pela mortalidade de vertebrados terrestres em escala global, ultrapassando até mesmo a caça (Forman & Alexander 1998). Atropelamentos de animais silvestres podem causar perdas à biodiversidade em uma intensidade impossível de ser quantificada de forma eficiente (Bager 2012). Só no Brasil, estima-se que 475 milhões de vertebrados morram anualmente vítimas de acidentes com veículos (CBEE 2016).

Acidentes entre animais silvestres e veículos podem resultar em uma redução na dimensão das populações naturais e um aumento do risco de extinção (Forman *et al.* 2003). Estradas dificultam o fluxo gênico entre as populações, causando alterações demográficas, genéticas e ambientais (Laurance *et al.* 2009). Além disso, populações locais podem declinar, onde os índices de atropelamentos são superiores aos de reprodução e imigração (Forman & Alexander 1998). Muitos animais, especialmente vertebrados, alteram seu comportamento para evitar estradas, mudando áreas de vida, locais de alimentação e áreas de nidificação para longe delas (Trombulak & Frissell 2000). Apesar disso, a maioria dos grupos de animais ainda tenta cruzar essas barreiras com alguma frequência, muitas vezes fazendo uso de bueiros e outros pontos de cruzamento potenciais (Foster & Humphrey 1995, Rodríguez *et al.* 1997).

O tipo de locomoção, ecologia e comportamento, determinam a vulnerabilidade da espécie a atropelamentos (Caceres 2011). A maioria das espécies que forrageiam nas imediações das estradas é mais vulnerável a atropelamentos, o que inclui muitos predadores carniceiros e herbívoros que se alimentam de gramíneas (Laurance *et al.* 2009). Os principais riscos de atropelamentos de répteis estão associados aos seus movimentos lentos e o comportamento de se aquecerem nas estradas como meio de termorregulação (Grilo *et al.* 2010). As aves são atraídas para as estradas pela disponibilidade de poleiros, abundância de pequenos mamíferos que lhes servem de alimento, carcaças de animais atropelados e de grãos caídos de veículos de carga (Grilo *et al.* 2010). Já os mamíferos em geral são vítimas de atropelamentos quando transitam ao longo das estradas que cruzam sua área de vida ou quando são atraídos pelos recursos disponíveis no entorno destas (Laurance *et al.* 2009).

As colisões de animais silvestres com veículos não são aleatórias e mostram significantes aglomerações espaciais que parecem depender da densidade populacional, biologia, hábitat das espécies, estruturas da paisagem e características do tráfego de veículos na rodovia (Malo *et al.* 2004, Orłowski *et al.* 2006, Caceres 2011). Os mamíferos, por exemplo, podem se movimentar por áreas maiores devido a sazonalidade climática e disponibilidade de recursos (Loretto & Vieira, 2005), aumentando as chances de se depararem com uma estrada que cruza sua área de vida. Para um animal de médio porte ou grande porte, a largura da estrada não representa uma barreira perceptual (Forero-Medina & Vieira 2009) Prevedello 2009) e a dificuldade para o animal atravessar depende do volume do tráfego de veículos no local e do horário (Zalesky *et al.* 2009). Entretanto, o número de atropelamentos de um período de maior trânsito pode ser menor que em um período de menor trânsito, devido a alteração dos padrões de movimentos dos animais. Assim, fatores como tamanho de corpo e mudanças nos padrões de movimentos, podem aumentar a vulnerabilidade de uma espécie ao atropelamento (Bueno *et al.* 2010).

Além da biologia e ecologia dos animais, vários outros fatores que influenciam os atropelamentos de fauna silvestre devem ser considerados, incluindo altas velocidades de veículos, volume de tráfego, largura da estrada, presença de curvas, tipo de piso, topografia e a vegetação em torno da estrada (Forman & Alexander 1998, Laurence *et al.* 2009, Grilo *et al.* 2010). Também foi demonstrado que as espécies são mortas em taxas diferentes, indicando que algumas espécies podem ser mais vulneráveis a serem atingidas por um veículo (Taylor & Goldingay 2004, Ford & Fahrig 2007, Brockie *et al.* 2009, Grilo *et al.* 2009, Barthelmess & Brooks 2010). Além disso, certas variáveis de história de vida (especialmente dieta e massa corporal) podem ser importantes para explicar a vulnerabilidade de uma espécie a atropelamentos (Ford & Fahrig 2007, Barthelmess & Brooks 2010, Møller *et al.* 2011).

Devido aos fatores citados anteriormente, os padrões de atropelamentos de vertebrados geralmente não ocorrem de forma aleatória. De forma que a detecção de áreas de agregação (*hotspots*), por meio de análises, usando posicionamento geográfico dos atropelamentos, faz com que seja possível caracterizar e localizar estes *hotspots* (Glista *et al.* 2009, Grilo *et al.* 2010, Van der Grift *et al.* 2013). A identificação de *hotspots* fornece subsídios para a determinação de locais onde a condução do veículo

pode ser mais perigosa por haver muitos atropelamentos de animais e também de locais para corredores de passagem de animais silvestres em uma determinada paisagem (Puig *et al.* 2007), além da avaliação do potencial de diferentes áreas visando a implementação de medidas de mitigação (Coelho *et al.*, 2008). A partir dessas informações é possível também sugerir medidas mais efetivas para reduzir os atropelamentos de fauna, tais como sinais de alerta, barreiras eletrônicas, redutores de velocidade, repelentes olfativos, luz e som, cercas e passagens de fauna (Glista *et al.* 2009, Grilo *et al.* 2010, Van der Grift *et al.* 2013, Stannard *et al.*, 2021, Kučas & Balčiauskas 2021). A localização adequada dessas estruturas, como as passagens de fauna, por exemplo, pode melhorar ou manter a conectividade entre populações animais (Lesbarrères & Fahrig 2012, Van der Grift *et al.* 2013).

Mesmo possuindo uma extensa malha rodoviária e uma das maiores biodiversidades do planeta, a maioria dos estudos sobre a mortalidade da fauna silvestre em rodovias no Brasil ainda se limita a fornecer listas de espécies vítimas de atropelamentos (Vieira, 1996, Cherem *et al.* 2007, Melo & Santos-Filho 2007, Coelho *et al.* 2008). No entanto, mais recentemente alguns pesquisadores tem contribuído para a mudança desse panorama, focando nas possíveis causas e consequências desses atropelamentos, levando em consideração aspectos físicos, climáticos, biológicos e ecológicos (Cáceres *et al.* 2012, Freitas *et al.* 2015, Carvalho *et al.* 2017). Os possíveis efeitos de algumas variáveis ainda são completamente desconhecidos e precisam ser investigados. A rodovia BR-163 no estado do Mato Grosso se mostra uma boa candidata a esse tipo de estudo, pois tem como principal atividade econômica a produção agropecuária. Por isso possui muitas áreas de paisagem natural modificada pela ação humana, que com o passar do tempo alteraram o regime de chuvas e do fogo na região.

## **OBJETIVO E ESTRUTURA DA TESE**

O presente estudo teve por objetivo identificar e avaliar a relação da mastofauna vítima de atropelamentos com as características da paisagem, do clima, do tráfego e da ocorrência de incêndios ao longo da rodovia BR-163, no estado do Mato Grosso. Dessa forma, procurei avaliar não somente as espécies atropeladas na rodovia, mas também grupos funcionais formados por essas espécies e fatores que podem estar influenciando nesse atropelamento.

No capítulo 1 investiguei a riqueza e abundância das espécies de mamíferos atropeladas ao longo de todo o trecho monitorado da rodovia e investiguei a relação da paisagem no entorno da rodovia com o de atropelamentos de mamíferos. Para isso utilizei imagens de satélite com dados sobre uso e cobertura do solo em duas diferentes escalas (*buffers*) a partir do ponto de cada registro, com o intuito de verificar se a escala utilizada no levantamento de dados poderia influenciar nos resultados.

Já no capítulo 2 investiguei a existência de uma relação das queimadas que ocorrem ao longo da rodovia com o atropelamento de mamíferos. Para isso, utilizei dados de focos de incêndio disponibilizados pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais), em duas diferentes escalas (com raios de 100 m e 1 km). Com o intuito de verificar se a escala utilizada no levantamento de dados poderia influenciar nos resultados.

Por último, no capítulo 3, utilizando dados climáticos de estações meteorológicas da região e dados de tráfego provenientes das praças de pedágios ao longo da rodovia, investiguei a influência do clima e do tráfego de veículos nos atropelamentos de mamíferos.

## **MÉTODOS GERAIS.**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado ao longo da rodovia BR-163, no estado do Mato Grosso no trecho entre o km 0 (município de Itiquira) e o km 855,0 (município de Sinop). A rodovia cruza o estado no sentido sul-norte e além de ser a principal via de escoamento da produção agropecuária, também liga as quatro maiores cidades do estado: Rondonópolis, Várzea Grande, Cuiabá e Sinop (IBGE 2021). A região está localizada entre as latitudes 8° e 18° Sul, dentro da faixa intertropical da porção central do Continente Sul-americano. Essa localização geográfica resulta no domínio de climas equatoriais e tropicais quentes, com duas estações distintas: a estação chuvosa, de outubro a março, e a estação seca, de abril a setembro (Carvalho *et al.* 2009).

Ao longo dos 855 km monitorados da BR-163 ocorrem dois biomas com características distintas, oficialmente ao norte do km 785 o bioma Amazônia domina a paisagem e apresenta principalmente às tipologias de florestas Ombrófilas e Estacionais. Ao Sul o bioma Cerrado domina a paisagem, com formações de savana, savana estépica e campinarana (Carvalho *et al.* 2009). Em um pequeno trecho de 15 kms, a rodovia fica a margem do bioma Pantanal, mas devido ao fato ser uma região muito antropizada próximo a cidade de Cuiabá, nas análises este trecho foi considerado como parte do bioma Cerrado (Figura 1).

Embora grande parte dessa região se encontre em estado avançado de perturbação devido a atividade agropecuária. A mudança gradual da vegetação entre estes dois biomas pode ser percebida claramente a partir do km 695 da rodovia, onde o Cerrado de árvores baixas e mais esparsas passa a dar lugar a uma mata com árvores mais altas e de dossel mais fechado, característicos do bioma Amazônico. Assim, para efeitos de praticidade, levei em consideração os limites oficiais estabelecidos para esses biomas nas análises e onde foi pertinente, atentei para a existência desse trecho de transição entre os biomas (Tabela 1).

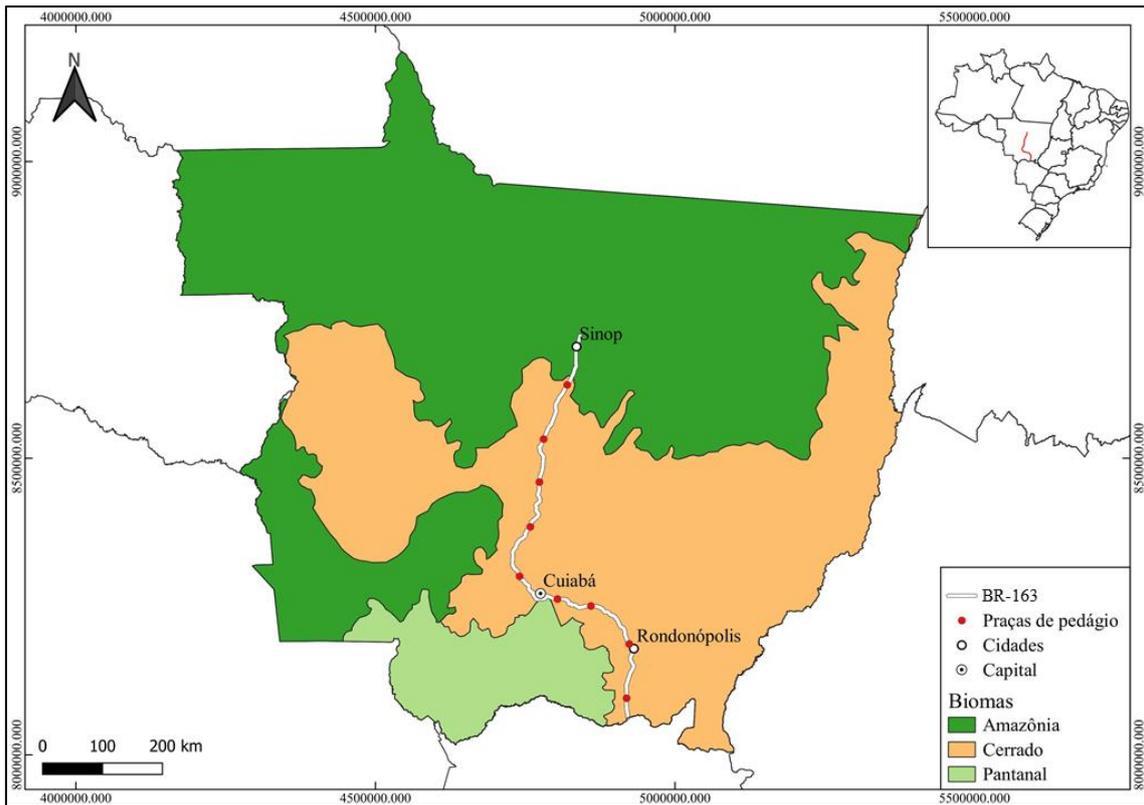


Figura 1: Localização do trecho monitorado da rodovia BR-163 (em vermelho) no estado do Mato Grosso, em relação aos biomas presentes.

Tabela 1: caracterização da rodovia BR-163 ao longo dos 855 km monitorados no estado do Mato Grosso.

| km inicial | km Final | Extensão (km) | Características da rodovia   | Bioma              |
|------------|----------|---------------|--|--------------------|
| 0          | 262      | 262           | Duas pistas duplicadas com canteiro central e acostamento              | Cerrado            |
| 262        | 279      | 17            | Uma pista duplicada para cada sentido, separadas por fragmento de mata | Cerrado            |
| 279        | 321      | 42            | Duas pistas duplicadas com canteiro central gramado e acostamento      | Cerrado            |
| 321        | 336      | 15            | Simplex  | Pantanal           |
| 336        | 463      | 127           | Simplex  | Cerrado            |
| 463        | 507      | 44            | Duas pistas duplicadas com canteiro central gramado e acostamento      | Cerrado            |
| 507        | 695      | 188           | Simplex  | Cerrado            |
| 695        | 784      | 89            | Simplex  | Cerrado e Amazônia |
| 785        | 855      | 70            | Simplex  | Amazônia           |

## Coleta de dados de atropelamentos

A coleta dos dados para o estudo ocorreu entre 20 de setembro de 2014, data de início das atividades de operação da rodovia pela Concessionária Rota do Oeste (CRO) e 28 de fevereiro de 2019. Os dados de atropelamento foram obtidos junto a Concessionária Rota do Oeste, que possui um banco de dados com todas as ocorrências da rodovia desde o início da concessão. O monitoramento da fauna atropelada faz parte do plano prevenção de acidentes da rodovia e é realizado pelos operadores de tráfego. Os operadores circulam por todo o trecho concedido da rodovia 24 horas por dia, 7 dias por semana, com reporte de dados ao Centro de Controle Operacional (CCO), que armazena as informações de campo em um sistema informatizado.

As equipes percorrem trechos pré-determinados a cada 90 minutos, a uma velocidade constante de 60km/h, e reportam qualquer ocorrência no trajeto. Ao encontrar uma carcaça, os operadores de tráfego foram orientados a realizar o registro fotográfico utilizando uma escala métrica, anotar as características do trecho da estrada e em seguida reportar os dados ao CCO. Os animais encontrados mortos são enterrados na faixa de domínio da rodovia, fora de Área de Preservação Permanente (APP) e longe de recursos hídricos. A exceção dos animais cujo as carcaças estejam em boas condições e tenham sido solicitados por instituições de pesquisa para aproveitamento científico. Os animais atropelados são identificados pelos próprios operadores de tráfego e a identificação é conferida pela equipe de meio ambiente da concessionária no CCO por meio das fotos enviadas pelos operadores.

Como algumas espécies registradas são de difícil identificação por não especialistas, optou-se por utilizar um nível taxonômico superior durante as análises estatísticas, a fim de evitar inferências espúrias. Dessa forma, as espécies de canídeos *Cerdocyon thous* e *Lycalopex vetulus* formaram um grupo denominado pelo seu nome comum: raposas. Já *Sapajaus apella* e *Sapajus cay* foram denominados por seu gênero, assim como as duas espécies do gênero *Leopardus*. O tatupeba (*Euphractus sexcinctus*), que foi a única espécie de tatu registrada na rodovia, foi referido como tatus. Isso porque é muito provável que esta não tenha sido a única espécie desse grupo atropelada durante o período de monitoramento.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bager, A., 2012. Ecologia de estradas: tendências e pesquisas. Lavras, MG.
- Barthelmess, E.L., Brooks, M.S., 2010. The influence of body-size and diet on road-kill trends in mammals. *Biodivers. Conserv.* 19, 1611–1629.  
<https://doi.org/10.1007/s10531-010-9791-3>
- Brockie, R.E., Sadleir, R.M.F.S., Linklater, W.L., 2009. Long-term wildlife road-kill counts in New Zealand. *New Zeal. J. Zool.* 36, 123–134.  
<https://doi.org/10.1080/03014220909510147>
- Bueno, C.C., Almeida, P.J.A.L., José A. L. de Almeida, P., 2010. Sazonalidade de atropelamentos e os padrões de movimentos em mamíferos na BR-040 (Rio de Janeiro-Juiz de Fora). *Rev. Bras. Zool.* 12, 219–226.
- Caceres, N.C., 2011. Biological characteristics influence mammal road kill in an Atlantic Forest-Cerrado interface in south-western Brazil. *Ital. J. Zool.* 78, 379–389. <https://doi.org/10.1080/11250003.2011.566226>
- Cáceres, N.C., Casella, J., Goulart, C.D.S., Neotropical, M., Federal, U., Maria, S., 2012. Variação espacial e sazonal de atropelamentos de mamíferos no bioma Cerrado, Rodovia Br 262, Sudoeste Do Brasil. *Mastozoología Neotrop.* 19, 21–33.
- Carvalho, C.F., Custódio, A.E.I., Júnior, O.M., 2017. Influence of climate variables on roadkill rates of wild vertebrates in the cerrado biome, Brazil. *Biosci. J.* 1632–1641. <https://doi.org/10.14393/bj-v33n6a2017-39538>
- Carvalho, F.M. V, De Marco, P., Ferreira, L.G., 2009. Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biol. Conserv.* 142, 1392-1403.
- CBEE, C.B. de E. de E., 2016. Atropelômetro [WWW Document]. URL <http://cbee.ufla.br/portal/atropelometro> (acessado 11.10.21).
- Cherem, J.J., Kammers, M., Ghizoni-Jr., I.R., Martins, A., 2007. Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. *Biotemas* 20, 81–96.

- Coelho, I.P., Kindel, A., Coelho, A.V.P., 2008. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *Eur. J. Wildl. Res.* 54, 689–699. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0197-4>
- Coffin, A.W., 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *J. Transp. Geogr.* 15, 396–406. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006>
- Cook, T.C., Blumstein, D.T., 2013. The omnivore’s dilemma: Diet explains variation in vulnerability to vehicle collision mortality. *Biol. Conserv.* 167, 310–315. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.08.016>
- D’Amico, M., Périquet, S., Román, J., Revilla, E., 2016. Road avoidance responses determine the impact of heterogeneous road networks at a regional scale. *J. Appl. Ecol.* 53, 181–190. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12572>
- Delgado, J.D., Morelli, F., Arroyo, N.L., Durán, J., Rodríguez, A., Rosal, A., Palenzuela, M. del V., Rodríguez, J.D.G.P., 2018. Is vertebrate mortality correlated to potential permeability by underpasses along low-traffic roads? *J. Environ. Manage.* 221, 53–62. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.043>
- Ford, A.T., Fahrig, L., 2007. Diet and body size of North American mammal road mortalities. *Transp. Res. Part D Transp. Environ.* 12, 498–505. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2007.07.002>
- Forero-Medina, G., Vieira, M.V., 2009. Perception of a fragmented landscape by neotropical marsupials: Effects of body mass and environmental variables. *J. Trop. Ecol.* 25, 53–62. <https://doi.org/10.1017/S0266467408005543>
- Forman, R.T.T., Alexander, L.E., 1998. Roads and their major ecological effects. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29, 207–231.
- Forman, R.T.T., Sperling, D., Bissonette, J.A., Clevenger, A.P., Cutshall, C.D., Dale, V.H., Fahrig, L., France, R.L., Goldman, C.R., Heanue, K., Jones, J., Swanson, F., Turrentine, T., Winter, T.C., 2003. *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press, Washington D.C.
- Foster, M.L., Humphrey, S.R., 1995. Use of Highway Underpasses by Florida Panthers

- and Other Wildlife. *Wildl. Soc. Bull.* 23, 95–100.
- Freitas, S.R. de, Oliveira, A. de N., Ciocheti, G., Vieira, M.V., Matos, D.M. da S., de Freitas, S.R., de Oliveira, A.N., Ciocheti, G., Vieira, M.V., Matos, D.M. da S., 2015. How landscape features influence road-kill of three species of mammals in the Brazilian Savanna? *Oecologia Aust.* 18, 35–45.  
<https://doi.org/10.4257/oeco.2014.18.05.02>
- Glista, D.J., DeVault, T.L., DeWoody, J.A., 2009. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landsc. Urban Plan.* 91, 1–7.  
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.001>
- Grilo, C., Bissonette, J.A., Cramer, P.C., 2010. Mitigation measures to reduce impacts on biodiversity.
- Grilo, C., Bissonette, J.A., Santos-Reis, M., 2009. Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biol. Conserv.* 142, 301–313. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.026>
- IBGE, 2021. Estimativas da população residente no Brasil e unidades da federação com data de referência em 1º de julho de 2021. São Paulo, SP.
- Jedicke, E., 1994. *Biotopverbund - Grundlagen und Massnahmen einer neuen Naturschutzstrategie.*, 2º ed. Editora Eugen Ulmer, Stuttgart, Germany.
- Kučas, A., & Balčiauskas, L. (2021). Impact of Road Fencing on Ungulate–Vehicle Collisions and Hotspot Patterns. *Land*, 10(4).  
<https://doi.org/10.3390/land10040338>
- Laurance, W.F., Albernaz, A.K.M., Schroth, G., Fearnside, P.M., Bergen, S., Venticinque, E.M., Da Costa, C., 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *J. Biogeogr.* 29, 737–748. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00721.x>
- Laurance, W.F., Goosem, M., Laurance, S.G.W., 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends Ecol. Evol.* 24, 659–669.  
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.009>

- Lesbarrères, D., Fahrig, L., 2012. Measures to reduce population fragmentation by roads: What has worked and how do we know? *Trends Ecol. Evol.* 27, 374–380. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.01.015>
- Loretto, D., Vieira, M.V., 2005. The effects of reproductive and climatic seasons on movements in the black-eared opossum (*Didelphis aurita* Wied-Neuwied, 1826). *J. Mammal.* 86, 287–293. <https://doi.org/10.1644/BEH-117.1>
- Malo, J.E., Suárez, F., Díez, A., 2004. Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *J. Appl. Ecol.* 41, 701–710. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00929.x>
- Melo, E.S., Santos-Filho, M., 2007. Efeitos da BR-070 na Província Serrana de Cáceres, Mato Grosso, sobre a comunidade de vertebrados silvestres. *Rev. Bras. Zool.* 9, 185–192.
- Møller, A.P., Erritzøe, H., Erritzøe, J., 2011. A behavioral ecology approach to traffic accidents: interspecific variation in causes of traffic casualties among birds. *Zool. Res.* 32, 115–127. <https://doi.org/10.3724/SP.J.1141.2011.02115>
- Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 10, 58–62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)
- Orłowski, G., Nowak, L., Orłowski, G., Nowak, L., 2006. Factors influencing mammal roadkills in the agricultural landscape of South-Western Poland. *Polish J. Ecol.* 54, 283–294.
- Plante, J., Jaeger, J.A.G., Desrochers, A., 2019. How do landscape context and fences influence roadkill locations of small and medium-sized mammals? *J. Environ. Manage.* 235, 511–520. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.093>
- Prevedello, J.A., 2009. Efeitos da heterogeneidade da matriz sobre a capacidade perceptual e movimentos de marsupiais (Mammalia, Didelphimorphia) em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica. *Mastozool. Neotrop.* 16, 519–520.
- Puig, J., McBride, J.R., Herrin, M.G., Arnold, T.S., 2007. Roadkill and Landscape Scales on the California Central Coast, in: *ICOET*. p. 617–622. <https://doi.org/10.1177/1466138102003004016>

- Rodríguez, A., Crema, G., Delibes, M., 1997. Factors Affecting Crossing of Red Foxes and Wildcats through Non-Wildlife Passages across a High-Speed Railway. *Ecography*. 20, 287–294.
- Schroeder, É.M., Castro, J.C. De, 1996. Transporte Rodoviário de Carga: Situação Atual e Perspectivas. *Rev. do BNDES* 1–13.
- Seiler, A., 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Glob. Ecol. Biogeogr. Lett.* 7, 317–333. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.1998.00308.x>
- Stannard, H. J., Wynan, M. B., Wynan, R. J., Dixon, B. A., Mayadunnage, S., & Old, J. M. (2021). Can virtual fences reduce wombat road mortalities? *Ecological Engineering*, 172, 106414. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106414>
- Taylor, B.D., Goldingay, R.L., 2004. Wildlife road-kills on three major roads in north-eastern New South Wales. *Wildl. Res.* 31, 83–91. <https://doi.org/10.1071/WR01110>
- Trombulak, S.C., Frissell, C.A., 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conserv. Biol.* 14, 18–30. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>
- Van der Grift, E.A., Van der Ree, R., Fahrig, L., Findlay, S., Houlahan, J., Jaeger, J.A.G., Klar, N., Madriñan, L.F., Olson, L., 2013. Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodivers. Conserv.* 22, 425–448. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0421-0>
- Vieira, E.M., 1996. Highway mortality of mammals in central Brazil. *Cienc. Cult.* 4, 270–272.
- Zalesky, T., Rocha, V., Filipaki, S., Monteiro-Filho, E.L.A., 2009. Atropelamentos de mamíferos silvestres na região do município de Telêmaco Borba, Paraná, Brasil. *Nat. Conserv.* 7, 81–94.

# **CAPÍTULO 1: A RELAÇÃO DO USO E COBERTURA DO SOLO COM OS ATROPELAMENTOS DE MAMÍFEROS.**

## **INTRODUÇÃO**

A relação entre características da paisagem e atropelamentos de animais silvestres vem sendo discutida a algum tempo, mas ainda é pouco explorada literatura e em especial no Brasil. A primeira questão que surge para avaliar o papel da paisagem refere-se à aleatoriedade dos atropelamentos. Diversos estudos indicam que as ocorrências não são aleatórias, existindo trechos nas rodovias que concentram os atropelamentos da fauna silvestre (Forman & Alexander 1998, Forman *et al.* 2003, Freitas 2009, Bueno *et al.* 2011, Bueno *et al.* 2015) O entendimento das causas dessas concentrações para diversas espécies é fundamental para a proposição de medidas de mitigação dos atropelamentos de fauna.

De forma geral, os padrões espaciais da paisagem desempenham um papel importante nos atropelamentos de vertebrados, pois os animais tendem a estar associados a um conjunto de habitats específicos (Forman & Alexander, 1998). Esta seleção de habitats é complexa e envolve considerações sobre a estrutura física do habitat, a fisiologia do animal, a disponibilidade de recursos e a proteção contra predadores (Ward & Lubin 1993).

O entendimento dos fatores associados às mortes dos animais silvestres e do padrão espacial de atropelamentos nas estradas é essencial para que sejam evitadas perdas ambientais. Além disso, esse entendimento também é necessário para o planejamento de rodovias menos danosas as populações (Lyra-Jorge *et al.* 2008), sendo importante identificar onde é mais provável que os animais sejam mortos (Clevenger *et al.* 2003, Ramp *et al.* 2005, Taylor & Goldingay 2010, Van der Ree *et al.* 2011) e quais fatores atraem os animais para esses locais. Esta compreensão permite, em uma fase posterior, extrapolar o conhecimento adquirido para outras áreas para as quais ainda não existem dados, através da elaboração de modelos probabilísticos de ocorrência (Seiler, 2005). A localização precisa das medidas de mitigação é importante, pois o alto custo de estruturas físicas, como viadutos e passagens de fauna, limita sua instalação a poucos

locais (McGuire & Morrall, 2000). Além disso, mesmo outras medidas menos onerosas, como placas de sinalização, são pouco eficazes se instaladas em longos trechos de estradas (Bashore *et al.*, 2008). Dessa forma, modelos que preveem os pontos de colisão mais prováveis podem ter valor mais prático ao apontar a localização de seções de estradas com a maior probabilidade de colisão. Pontos de passagem específicos com maior risco podem ser priorizados, sendo alvos de medidas de proteção específicas, como a instalação de cercas e passagens de fauna (Malo *et al.* 2004).

Dentre a fauna susceptível a atropelamentos, os mamíferos certamente são os animais que mais chamam atenção. Isso se deve não só ao seu tamanho, mas por fazerem parte de um grupo faunístico carismático. Em geral, mamíferos de médio e grande porte são atropelados ao cruzarem rodovias em seus movimentos rotineiros, pois possuem áreas de uso diárias grandes que podem incluir uma ou mais rodovias (Weiss & Vianna 2012). Esses atropelamentos também ocorrem relacionados as fases da história de vida, principalmente no período de dispersão de jovens (Grilo *et al.* 2009). Embora os números possam estar subestimados, estima-se que aproximadamente 2 milhões de mamíferos sejam atropelados por ano nas estradas do Brasil (González-Suárez *et al.* 2018), o que torna o estudo desses incidentes importantes não para o conhecimento da diversidade biológica local, mas também para o reconhecimento de padrões que possam subsidiar modelos que auxiliem na implantação de medidas que reduzam a mortalidade de mamíferos no Brasil. Devido ao alto custo de implantação dessas medidas, é importante conhecer a resposta individual não só de cada um das espécies, mas para grupos de espécies. Para que assim as intervenções na rodovia possam ter o maior alcance e eficácia possíveis. Podendo uma mesma estrutura ou medida beneficiar espécies com hábitos semelhantes, como por exemplo a implantação de pontes de dossel para o uso por diferentes espécies de mamíferos arborícolas.

O objetivo deste capítulo foi investigar a relação da incidência de atropelamento de mamíferos silvestres com a paisagem do entorno de uma rodovia longa (BR-163; 855 km) que atravessa dois biomas brasileiros com alta riqueza de espécies de mamíferos, o Cerrado (Aguiar *et al.* 2004) e a Floresta Amazônica (Paglia *et al.* 2012). Para isso, utilizei imagens de satélites em duas escalas espaciais distintas (raios de 100 m e de 1.000 m), para que assim fosse possível detectar se o tipo de hábitat às margens da rodovia, exerce influência maior nos atropelamentos que a paisagem onde ele está

inserido. Eu avaliei também a relação dos grupos de espécies de distintos hábitos locomotores (i.e., espécies arborícolas, escansoriais, semiaquáticos ou terrestres) com a paisagem do entorno.

Dessa forma espero que:

1 – O atropelamento de espécies menos generalistas esteja mais associado a habitats específicos que a espécie necessita, em comparação com uma menor especificidade nos locais onde os animais generalistas são atropelados. Estes últimos, seriam também mais atropelados em ambientes antropizados.

2 - Em relação aos grupos de espécies, além da relação mais estreita com o habitat de algum dos grupos (e.g., espécies semiaquáticas relacionadas com a presença de água, espécies arborícolas com a presença de florestas), esses grupos específicos devem ter uma relação mais forte com essas variáveis em uma escala mais fina (i.e., raio de 100 m)

3 - Que espécies de menor porte sejam influenciadas pela cobertura do solo diretamente adjacente a estrada tendo sua influência detectada nas análises com raio de 100m, enquanto espécies de maior porte respondam à escala espacial maior (1.000 m).

4 - Que espécies de maior porte e com áreas de vida maiores, sejam mais relacionadas a presença de habitats naturais na escala de 1000 m. Isso porque características potencialmente desfavoráveis associadas à escala de 100 m (como locais antropizados, por exemplo), podem representar somente parte da área de vida da espécie, que inclui potencialmente outros habitats favoráveis em uma escala maior (1.000 m).

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Taxa de atropelamento**

Para o cálculo da taxa de atropelamentos considerei registros ocorridos entre os dias 1º de janeiro de 2015 e 28 de fevereiro de 2019 totalizando 1.519 dias de amostragem em um trecho de 855 km. A data inicial foi definida levando em consideração o fim do treinamento das equipes de operadores de tráfego para a implantação do protocolo de remoção de carcaças da rodovia. Se fosse considerado o

período anterior a esse, poderia haver uma distorção nas taxas de atropelamento devido à falta de um procedimento metodológico unificado.

A taxa diária de atropelamentos por km foi obtida pela divisão do número total de registros pelo produto da quantidade total de dias de monitoramento e do comprimento da rodovia ou do trecho em questão. Para obtenção da taxa anual de atropelamentos, a taxa diária foi multiplicada por 365

$$Td = \frac{Tr}{Dm \times Er}$$

*Td* - Taxa diária de atropelamentos

*Tr* - Quantidade total de registros

*Dm* - Quantidade de dias de monitoramento

*Er* - Extensão do trecho monitorado da rodovia

### **Levantamento de dados de uso do solo**

Para a identificação e quantificação do uso e cobertura do solo ao longo da rodovia, utilizei mapas produzidos pelo MapBiomas versão 5.0 (Souza *et al.*, 2020), referentes aos anos de 2014 a 2019, com resolução de 30m x 30m, produzidos no Datum Sirgas 2000. Os mapas do MapBiomas são produzidos a partir de mosaicos de imagens anuais Landsat compreendendo janelas temporais específicas para otimizar o contraste espectral e discriminar melhor as classes cobertura e uso do solo entre os biomas e temas transversais. O uso desse mosaico anual de imagens é fundamental para a precisão do mapeamento, pois evita que a presença de nuvens atrapalhe a classificação ou mesmo áreas de uso agrícola sejam classificadas como solo exposto porque durante o momento em que uma das imagens foi feito era o período de aragem do terreno.

O levantamento do uso e cobertura do solo foi feito utilizando o software QGIS 3.14.1 (QGIS Development Team, 2020). Para isso, os registros de atropelamento foram georreferenciados no mapa de uso do solo referente ao ano do registro do atropelamento e a partir de cada um desses registros foram feitos *buffers* com 100 m e 1.000 m de raio (Figura 2). A área de ocupação de cada uma das classes foi transformada em

porcentagem, para possibilitar uma comparação entre as duas grandezas para cada um dos registros. Dessa forma, cada *buffer* corresponde a 100% do uso do solo para aquele registro e a diferença entre porcentagens é que foi avaliada e não a área em si. Devido a isso, nenhuma classe foi descartada e quando necessário foram unidas considerando as hipóteses do estudo. Também foi realizada uma avaliação da disponibilidade de hábitat ao longo da rodovia, utilizando a mesma metodologia através de um sorteio de 2.475 pontos aleatórios distribuídos proporcionalmente de acordo com a extensão de cada bioma. Desta forma foram identificados 11 tipos de uso e cobertura do solo, que de forma geral variaram pouco ao longo dos anos de monitoramento, mas que apresentaram pequenos crescimentos de áreas antropizadas e de redução de áreas naturais. A classe “Mineração” foi incluída na classe “Áreas não vegetadas” para a as análises, pois a classe de áreas não vegetadas inclui áreas de expansão urbana e áreas de mineração não oficialmente mapeadas pelo órgão competente.

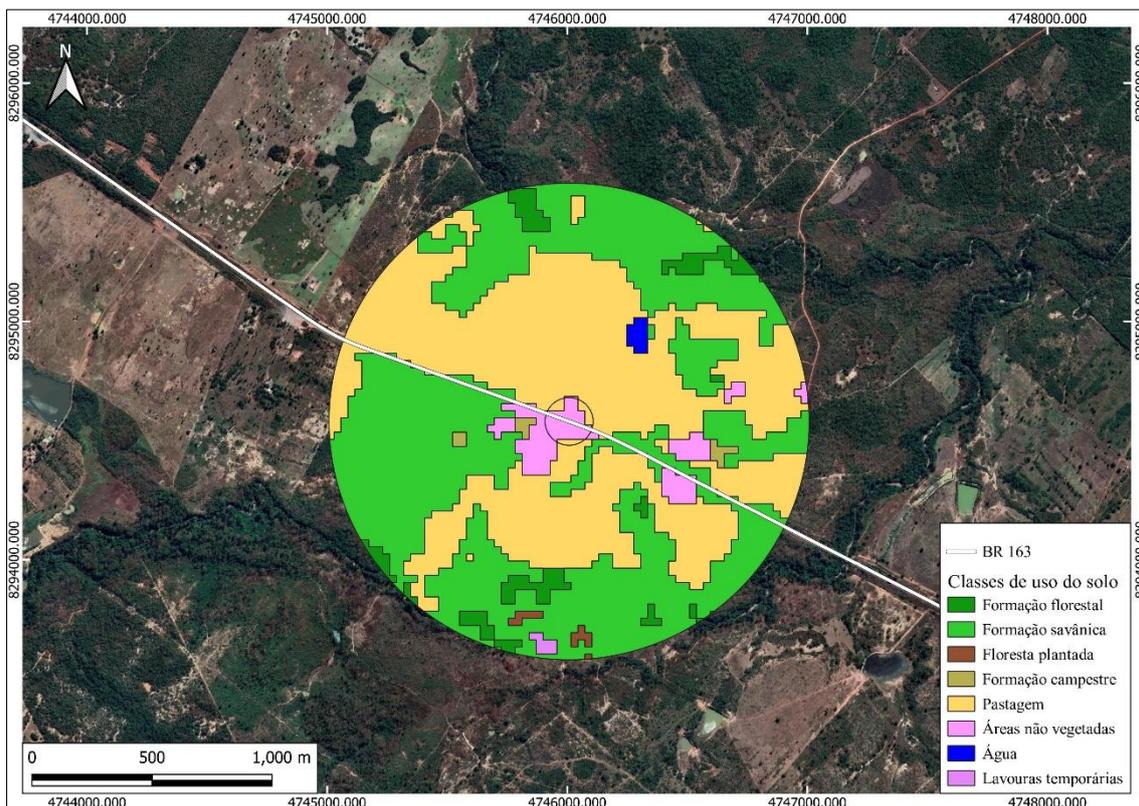


Figura 2: Exemplo de *buffer* de 100 m e 1 km para a extração de dados de uso e cobertura do solo ao longo da rodovia BR-163, MT.

Tabela 2: Classes de uso e cobertura do solo identificadas ao longo da rodovia BR-163 (MT), suas respectivas descrições e abreviações.

| <b>Classe<br/>MapBiomias</b> | <b>Descrição</b>   | <b>Nome da classe e<br/>abreviação</b> |
|------------------------------|--|--|
| Formação florestal           | Tipos de vegetação com predomínio de espécies arbóreas, com formação de dossel contínuo. além de florestas estacionais semidecíduais.                                  | Floresta (Flr)                         |
| Formação savânica            | Formações savânicas com estratos arbóreo e arbustivo-herbáceos definidos   | Savana (Svn)                           |
| Formação campestre           | Formações campestres com predominância de estrato herbáceo   | Campestre (Cpt)                        |
| Pastagem                     | Áreas de pastagens, naturais ou plantadas, vinculadas a atividade agropecuária.  | Pasto (Pst)                            |
| Floresta plantada            | Espécies arbóreas plantadas para fins comerciais   | Floresta plantada (Plt)                |
| Infraestrutura urbana        | Áreas urbanizadas com predomínio de superfícies não vegetadas, incluindo estradas, vias e construções.   | Urbana (Urb)                           |
| Áreas não vegetadas          | Áreas de superfície não permeáveis (infraestrutura, expansão urbana ou mineração)  | Não vegetadas (N_vgt)                  |
| Cana-de-açúcar               | Plantação de cana-de-açúcar  | Cana (Can)                             |
| Soja                         | Plantação de soja  | Soja (Soj)                             |
| Lavouras temporárias         | Áreas ocupadas com lavouras de curto a médio prazo, geralmente com ciclo vegetativo inferior a um ano, que após a colheita precisam ser replantadas (não inclui soja). | Lavouras temporárias (Lvr_tmp)         |
| Água                         | Rios, lagos, represas, reservatórios e outros corpos d'água.   | Água (Agu)                             |

### **Seleção de variáveis de uso e cobertura do solo**

Devido ao grande número de variáveis optei por selecionar as que possuíam maior importância na ocorrência dos atropelamentos, para isso foi utilizada a técnica de florestas aleatórias (*Random Forest*). Além de construir cada árvore usando uma amostra de *bootstrap* diferente dos dados, as florestas aleatórias mudam como as árvores de classificação ou regressão são construídas. Em árvores padrão, cada nó é dividido usando a melhor divisão entre todas as variáveis. Em uma floresta aleatória, cada nó é dividido usando o melhor entre um subconjunto de preditores escolhidos aleatoriamente naquele nó. Esta estratégia, embora um tanto quanto contraintuitiva acaba tendo um desempenho muito bom em comparação com muitos outros classificadores, incluindo análise discriminante, máquinas de vetores de suporte e redes neurais, e é robusta contra *overfitting* (Breiman, 2002). Selecionei para a composição dos modelos globais de regressão variáveis com o até 70% do valor da diminuição média do valor de Gini da variável de maior importância da árvore. A diminuição média em Gini é a média da diminuição total de uma variável na impureza do nó, ponderada pela proporção de amostras que atingem esse nó em cada árvore de decisão individual na floresta aleatória. Esta é efetivamente uma medida da importância de uma variável para estimar o valor da variável de destino em todas as árvores que compõem a floresta. Uma redução média mais alta em Gini indica uma importância maior da variável. Esta análise foi feita com o auxílio do pacote “Random Forest” (Liaw & Wiener, 2002).

### **Análise do uso e cobertura do solo**

Para investigar quais dessas variáveis influenciam na incidência de atropelamentos na rodovia foi utilizada uma regressão logística e foi avaliada a plausibilidade dos modelos candidatos com base no critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc) (Burnham & Anderson 2004). Utilizamos para as comparações a diferença AICc entre os modelos e aquele de menor valor ( $\Delta AICc$ ), e o peso Akaike ( $w$ ), que refletem a evidência relativa de ajuste de um modelo aos dados, proporcional ao conjunto de modelos candidatos (Burnham & Anderson 2004). Essa abordagem consiste na construção de vários modelos explicativos biologicamente coerentes, visando selecionar o modelo que mais se aproxime da “realidade”. Foram considerados como melhores modelos aqueles que apresentaram resultado do Delta AICc menor ou igual a dois e a importância das variáveis foi definida através da

porcentagem de peso delas no conjunto de modelos com peso acima de zero (0), sendo consideradas importantes as variáveis que apresentaram peso maior ou igual a 70% do peso total (Burnham & Anderson, 1998). Antes de correr essa análise, verifiquei a correlação entre as variáveis de uso do solo utilizando o teste de correlação de Pearson. Quando uma variável apresentou alta correlação entre os buffers de 100 m e 1 km, a variável de 100 m foi descartada da análise.

Para as análises de seleção de modelos considerei somente espécies com mais de 50 registros. Aquelas que não atingiram esse valor foram analisadas juntamente com as outras de acordo com seu hábito locomotor (arborícolas, escansoriais, semiaquáticos ou terrestres). Espécies que podiam ser confundidas devido a identificação incerta em campo foram unidas em um grupo específico ou denominadas por seu gênero ou nome popular. Após a seleção das variáveis criei um modelo global para cada espécie ou grupo com todas as variáveis de forma independente e com interação entre as variáveis naturais e entre as variáveis naturais e antrópicas. Dessa forma não foram investigadas interações entre as variáveis antrópicas. A partir desse modelo global, foram criados modelos com todas as combinações e interações possíveis para identificação do melhor modelo e das variáveis mais importantes. Quando o *random forest* apontou a mesma variável em ambas as distâncias (100 m e 1 km) apenas a variável de 1 km foi utilizada para a construção do modelo pois a variável de 100 m está incluída nessa causando alta autocorrelação entre essas variáveis. Essas análises foram realizadas com o auxílio dos pacotes “datasets”, “rio” e “MuMIn”.

## RESULTADOS

### Caracterização da fauna vítima de atropelamento na BR-163.

No período compreendido entre 1 de setembro de 2014 e 28 de fevereiro de 2019, foram registrados 6.799 mamíferos silvestres atropelados ao longo dos 855 km monitorados da BR-163. Estes pertenciam a 36 espécies distribuídas em 21 famílias. As espécies mais registradas foram o tatupeba (*Eupractus sexcinctus*, n = 2475), o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactya*, n = 954) e a capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*, n = 750). Algumas espécies foram pouco frequentes no estudo, 16 delas apresentaram 10 ou menos registros ao longo do período de monitoramento, com destaque para o tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*), o queixada (*Tayassu pecari*) e o cachorro-vinagre (*Speothus venaticus*). Essas espécies foram registradas somente uma vez durante o estudo. As famílias mais registradas foram a família Clamyphoridae (n = 2475), a família Canidae (n = 1059) e a família Myrmecophagidae (n = 1121) (Tabela 3). Dentre essas espécies, 23 possuíam hábitos terrestres, seis hábitos arborícolas, quatro hábitos escansoriais e três hábitos semiaquáticos. A maioria dos registros ocorreu no bioma Cerrado (85,1% n = 5.792), seguido do bioma Amazônia (13,4% n = 915) e do bioma Pantanal (0,01% n = 92).

Dentre os registros, foram identificadas 13 espécies que figuram no Livro Vermelho da fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio, 2018), sendo a ordem Carnívora a que possui mais representantes, nove espécies. Dentre as espécies ameaçadas 11 estão classificadas como vulneráveis (VU) e duas como em perigo (EN), o macaco-aranha (*Ateles marginatus*) e a ariranha (*Pteronura brasiliensis*). Também foram registradas duas espécies classificadas como quase ameaçadas (NT), a raposinha (*Lycalopex vetulus*) e o cachorro-vinagre (*Speothus venaticus*) (ICMBio, 2018) (Tabela 3).

Foram registradas quatro espécies de mamíferos domésticos que não foram avaliadas nesse estudo: o cavalo (*Equus ferus caballus*, n = 7), o boi (*Bos taurus* n = 24), o gato (*Felis catus* n = 120), o cachorro doméstico (*Canis lupus familiaris* n = 253) e o porco *Sus scrofa domesticus* (n = 5), além de uma espécie exótica invasora, o javali (*Sus scrofa* n = 1).

Tabela 3: Mastofauna silvestre atropelada registrada na BR-163/MT – Trecho Compreendido entre o km 0 ao km 855 e seus respectivos status de conservação e hábito locomotor (Paglia *et al.*, 2012). CR – Criticamente em Perigo, EN – Ameaçada, VU – Vulnerável, NT – Quase Ameaçada, LC – Preocupação Menor (ICMBio, 2018).

| Ordem           | Família         | Táxon de registro fornecido pela concessionária | Táxon considerado nas análises | Nome popular        | Abundância | Abundância relativa | Hábito      | Status |
|-----------------|-----------------|---|--------------------------------|---------------------|------------|---------------------|-------------|--------|
| Didelphimorphia | Didelphidae     | <i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)       | <i>D. albiventris</i>          | gambá               | 317        | 4,66%               | Escansorial | LC     |
| Pilosa          | Bradypodidae    | <i>Bradypus variegatus</i> (Schinz, 1825)       | <i>B. variegatus</i>           | preguiça-de-coleira | 26         | 0,38%               | Arborícola  | LC     |
|                 | Myrmecophagidae | <i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758) | <i>M. tridactyla</i>           | tamanduá-bandeira   | 954        | 14,03%              | Terrestre   | VU     |
|                 |                 | <i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)   | <i>T. tetradactyla</i>         | tamanduá-mirim      | 167        | 2,46%               | Escansorial | LC     |
| Cingulata       | Clamyphorydae   | <i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)   | Tatus                          | tatupeba            | 2475       | 36,40%              | Terrestre   | LC     |
| Perissodactyla  | Tapiridae       | <i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)      | <i>T. terrestris</i>           | anta                | 238        | 3,50%               | Terrestre   | VU     |
| Artiodactyla    | Cervidae        | <i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)        | <i>Mazama</i> sp.              | veado-mateiro       | 64         | 0,94%               | Terrestre   | LC     |
|                 | Tayassuidae     | <i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)           | <i>P. tajacu</i>               | cateto              | 3          | 0,04%               | Terrestre   | LC     |
|                 |                 | <i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)              | <i>T. pecari</i>               | queixada            | 1          | 0,01%               | Terrestre   | VU     |

| Ordem     | Família        | Táxon de registro fornecido pela concessionária | Táxon considerado nas análises | Nome popular             | Abundância | Abundância relativa | Hábito       | Status |
|-----------|----------------|---|--------------------------------|--------------------------|------------|---------------------|--------------|--------|
| Primates  | Atelidae       | <i>Ateles marginatus</i> (É. Geoffroy, 1809)    | <i>Ateles marginatus</i>       | macaco-aranha            | 2          | 0,03%               | Arborícola   | EN     |
|           | Callitrichidae | <i>Mico melanurus</i> (É. Geoffroy, 1812)       | <i>M. melanurus</i>            | sagui-de-rabo-preto      | 32         | 0,47%               | Arborícola   | LC     |
|           | Cebidae        | <i>Sapajus apella</i> (Linnaeus, 1758)          | <i>Sapajus</i> sp.             | macaco-prego             | 129        | 1,90%               | Arborícola   | LC     |
|           |                | <i>Sapajus cay</i> (Illiger, 1815)              | <i>Sapajus</i> sp.             | macaco-prego             | 5          | 0,07%               | Arborícola   | LC     |
| Carnivora | Canidae        | <i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)         | Raposa                         | cachorro-do-mato         | 277        | 4,07%               | Terrestre    | LC     |
|           |                | <i>Lycalopex vetulus</i> (Lund, 1842)           | Raposa                         | raposinha                | 521        | 7,66%               | Terrestre    | NT     |
|           |                | <i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)    | <i>C. brachyurus</i>           | lobo-guará, guará        | 260        | 3,82%               | Terrestre    | VU     |
|           |                | <i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842)          | <i>S. venaticus</i>            | cachorro-do-mato-vinagre | 1          | 0,01%               | Terrestre    | NT     |
|           | Felidae        | <i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)      | <i>Leopardus</i> sp.           | jaguaritica              | 54         | 0,79%               | Terrestre    | VU     |
|           |                | <i>Leopardus tigrinus</i> (Schreber, 1775)      | <i>Leopardus</i> sp.           | gato-do-mato-pequeno     | 12         | 0,18%               | Escansorial* | VU     |
|           |                | <i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)           | <i>P. onca</i>                 | onça-pintada             | 17         | 0,25%               | Terrestre    | VU     |
|           |                | <i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)           | <i>P. concolor</i>             | onça-parda               | 10         | 0,15%               | Terrestre    | VU     |

| Ordem      | Família       | Táxon de registro fornecido pela concessionária            | Táxon considerado nas análises         | Nome popular   | Abundância | Abundância relativa | Hábito       | Status    |    |
|------------|---------------|--|--|----------------|------------|---------------------|--------------|-----------|----|
|            |               | <i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy, 1803)        | <i>H. yagouaroundi</i>                 | jaguarundi     | 2          | 0,03%               | Terrestre    | VU        |    |
|            | Mustelidae    | <i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)                       | <i>E. barbara</i>                      | irara          | 2          | 0,03%               | Terrestre    | VU        |    |
|            |               | <i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)                   | <i>L. longicaudis</i>                  | lontra         | 7          | 0,10%               | Semiaquático | VU        |    |
|            |               | <i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)               | <i>P. brasiliensis</i>                 | ariranha       | 2          | 0,03%               | Semiaquático | VU        |    |
|            | Procyonidae   | <i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)                        | <i>N. nasua</i>                        | quati          | 190        | 2,79%               | Terrestre    | LC        |    |
|            |               | <i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798)               | <i>P. cancrivorus</i>                  | guaxinim       | 36         | 0,53%               | Escansorial  | LC        |    |
| Lagomorpha | Leporidae     | <i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)            | <i>S. brasiliensis</i>                 | coelho         | 1          | 0,01%               | Terrestre    | LC        |    |
| Rodentia   | Caviidae      | <i>Cavia aperea</i> (Erxleben, 1777)                       | <i>C. aperea</i>                       | preá           | 7          | 0,10%               | Terrestre    | LC        |    |
|            |               | <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)          | <i>H. hydrochaeris</i>                 | capivara       | 750        | 11,03%              | Semiaquático | LC        |    |
|            | Cricetidae    | <i>Holochilus sciureus</i> (Wagner, 1842)<br>indeterminado | Roedor                                 | Roedor         | rato       | 3                   | 0,04%        | Terrestre | LC |
|            |               |  |  |                | rato       | 13                  | 0,19%        | -         | -  |
|            |               | Cuniculidae  | <i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766) | <i>C. paca</i> | paca       | 35                  | 0,51%        | Terrestre | LC |
|            | Dasyproctidae | <i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein,                     | <i>D. azarae</i>                       | cutia          | 28         | 0,41%               | Terrestre    | LC        |    |

| Ordem | Família        | Táxon de registro fornecido pela concessionária | Táxon considerado nas análises | Nome popular | Abundância | Abundância relativa | Hábito      | Status |
|-------|----------------|---|--------------------------------|--------------|------------|---------------------|-------------|--------|
|       |                | 1823  |                                |              |            |                     |             |        |
|       | Erethizontidae | <i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)     | <i>C. prehensilis</i>          | ouriço       | 155        | 2,28%               | Arbóricola  | LC     |
|       | Sciuridae      | <i>Guerlinguetus poaiae</i> (Moojen, 1942)      | <i>G. poaiae</i>               | caxinguelê   | 3          | 0,04%               | Escansorial | LC     |

\* Nas análises essa espécie foi considerada terrestre.

## Taxa de atropelamentos

A taxa global de atropelamentos de animais silvestres na rodovia foi de 0,0048 ind/km/dia, resultando em uma taxa anual de 1,78 ind/km. A taxa de atropelamentos nos trechos de pista simples (1,86 ind/km/ano) foi semelhante à dos trechos de pista dupla (1,68 ind/km/ano). Já as taxas de atropelamento no bioma Amazônia (2,85 ind/km/ano) foram maiores que às do Cerrado (1,69 ind/km/ano) e Pantanal (1,3 ind/km/ano). Além disso a taxa de atropelamentos durante o período chuvoso (1,99 ind/km/ano) foi maior que durante o período seco (1,56 ind/km/ano).

## Uso e cobertura do solo

O teste de correlação de Pearson indicou que as variáveis de uso e cobertura do solo utilizadas no estudo estavam pouco correlacionadas entre si, com exceção da variável soja, que esteve medianamente correlacionada de forma negativa com as variáveis savana e lavouras temporárias. No entanto, considerando a relação entre os *buffers* de 100 metros e 1.000 metros para cada variável, houve correlação significativa, que variou de moderada (savana  $r = 0,69$ , floresta plantada  $r = 0,52$ ; água  $r = 0,51$ ; não vegetada  $r = 0,64$ ) a alta (floresta  $r = 0,76$ ; pasto  $r = 0,73$ ; urbana  $r = 0,85$ ; soja  $r = 0,85$ ). As únicas variáveis que apresentaram baixa correlação entre os dois tamanhos de *buffer* foram campestre ( $r = 0,43$ ,  $p < 0,001$ ), cana ( $r = 0,21$ ,  $p < 0,001$ ) e lavouras temporárias ( $r = 0,48$ ,  $p < 0,001$ ) (Apêndice 1). Devido a esse resultado, quando as análises de *Random Forest* indicaram uma variável de ocupação do solo como sendo importante tanto na escala de 100 metros quanto na escala de 1.000 metros, somente a variável na escala de 1.000 metros foi utilizada.

Avaliamos a importância das variáveis de cobertura de solo na incidência de atropelamentos por meio da análise *Random Forest* e resultados obtidos identificaram sete dentre as 11 como sendo as mais importantes. Dentre essas variáveis, três eram de origem natural (presença de água, floresta e savana) e quatro eram de origem antrópica (presença de lavouras temporárias, áreas não vegetadas, pasto e soja). As variáveis campestre, urbana, cana, floresta plantada e bioma, se mostraram menos importantes e não apresentaram resultados acima de 70% do valor total em nenhuma das análises. A maioria das vezes em que uma variável de 100 m foi apontada como importante a mesma variável a 1 km também foi apontada como importante ( $n = 12$ ) e as variáveis com 1 km de raio do *buffer* foram mais vezes selecionadas de forma independente ( $n =$

47) que as das variáveis de 100 m ( $n = 5$ ). Os modelos globais resultantes dessa seleção de variáveis com a análise de *Random Forest* apresentaram grande variação, gerando de dois (*C. prehensilis*) a 8.036 (Terrestres) modelos possíveis dependendo da espécie ou grupo de espécies em questão (Tabela 4, Apêndice 2 e Apêndice 3).

Tabela 4: Resultado da seleção de modelos com as variáveis consideradas mais importantes. *df* é o número de parâmetros, AICc é o critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras,  $\Delta$ AICc é a diferença entre os valores de AICc de cada modelo e do primeiro modelo, *weight* é o peso de Akaike, logLik é a probabilidade do modelo. As variáveis de uso e cobertura do solo são água (Agu), florestal (Flr), lavouras temporárias (Lvr\_tmp), áreas não vegetadas (N\_vgt), pasto (Pst), savana (Svn), soja (Soj) e tamanho de raio do *buffer* são 100 metros (100) e 1 quilômetro (1km). Apenas os primeiros modelos cujos valor de  $\Delta$ AICc é igual ou menor que 2 foram selecionados e estão representados na tabela.

| <b>Táxons</b>   | <b>df</b> | <b>logLik</b> | <b>AICc</b> | <b><math>\Delta</math>AICc</b> | <b>weight</b> |
|---|-----------|---------------|-------------|--------------------------------|---------------|
| <b><i>C. brachyurus</i></b>   |           |               |             |                                |               |
| Lvr_tmp_1km + Pst_1km + Svn_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km + Svn_1km*Pst_1km                                       | 6         | -842,856      | 1697,7      | 0                              | 0,258         |
| Lvr_tmp_1km + Svn_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km   | 4         | -845,025      | 1698,1      | 0,32                           | 0,220         |
| Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Svn_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km   | 5         | -844,085      | 1698,2      | 0,45                           | 0,206         |
| Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km + Svn_1km*Pst_1km                           | 7         | -842,346      | 1698,7      | 0,99                           | 0,157         |
| <b><i>C. prehensilis</i></b>  |           |               |             |                                |               |
| Flr_1km   | 2         | -538,111      | 1080,2      | 0                              | 1             |
| <b><i>D. albiventris</i></b>  |           |               |             |                                |               |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km   | 4         | -855,322      | 1718,7      | 0                              | 0,966         |
| <b><i>H. hydrochaeris</i></b>   |           |               |             |                                |               |
| Agu_1km + Flr_1km + Pst_1km + Svn_100 + Agu_1km*Svn_100 + Flr_1km*Pst_1km + Svn_100*Pst_1km                   | 8         | -1570,99      | 3158        | 0                              | 0,210         |
| Agu_1km + Flr_1km + Pst_1km + Svn_100 + Agu_1km*Svn_100 + Flr_1km*Pst_1km + Flr_1km*Svn_100 + Svn_100*Pst_1km | 9         | -1570,47      | 3159        | 0,98                           | 0,129         |
| Agu_1km + Flr_1km + Pst_1km + Svn_100 + Agu_1km*Svn_100 + Flr_1km*Pst_1km                                     | 7         | -1572,76      | 3159,6      | 1,54                           | 0,097         |

| <b>Táxons</b>   | <b>df</b> | <b>logLik</b> | <b>AICc</b> | <b>ΔAICc</b> | <b>weight</b> |
|---|-----------|---------------|-------------|--------------|---------------|
| Agu_1km + Flr_1km + Pst_1km + Svn_100 + Agu_1km*Flr_1km + Agu_1km*Svn_100 + Flr_1km*Pst_1km + Pst_1km*Svn_100 | 9         | -1570,91      | 3159,9      | 1,85         | 0,083         |
| <b><i>Leopardus sp.</i></b>   |           |               |             |              |               |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Svn_100   | 4         | -294,087      | 596,2       | 0            | 0,202         |
| Flr_1km + Svn_100   | 3         | -295,286      | 596,6       | 0,39         | 0,166         |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Svn_100 + Flr_1km*N_vgt_1km   | 5         | -293,366      | 596,8       | 0,57         | 0,152         |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Svn_100 + Flr_1km*Svn_100   | 5         | -293,909      | 597,8       | 1,65         | 0,089         |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Svn_100 + Svn_100*N_vgt_1km   | 5         | -293,936      | 597,9       | 1,71         | 0,086         |
| <b><i>M. tridactyla</i></b>   |           |               |             |              |               |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*N_vgt_1km + Svn_1km*Pst_1km                                 | 7         | -1938,2       | 3890,4      | 0            | 0,096         |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Svn_1km*Pst_1km   | 6         | -1939,22      | 3890,5      | 0,02         | 0,096         |
| Flr_1km + Pst_1km + Svn_1km + Svn_1km*Pst_1km   | 5         | -1940,25      | 3890,5      | 0,08         | 0,092         |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*Svn_1km + Svn_1km*Pst_1km                                   | 7         | -1938,46      | 3891        | 0,51         | 0,075         |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*Svn_1km + Svn_1km*Pst_1km                                   | 7         | -1938,49      | 3891        | 0,57         | 0,072         |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*Svn_1km + Svn_1km*N_vgt_1km + Svn_1km*Pst_1km               | 8         | -1937,57      | 3891,2      | 0,74         | 0,067         |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*N_vgt_1km + Svn_1km*N_vgt_1km + Svn_1km*Pst_1km             | 8         | -1937,6       | 3891,2      | 0,81         | 0,064         |
| Flr_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*Svn_1km + Svn_1km*Pst_1km   | 6         | -1939,61      | 3891,2      | 0,81         | 0,064         |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*N_vgt_1km + Flr_1km*Svn_1km + Svn_1km*Pst_1km               | 8         | -1937,96      | 3892        | 1,53         | 0,045         |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*N_vgt_1km + Flr_1km*Pst_1km + Svn_1km*Pst_1km               | 8         | -1937,96      | 3892        | 1,53         | 0,045         |

| Táxons  | df | logLik   | AICc   | ΔAICc | weight |
|---|----|----------|--------|-------|--------|
| <b><i>Mazama sp.</i></b>  |    |          |        |       |        |
| Svn_100   | 2  | -294,6   | 593,2  | 0     | 0,273  |
| Lvr_tmp_1km + Svn_100   | 3  | -294,215 | 594,4  | 1,23  | 0,147  |
| Pst_1km + Svn_100   | 3  | -294,413 | 594,8  | 1,63  | 0,121  |
| Pst_1km + Svn_100 + Svn_100*Pst_1km   | 4  | -293,574 | 595,2  | 1,96  | 0,102  |
| <b><i>N. nasua</i></b>  |    |          |        |       |        |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Soj_100 + Flr_1km*Soj_100   | 6  | -643,514 | 1299,1 | 0     | 0,051  |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Soj_100 + Flr_1km*Svn_1km   | 7  | -643,084 | 1300,2 | 1,15  | 0,029  |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Soj_100 + Flr_1km*Svn_1km + Flr_1km*Soj_100   | 8  | -642,097 | 1300,2 | 1,19  | 0,028  |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Soj_100 + Flr_1km*Pst_1km + Flr_1km*Soj_100   | 7  | -643,293 | 1300,6 | 1,57  | 0,023  |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Soj_100   | 5  | -645,394 | 1300,8 | 1,75  | 0,021  |
| Flr_1km + Pst_1km + Soj_100 + Flr_1km*Soj_100   | 5  | -645,462 | 1300,9 | 1,89  | 0,020  |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Soj_100 + Flr_1km*Soj_100   | 7  | -643,5   | 1301   | 1,98  | 0,019  |
| Flr_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Soj_100 + Flr_1km*N_vgt_1km + Flr_1km*Soj_100   | 7  | -643,503 | 1301   | 1,99  | 0,019  |
| <b>Raposas</b>  |    |          |        |       |        |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km + Flr_1km*Pst_1km + Flr_1km*Svn_1km + Lvr_tmp_1km*Svn_1km + Svn_1km*Pst_1km             | 10 | -1758,8  | 3537,7 | 0     | 0,194  |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km + Flr_1km*Svn_1km + Lvr_tmp_1km*Svn_1km + Svn_1km*Pst_1km                               | 9  | -1759,92 | 3537,9 | 0,24  | 0,172  |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km + Flr_1km*Pst_1km + Flr_1km*Svn_1km + Lvr_tmp_1km*Svn_1km + Svn_1km*Pst_1km | 11 | -1758,4  | 3538,9 | 1,22  | 0,106  |

| <b>Táxons</b>   | <b>df</b> | <b>logLik</b> | <b>AICc</b> | <b>ΔAICc</b> | <b>weight</b> |
|---|-----------|---------------|-------------|--------------|---------------|
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km + Flr_1km*Svn_1km + Lvr_tmp_1km*Svn_1km + Svn_1km*Pst_1km | 10        | -1759,63      | 3539,3      | 1,67         | 0,084         |
| <b><i>Sapajus sp.</i></b>   |           |               |             |              |               |
| Flr_1km   | 2         | -428,376      | 860,8       | 0            | 1             |
| <b><i>T. terrestris</i></b>   |           |               |             |              |               |
| Flr_1km + N_vgt_100 + Svn_1km + Flr_1km*Svn_1km + Svn_1km*N_vgt_100   | 6         | -754,585      | 1521,2      | 0            | 0,522         |
| Flr_1km + N_vgt_100 + Svn_1km + Flr_1km*N_vgt_100 + Flr_1km*Svn_1km + Svn_1km*N_vgt_100   | 7         | -754,582      | 1523,2      | 2            | 0,192         |
| <b><i>T. tetradactyla</i></b>   |           |               |             |              |               |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Flr_1km*Pst_1km   | 6         | -581,474      | 1175        | 0            | 0,09          |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km + Flr_1km*Pst_1km   | 7         | -580,635      | 1175,3      | 0,33         | 0,076         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*Pst_1km + Flr_1km*Svn_1km   | 8         | -580,329      | 1176,7      | 1,73         | 0,038         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*Pst_1km + Svn_1km*Pst_1km   | 8         | -580,435      | 1176,9      | 1,94         | 0,034         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Flr_1km*N_vgt_1km + Flr_1km*Pst_1km   | 7         | -581,448      | 1176,9      | 1,96         | 0,034         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*Pst_1km   | 7         | -581,467      | 1177        | 2            | 0,033         |
| <b>Tatus</b>  |           |               |             |              |               |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Svn_1km + Soj_1km + Flr_1km*Soj_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km   | 7         | -3180,27      | 6374,6      | 0            | 0,055         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Svn_1km + Soj_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km + Flr_1km*Soj_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km                               | 8         | -3179,36      | 6374,8      | 0,2          | 0,05          |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Svn_1km + Soj_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km   | 6         | -3181,47      | 6375        | 0,4          | 0,045         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Svn_1km + Soj_1km + Flr_1km*Soj_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km   | 8         | -3179,77      | 6375,6      | 1,01         | 0,033         |

| <b>Táxons</b>   | <b>df</b> | <b>logLik</b> | <b>AICc</b> | <b>ΔAICc</b> | <b>weight</b> |
|---|-----------|---------------|-------------|--------------|---------------|
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Svn_1km + Soj_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km + Flr_1km*Soj_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km                     | 9         | -3178,8       | 6375,6      | 1,08         | 0,032         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Svn_1km + Soj_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km   | 7         | -3180,81      | 6375,6      | 1,08         | 0,032         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Svn_1km + Soj_1km + Flr_1km*Svn_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km   | 7         | -3181,01      | 6376        | 1,48         | 0,026         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Svn_1km + Soj_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km   | 7         | -3181,01      | 6376        | 1,49         | 0,026         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Svn_1km + Soj_1km + Flr_1km*Soj_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km*Svn_1km                       | 9         | -3179,07      | 6376,2      | 1,62         | 0,024         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Svn_1km + Soj_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km + Flr_1km*Svn_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km                                 | 8         | -3180,08      | 6376,2      | 1,64         | 0,024         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Svn_1km + Soj_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km + Flr_1km*Svn_1km + Flr_1km*Soj_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km               | 9         | -3179,09      | 6376,2      | 1,66         | 0,024         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Svn_1km + Soj_1km + Flr_1km*Soj_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km + Svn_1km*Soj_1km                                     | 8         | -3180,15      | 6376,3      | 1,76         | 0,023         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Svn_1km + Soj_1km + Flr_1km*Svn_1km + Flr_1km*Soj_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km                                     | 8         | -3180,21      | 6376,4      | 1,89         | 0,021         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Svn_1km + Soj_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km + Svn_1km*Soj_1km   | 7         | -3181,22      | 6376,5      | 1,91         | 0,021         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Svn_1km + Soj_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km + Flr_1km*Soj_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km*Svn_1km | 10        | -3178,21      | 6376,5      | 1,91         | 0,021         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Svn_1km + Soj_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km + Flr_1km*Soj_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km + Svn_1km*Soj_1km               | 9         | -3179,25      | 6376,5      | 1,98         | 0,020         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Svn_1km + Soj_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km + Svn_1km*N_vgt_1km   | 8         | -3180,26      | 6376,6      | 2            | 0,020         |
| <b>Arborícolas</b>  |           |               |             |              |               |
| Flr_1km   | 2         | -905,913      | 1815,8      | 0            | 1             |

| <b>Táxons</b>   | <b>df</b> | <b>logLik</b> | <b>AICc</b> | <b>ΔAICc</b> | <b>weight</b> |
|---|-----------|---------------|-------------|--------------|---------------|
| <b>Escansoriais</b>   |           |               |             |              |               |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Svn_1km + Flr_1km*Svn_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km   | 6         | -1273,65      | 2559,3      | 0            | 0,206         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Svn_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km + Flr_1km*Svn_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km                             | 7         | -1273,29      | 2560,6      | 1,3          | 0,108         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Svn_1km + Flr_1km*Svn_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km                                       | 7         | -1273,42      | 2560,9      | 1,55         | 0,095         |
| <b>Semiaquáticos</b>  |           |               |             |              |               |
| Agu_1km + Pst_1km + Svn_1km + Agu_1km*Svn_1km + Pst_1km*Svn_1km   | 6         | -1620,94      | 3253,9      | 0            | 0,551         |
| Agu_1km + Pst_1km + Svn_1km + Agu_1km*Pst_1km + Agu_1km*Svn_1km + Svn_1km*Pst_1km   | 7         | -1620,2       | 3254,4      | 0,53         | 0,422         |
| <b>Terrestres</b>   |           |               |             |              |               |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km + Lvr_tmp_1km*Svn_1km + Pst_1km*Svn_1km                   | 8         | -4858,63      | 9733,3      | 0            | 0,093         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Pst_1km + Svn_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km + Svn_1km*Pst_1km   | 7         | -4859,78      | 9733,6      | 0,28         | 0,081         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km + Svn_1km*Pst_1km       | 9         | -4858,08      | 9734,2      | 0,89         | 0,06          |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + N_vgt_1km + Pst_1km + Svn_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km + Svn_1km*Pst_1km                             | 8         | -4859,31      | 9734,6      | 1,34         | 0,048         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km + Flr_1km*Pst_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km + Svn_1km*Pst_1km | 9         | -4858,4       | 9734,8      | 1,54         | 0,043         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km + Flr_1km*Svn_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km + Svn_1km*Pst_1km | 9         | -4858,44      | 9734,9      | 1,61         | 0,042         |
| Flr_1km + Lvr_tmp_1km + Pst_1km + Svn_1km + Flr_1km*Lvr_tmp_1km + Svn_1km*Lvr_tmp_1km + Svn_1km*Pst_1km                   | 8         | -4859,51      | 9735        | 1,76         | 0,039         |

Considerando somente as variáveis de uso e cobertura do solo que apresentaram peso maior ou igual a 70% do peso total, dentre as classes de variáveis naturais, a floresta foi a mais frequente estando presente em 14 das 17 análises, sempre com uma relação positiva com o atropelamento da espécie ou grupo de espécies. Somente *C. brachyurus*, *Mazama* sp. e espécies semiaquáticas não estiveram relacionadas com essa variável. A classe savana apresentou efeito positivo sobre *Mazama* sp., *Leopardus* sp. e *H. hydrochaeris* no *buffer* a 100 metros, a mesma relação ocorreu com *buffer* de 1 km para *M. tridactyla*, raposas e espécies semiaquáticas. No entanto, para *T. terrestris*, *C. brachyurus*, tatus, espécies escansoriais e espécies terrestres, houve uma relação negativa com savana no *buffer* de 1 km. Como esperado, a variável água no *buffer* de 1 km só esteve relacionado com *H. hydrochaeris* e com as espécies semiaquáticas (Figura 3).

Entre as classes antrópicas de cobertura do solo a variável lavouras temporárias apresentou relação positiva com *D. albiventris*, *T. tetradactyla*, raposas, tatus, e os grupos de espécies escansoriais e terrestres, mas apresentou relação negativa com *C. brachyurus*. A classe não vegetada apresentou relação positiva com *T. terrestris* no *buffer* de 100 metros e com *Leopardus* sp., *M. tridactyla* e *T. tetradactyla*, no *buffer* de 1 km, mas relação negativa com *N. nasua* nesse mesmo *buffer*. A classe pasto apresentou relação positiva no *buffer* de 1 km com *M. tridactyla*, *T. tetradactyla*, *N. nasua*, *H. hydrochaeris*, raposas, espécies semiaquáticas e terrestres. Já a classe soja apresentou relação negativa com *N. nasua* no *buffer* de 100 m e relação positiva com tatus no *buffer* de 1 km (Figura 3).

Quando houve interação entre as variáveis água no *buffer* de 1 km e savana no *buffer* de 100 m, houve relação negativa com *H. hydrochaeris*, quando a interação de água (1 km) se deu com a savana no *buffer* de 1 km a relação negativa ocorreu com as espécies semiaquáticas. A classe floresta, no *buffer* de 1 km, apresentou relação positiva com *D. albiventris* e negativa com raposas quando houve interação com lavouras temporárias (1 km), quando houve interação com pasto (1 km), houve relação positiva com *T. tetradactyla* e *H. hydrochaeris*. Quando houve interação de floresta (1 km) com savana (1 km) houve relação positiva com *T. terrestris* e negativa com raposas e espécies escansoriais. E quando houve interação de floresta (1 km) com soja (100 m) houve relação negativa com *N. nasua* (Figura 3).

Quando houve interação da classe savana com pasto, ambos no *buffer* de 1 km, houve relação negativa com *M. tridactyla*, raposas, espécies semiaquáticas e espécies terrestres. Quando o *buffer* da classe savana era de 100 m, houve relação negativa com *H. hydrochaeris*. Quando houve interação da classe savana (1 km) com lavouras temporárias (1 km), houve relação positiva com *C. brachyurus*, raposas, tatus, espécies escansoriais e terrestres. Quando houve interação da classe savana (1 km) com não vegetadas (100 m) houve relação negativa com *T. terrestris*. E quando houve interação com soja (1 km), houve relação negativa com o grupo de espécies terrestres (Figura 3).

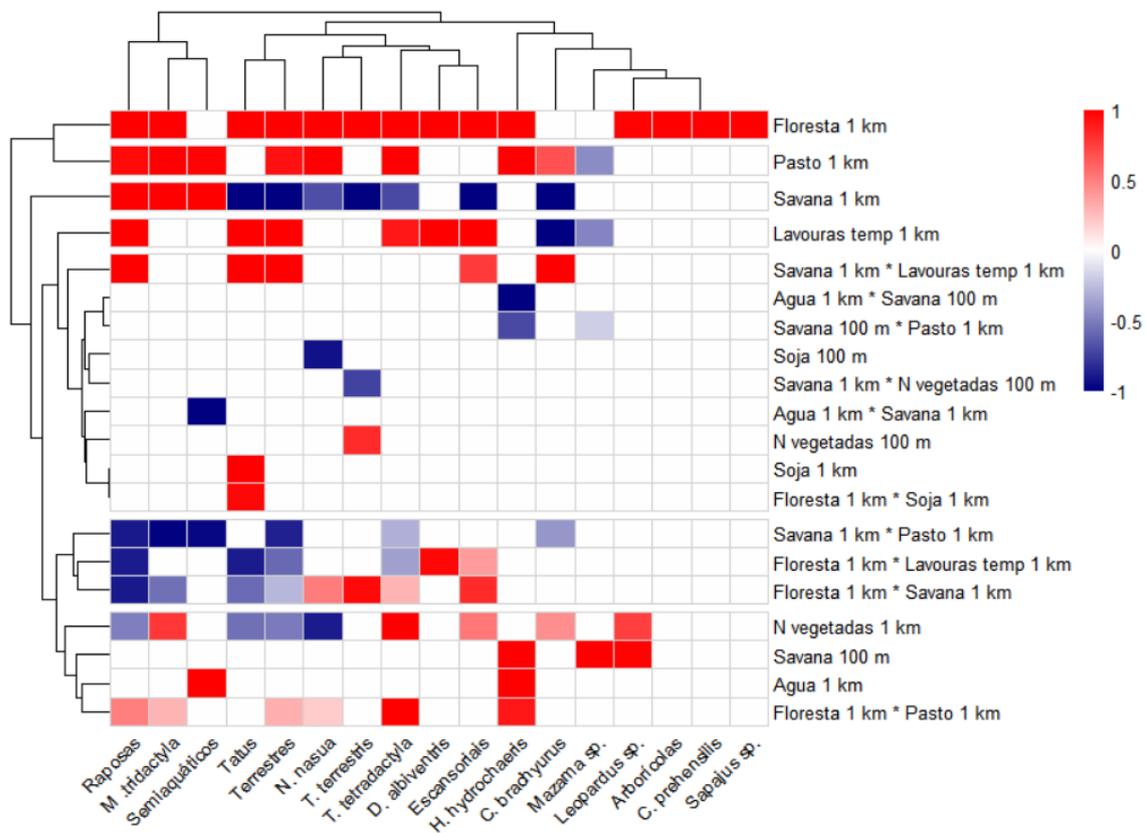


Figura 3: Dendrograma de similaridade e mapa de calor da relação entre as espécies (eixo x) e as principais classes de uso e cobertura do solo (eixo y). Os gráficos em azul apresentam relação negativa da espécie com a variável e os gráficos em vermelho relação positiva. Foram utilizados somente variáveis que apresentaram peso maior ou igual a 70% do peso total para ao menos uma espécie ou grupo de espécies.

## DISCUSSÃO

Durante o período de estudo, 45% das espécies de mamíferos de médio e grande porte com ocorrência no estado do Mato Grosso foram vítimas de atropelamento na BR-163. A maioria dos animais atropelados possuía hábitos terrestres e 14% deles pesavam mais de 50 kg. A taxa de atropelamentos registrada na rodovia (1,78 ind/km/ano) foi menor que encontrada em outros estudos. O trecho amazônico (2,85 ind/km/ano) apresentou quase o dobro da taxa de atropelamentos do trecho de Cerrado (1,69 ind/km/ano). A variável floresta se mostrou a mais importante e esteve relacionada com todas as espécies com exceção do lobo-guará (*C. brachyurus*), do veado (*Mazama* sp.) e do grupo de espécies semiaquáticas. Todas as vezes que a variável floresta esteve presente sem interação com outra variável, a relação com os atropelamentos foi positiva. Assim como a variável água, que também esteve relacionada de forma positiva com o atropelamento de capivaras (*H. hydrochaeris*) e espécies semiaquáticas. As análises com *buffers* de 1 km estiveram mais frequentemente relacionadas com o atropelamento de mamíferos que os *buffers* de 100 m, indicando uma importância maior da análise da paisagem que do hábitat no local de atropelamento.

### **Diversidade, abundância de espécies e espécies ameaçadas**

Atualmente são listadas 169 espécies de mamíferos silvestres não voadores para o estado do Mato Grosso, o que significa que ao menos 21,3% ( $n = 36$ ) das espécies da mastofauna não voadora do estado foi vítima de atropelamento na BR-163 durante o período de estudo. Os resultados do presente estudo se tornam ainda mais expressivos se considerarmos que pequenos mamíferos, como roedores e marsupiais, são de difícil detecção em levantamentos realizados por carros a velocidades acima de 50 km/h (Teixeira *et al.* 2013, Collinson *et al.* 2014, Santos *et al.* 2016). Assim, a maioria das espécies registradas durante o estudo são de médio e grande porte e representam 45% do total de espécies deste grupo com ocorrência confirmada no estado. Reforçando que o atropelamento de animais silvestres, pode servir como indicador da biodiversidade local e fornecer dados ecológicos e informações sobre a história natural de muitas espécies (Fischer 1997). Além disso, como alguns estudos mostram, também que é possível estimar o tamanho das populações adjacentes as rodovias a partir do monitoramento de atropelamentos (George *et al.* 2011). No entanto, ao mesmo tempo que a rodovia funciona como um sistema de amostragem para observarmos a diversidade da região,

ela pode ser também a causa da redução dessa diversidade, especialmente quando nos referimos aos mamíferos de médio e grande porte. Pois suas populações são pequenas e são animais que vivem em baixas densidades (Grilo *et al.* 2010), e o mesmo pode ser aplicado a espécies ameaçadas de extinção (Forman & Alexander 1998).

Algumas espécies de animais silvestres comprovadamente presentes na região da rodovia não sofreram atropelamento ou foram muito pouco atropeladas, isso pode estar acontecendo por três motivos: baixa densidade da espécie na região, maior habilidade em atravessar as estradas, e comportamento aversivo às mesmas (Prada 2004). Baixa densidade é a provável explicação do pouco registro de espécies de carnívoros de médio e grande porte como a onça-pintada (*P. onca*) e o cachorro-vinagre (*S. venaticus*). Esses animais possuem naturalmente baixas densidades populacionais e que ainda tiveram sua densidade e distribuição reduzidas devido a ações humanas, como o desmatamento e a caça (ICMBio 2018). Onças-pintadas (*P. onca*), por exemplo, não são afetadas diretamente pelas estradas, mas os efeitos indiretos ocorreram sobre estas por meio de reduções em áreas naturais das quais as onças dependem (Cerqueira & Grilo 2021). Além dessa raridade, o comportamento de evitar as estradas é conhecido para algumas espécies tanto de carnívoros (Brody & Pelton 1989) quanto de herbívoros (Dodd *et al.* 2007). Esse comportamento, no entanto, apesar de reduzir a chance dessas espécies serem atropeladas, pode ocasionar, isolamento das populações e redução no fluxo gênico (Riley *et al.* 2006, Strasburg 2006, Laurance *et al.* 2009).

Os efeitos negativos das estradas sobre os mamíferos podem ser mais críticos no caso de espécies já ameaçadas. No presente estudo, registramos ao menos 13 espécies que figuram na lista nacional de espécies ameaçadas de extinção, sendo a ordem Carnívora a que possuía mais representantes, 9 espécies. Dentre essas espécies ameaçadas, o registro do macaco-aranha-de-cara-branca (*A. marginatus*) chama a atenção, por ser uma espécie classificada como em perigo de extinção (ICMBio 2018, IUCN 2021). Embora a espécie tenha sido registrada somente duas vezes e seja passível de erro de identificação, esta é a única espécie do gênero que possui distribuição oficial ao longo da rodovia. Dentre as principais ameaças citadas para a espécie estão justamente o avanço da agricultura e o desmatamento propiciados pela presença e asfaltamento da BR-163 em sua área de distribuição (ICMBio 2018). Já o tamanduá-bandeira (*M. tridactyla*), o lobo-guará (*C. brachyurus*) e a anta (*T. terrestris*), que

figuram entre as mais atropeladas na rodovia, são espécies classificadas como vulneráveis na lista nacional de espécies ameaçadas de extinção (ICMBIO, 2018). O tamanduá-bandeira (*M. tridactyla*) e a anta (*T. terrestris*) também estão classificados com o *status* vulnerável na lista internacional de espécies ameaçadas, mas o lobo-guará (*C. brachyurus*) está classificado como quase ameaçado (IUCN 2021). A grande quantidade de registros reforça resultados encontrados em outros estudos que indicam o atropelamento como uma das principais ameaças as populações remanescentes dessas três espécies (Medici *et al.* 2012, Freitas *et al.* 2014, ICMBio 2018, IUCN 2021, Noonan *et al.* 2021).

Como esperado, a maioria dos animais atropelados possuía hábitos terrestres (76%, n = 5.168). Como são animais que utilizam o solo como seu principal meio de locomoção, existe uma probabilidade maior que venham a cruzar a rodovia se tornarem vítimas de atropelamento. A grande quantidade de animais de hábitos semiaquáticos atropelados (11%, n = 759) pode ser explicado pelo grupo ser representado quase em sua totalidade por capivaras (*H. hydrochaeris*, n = 750), que são roedores abundantes e bem adaptados a vida em locais com perturbação antrópica, que estão entre os mamíferos de médio e grande porte mais atropelados do Brasil (Bager 2012).

Os grupos com menos registros foram o de animais escansoriais (7%, n = 523) e arborícolas (5%, n = 349). Dentre estes últimos, as duas espécies mais abundantes foram o macaco-prego (*Sapajus* sp., n = 129) e o ouriço-cacheiro (*C. prehensilis*, n = 155). Primatas e animais arborícolas, em geral, são um grupo pouco abordado em estudos de ecologia de estradas, com a maioria destes sendo focados em estudos de casos com poucos indivíduos (McLennan & Asiimwe 2016, Vale *et al.* 2020) ou observações pontuais em estudos amplos de atropelamento de fauna (Drews 1995, Quamruzzaman *et al.* 2016). Isso porque, comparados a outros grupos, esses animais são registrados com menos frequência em levantamentos de fauna atropelada. O motivo disso é que para essas espécies, estradas sem pontes aéreas, naturais ou artificiais, são uma grande barreira. Essas barreiras são ainda intensificadas pela destruição do habitat florestal do entorno das rodovias, associada à construção das mesmas (Teixeira *et al.* 2013, Al-Razi *et al.* 2019). Ainda assim, primatas que vivem em fragmentos de mata são forçados a procurar por recursos fora dos fragmentos que vivem, resultando em uma utilização maior do solo (Goulart *et al.* 2010, Ribeiro *et al.* 2018, Linden *et al.* 2020).

Isso acaba por expor esses animais a situações de risco, que incluem o atropelamento (Goulart *et al.* 2010, Gordo *et al.* 2013, Rodrigues & Martinez 2014, Linden *et al.* 2020, Vale *et al.* 2020). Essa falta de pontes aéreas naturais é uma constante na BR-163, que possui trechos duplicados muito extensos e mesmo em locais onde a rodovia é de pista simples e corta algum fragmento de mata, é comum que haja uma faixa larga de área desmatada entre a beira da estrada e o início do fragmento, impossibilitando que os dosséis das árvores nas laterais da pista se toquem e sirvam de passagem para esses animais. O atropelamento de espécies arbóricolas poderia ser reduzido com a instalação de pontes aéreas artificiais para a passagem desses animais em determinados locais, no entanto até abril de 2019 nenhuma estrutura do tipo havia sido instalada na rodovia.

Chama atenção o fato de 14% dos registros serem de animais que pesavam mais de 50 kg e 30% que pesavam mais de 30 kg. O atropelamento desses animais é um risco, não só para a fauna da região, mas também para os motoristas que trafegam pela estrada. Pois o atropelamento de animais desse tamanho causa danos aos veículos e coloca em risco a vida de motoristas e passageiros (Bissonette *et al.* 2008, Huijser *et al.* 2013, Ascensão *et al.* 2021). Dados do (DNIT 2021) apontam o registro de 448 acidentes com animais ocorridos na BR-163 (MT) durante o período de estudo. A maioria ocorreu com veículos de passeio (n = 226) e caminhões (n = 147) que resultaram em 66 pessoas levemente feridas, 15 moderadamente feridas e 6 gravemente feridas. Nenhuma morte foi registrada em decorrência de atropelamentos de animais nesse período, apesar disso, os prejuízos causados por esse tipo de acidente são enormes.

Segundo Abra *et al.* (2019) acidentes com animais custam em média R\$ 21.656,00, entre despesas para reparo de veículos, acionamento de reboques, perdas de carga, despesas hospitalares e processos legais, entre outros. Considerando esse valor, podemos estimar que a perda financeira estimada devido aos acidentes com fauna no período de estudo foi de cerca de R\$ 9.701.888,00. No entanto, é provável que somente os casos mais graves estejam sendo notificados e a quantidade de acidentes com fauna, e conseqüentemente o valor gasto, sejam muito maiores que o registrado oficialmente (Abra *et al.* 2019). Se considerarmos somente o atropelamento de capivaras (*H. hydrochaeris*) e antas (*T. terrestris*), que são animais grandes que muito provavelmente ao serem atropelados danificam os veículos, principalmente os de passeio. Teríamos

pelo menos 988 acidentes que potencialmente causaram danos aos veículos. Provavelmente estes incidentes só são registrados quando os motoristas procuram ajuda da concessionária, em casos que o dano impede a locomoção do veículo ou quando alguém se fere. Caso contrário, as pessoas envolvidas nesses acidentes assumem o prejuízo causado pelos danos, seguem viagem e esses eventos acabam ficando de fora da estatística oficial.

### **Desambiguação de espécies e grupos funcionais**

Uma das vantagens do trabalho de ecologia de estradas com mamíferos é a facilidade de identificação de diversas espécies, em especial as de médio e grande porte, que são bem conhecidas pela população em geral. No entanto, algumas espécies não se encaixam nessa característica. Para reduzir esse problema de identificação, a concessionária que administra a rodovia oferece treinamentos frequentes de identificação, para os inspetores de tráfego. Além disso, as identificações de campo são conferidas por meio de fotos por um biólogo no Centro de Controle Operacional da empresa. No entanto, a identificação destes animais por foto pode ser difícil, em especial quando a carcaça não está em boas condições e a pessoa responsável pela identificação não é um especialista no grupo. Inspetores de tráfego aparentemente identificam corretamente espécies comuns e de grande porte (Abra *et al.* 2018). Já as espécies raras, espécies pouco avistadas ou muito semelhantes entre si, como os pequenos canídeos e felídeos, são frequentemente identificadas de forma incorreta. Dessa forma, é possível que alguns indivíduos tenham sido identificados de incorretamente ou diretamente por meio de seu nome popular, o que pode gerar confusão. Esse é o caso do grupo dos macacos-prego (*Sapajus* sp.): duas espécies semelhantes que, de acordo com a literatura, estão distribuídas geograficamente na porção sul (*Sapajus cay*) e na porção norte (*Sapajus apella*) da rodovia (Reis *et al.* 2015). Os registros obtidos, no entanto, não refletiram essa regra, visto que animais desse grupo foram registrados fora de sua área de distribuição (Reis *et al.* 2015). Problema semelhante ocorre com espécies do gênero *Leopardus*, com as espécies de tatus e com as espécies de pequenos canídeos, como a raposinha (*L. vetulus*) e o cachorro-do-mato (*C. thous*), que são animais muito semelhantes e de difícil diferenciação.

O tatupeba (*Euphractus sexcinctus*), que foi a espécie mais registrada nesse estudo, é a espécie de tatu mais registrado em estudos sobre atropelamentos no Cerrado

(Carvalho *et al.* 2015, Carvalho *et al.* 2017, Park *et al.* 2021) e mesmo no Brasil como um todo (Cirino & Freitas 2019, Grilo *et al.* 2019). Sendo assim, já era esperado que essa fosse ser uma das espécies mais afetadas pelos atropelamentos. No entanto, é possível que até cinco espécies estejam incluídas nesses registros. Além do próprio *Euphractus sexcinctus*, as espécies *Dasypus kaplery*, *Dasypus novemcinctus*, *Dasypus septencinctus* e *Cabassous unicinctus* ocorrem na região (Santos *et al.* 2019). Todas essas espécies são chamadas popularmente de tatus, tem tamanho similar e área de distribuição que abrange o trajeto da rodovia. Logo, podem facilmente ter sido confundidas por leigos, quando atropeladas. Porém, cabe ressaltar que estudos anteriores apontaram que *E. sexcinctus* é a espécie de tatu mais atropelada no país (Cirino & Freitas 2019, Grilo *et al.* 2019). Além disso, realizei um levantamento de campo independente em janeiro de 2021 (os dados não foram incluídos nesse estudo) e dos registros de tatus atropelados que obtive, 12 eram da espécie *E. sexcinctus* e apenas um era da espécie *D. novemcinctus*. Esses resultados indicam que, ainda que outras espécies de tatus sejam atropeladas na rodovia, provavelmente a imensa maioria dos registros era realmente da espécie *Euphractus sexcinctus*. Apesar disso, optei por tratar esses registros como sendo de um grupo de espécies.

A situação do grupo raposas é semelhante à do tatupeba. Ambas as espécies, *C. thous* e *L. vetulus*, ocorrem na área, são muito parecidas e recebem os mesmos nomes populares (Reis *et al.* 2020). No entanto, enquanto o cachorro-do-mato (*C. thous*) é uma das espécies mais atropeladas nas rodovias do Cerrado (Turci & Bernarde 2009, Caceres 2011, Costa 2011, Orlandin *et al.* 2015, Corrêa *et al.* 2017, Miranda *et al.* 2017, Zanzini *et al.* 2018, Valerio *et al.*, 2019) e do Brasil (Cirino & Freitas 2019, Grilo *et al.* 2019), a raposinha (*L. vetulus*) raramente é registrada em estudos sobre atropelamentos de fauna (Miranda *et al.* 2017, Zanzini *et al.* 2018, Valerio *et al.* 2019). Por exemplo, em um estudo realizado na porção norte da rodovia BR-163 no estado do Mato Grosso, Santos (2019) registrou 95 cachorros-do-mato (*C. thous*) e nenhuma raposinha (*L. vetullus*). Isso porque, embora sejam espécies parecidas, o cachorro-do-mato (*C. thous*) é uma espécie capaz de utilizar ambientes perturbados pelas atividades humanas devido aos seus hábitos oportunistas e generalistas, pois sua dieta inclui frutas, plantas, vertebrados e invertebrados, rejeitos humanos e carniça (Facure *et al.* 2003, Jácomo *et al.* 2004, Dotta & Verdade 2007, Rocha *et al.* 2008). Esses hábitos podem expor mais o

animal aos atropelamentos ao buscar comida próximo as rodovias e alguns autores concordam que essa seja parte da causa dos altos índices de atropelamentos dessa espécie (Tumeleiro *et al.* 2006, Hengemühle & Cademartori 2008). Já a raposinha (*L. vetulus*) possui comportamento mais especialista, pois prefere habitar áreas mais abertas e possui uma dieta baseada em pequenos vertebrados, frutas e insetos, principalmente cupins (Jácomo *et al.* 2004, Dalponte 2009).

### **Taxa de atropelamentos**

A taxa de atropelamentos de mamíferos registrada neste estudo para a rodovia é muito menor que a registrada em outros estudos para regiões de cerrado (Cunha *et al.* 2010, Santos 2019, Park *et al.* 2021) e Amazonia (Turci & Bernarde 2009). Isso pode ser reflexo direto de diferenças nas metodologias utilizadas nos estudos. Isso porque apesar de ser esperado alguma variação na taxa de atropelamentos, mesmo em amostragens sistematizadas e de longo prazo, devido a diferenças intrínsecas a rodovia e a região, as amostragens também sujeitas à influência de outros fatores. Esses incluem diferenças na persistência das carcaças na estrada, a distinta capacidade de detecção destas pelos observadores e ao fato de que alguns animais são arremessados para fora da pista com a colisão e não são contabilizados (Martinelli & Volpi 2011, Bager 2012, Teixeira *et al.*, 2013). Além disso, é preciso considerar que nem todos os animais que são atropelados morrem imediatamente após serem atingidos e podem se afastar alguns metros da rodovia antes de morrer e não serem percebidos por alguns observadores (Cirino & Freitas 2019).

Como o serviço de retirada de carcaças da rodovia não é o principal trabalho dos operadores de tráfego, pode ser que as carcaças de animais menores ou arremessadas para a beirada da estrada, e que não representam risco para os condutores, passem despercebido ou simplesmente sejam ignoradas e por isso não estejam sendo devidamente contabilizadas. Por outro lado, como os inspetores de tráfego passam diversas vezes por dia pela estrada, isso aumenta a probabilidade de detecção das carcaças de animais que precisam ser retirados da rodovia. Essa melhor detectabilidade desse grupo de animais aumenta a diferença entre a detecção de animais de médio e grande porte para os animais de pequeno porte. A capacidade do observador em detectar as carcaças e o tempo que estas permanecem na pista interferem na contagem de registros dos atropelamentos (Bager, 2012). Por consequência, uma estimativa mais fidedigna da

mortalidade na rodovia é obtida quando estes parâmetros são considerados, de forma que a baixa taxa global de atropelamentos registrada no presente estudo, além da prevalência de registros de mamíferos de médio e grande porte pode ser explicada por esses fatores. Uma forma de quantificar esse efeito seria fazer amostragens a pé ao longo de trechos da rodovia para contabilizar a quantidade de animais que não é percebida pelos operadores de tráfego e assim usar esses dados para corrigir essa taxa.

A relativamente baixa taxa de atropelamentos registrada durante o estudo provavelmente não retrata os valores reais. Isso porque o número de animais realmente atropelados pode variar de duas a dez vezes a quantidade de animais detectados (Santos *et al.* 2016). Nesse caso, chegamos a uma estimativa de que, para a média de 1.521 mamíferos mortos por ano, obtida a partir da taxa geral de atropelamentos no trecho de 855 km da BR-163 no Mato Grosso (1,78 ind/km/ano), haja na realidade de 3.043 a 15.219 mamíferos atropelados. Se considerarmos que quase todas as espécies de animais registrados são de médio e grande porte e que a maioria dos animais vítimas de atropelamento em rodovias são de pequeno porte (Antworth *et al.* 2005), como ratos e pequenos marsupiais, o número de mamíferos vítimas de colisões com veículos na BR-163 pode ser ainda muito maior.

### **Uso e cobertura do solo.**

Estudos sugerem que as colisões de veículos com animais selvagens são frequentemente agregadas espacialmente e ocorrem nas estradas perto de áreas de cobertura de vegetação natural (Romin & Bissonette 1996, Clevenger *et al.* 2003). No presente estudo, encontramos resultado semelhante e o atropelamento da maioria das espécies estudadas esteve relacionado de forma positiva com a presença das classes savana e floresta. No entanto, diversas espécies também estiveram positivamente relacionadas com as variáveis antrópicas pasto e lavouras temporárias. Já as espécies aquáticas e arborícolas estiveram relacionadas com respectivamente com a presença de água e florestas, seus habitats preferenciais.

A presença de cobertura florestal foi considerada o melhor indicador de probabilidade de atropelamento para a rodovia. Pois esteve relacionada positivamente com o atropelamento de quase todas as espécies de mamíferos silvestres analisados no estudo. A presença dessa classe esteve positivamente relacionada não só com o

atropelamento de mamíferos silvestres, que tipicamente vivem em ambientes florestais, mas também com espécies associadas a outros ambientes, como o tamanduá-bandeira (*M. tridactyla*) associado a ambientes abertos (Zimbres 2010, Santos *et al.* 2019); e a capivara (*H. hydrochaeris*) associada a ambientes aquáticos (Herrera *et al.* 2011, Bueno *et al.* 2013). A ligação entre áreas florestais e a maior probabilidade de atropelamento de algumas espécies de mamíferos já foi descrita em alguns estudos (Kang *et al.* 2016, Schmidt *et al.* 2020, Blackburn *et al.* 2021). Essas áreas podem ser usadas por espécies de mamíferos como corredores naturais em uma paisagem fragmentada, no entanto essa movimentação apresenta riscos (Minor & Lookingbill 2010) e estudos apontam que em locais de conectividade entre essas manchas de vegetação, há maior probabilidade de atropelamento de mamíferos de médio e grande porte (Kang *et al.* 2016).

Os resultados indicaram que espécies com hábitos menos generalistas estiveram relacionadas com habitats específicos, assim como esperado. O atropelamento de mamíferos com hábitos semiaquáticos esteve relacionado com a presença de água, assim como o atropelamento de mamíferos arborícolas e escansoriais esteve relacionado com as áreas florestadas. Outras espécies especialistas, como os tamanduás-bandeira (*M. tridactyla*) e tamanduá-mirim (*T. tetradactyla*), também apresentaram os atropelamentos positivamente relacionados com as áreas florestadas.

As capivaras (*H. hydrochaeris*) foram os mamíferos semiaquáticos mais registrados no estudo. Capivaras são mamíferos sociais, herbívoros e de hábitos predominantemente noturnos, que costumam pastar em grupos nas áreas cobertas por vegetação herbácea ao longo dos rios (Herrera *et al.* 2011), de forma que as chances de atropelamentos desses mamíferos são ainda maiores nesses locais. A relação positiva no atropelamento desta espécie em locais de vegetação aberta, como pastagens, com presença de água, foi indicada por Bueno *et al.* (2013).

Além das capivaras (*H. hydrochaeris*), o grupo que reúne todas as espécies de mamíferos semiaquáticos, também esteve relacionado com a presença de água. Apesar deste grupo ser formado principalmente por capivaras, estudos apontam a importância dessa classe de habitat na definição de pontos de atropelamento de outras espécies de mamíferos semiaquáticos. Grilo *et al.* (2010) afirmaram que a presença de reservatórios de água no entorno de rodovias é relevante especialmente para o atropelamento de

mamíferos com hábitos aquáticos. Fischer (1997) relacionou rios e outras áreas úmidas no entorno da estrada à concentração de atropelamentos. Prada (2004), listando as medidas preventivas aos atropelamentos de animais silvestres, afirmou que os rios próximos às estradas levam a um aumento na frequência de animais que buscam a água e, conseqüentemente, de atropelamentos. Já Freitas *et al.* (2013) sugeriu que a proximidade de rios e atropelamentos de mamíferos pode indicar que os rios podem ser uma rota preferencial para essas espécies ambientes montanhosos.

O atropelamento de capivaras (*H. hydrochaeris*) e do grupo de espécies semiaquáticas esteve correlacionado positivamente a presença de pasto e savana, mas estranhamente esteve negativamente relacionado com interação entre água e savana. O motivo da relação positiva com áreas de pasto sem interação com água pode ser um problema na detecção de áreas alagadas. Pois como os pixels do MapBiomias tem um tamanho de 30 x 30 metros (Souza *et al.* 2020), grandes rios são facilmente identificados, mas pequenos riachos e alagados no meio de áreas de pastagens podem estar apresentando pouca ou nenhuma detecção por serem pequenos ou estarem encobertos por muita vegetação. Assim, o que podemos estar detectando como sendo área de pastagem sem presença de água, provavelmente possui pequenas áreas alagadas. Outra possibilidade é que essas áreas alagadas estejam além da distância do *buffer* utilizado e por isso não tenham sido detectadas. Assim, ao se movimentarem entre estes locais alagados não detectados as capivaras acabam sendo atropeladas e a associação é feita somente às áreas de pastagem.

Assim como ocorreu com os animais de hábitos semiaquáticos, que estiveram relacionados com a presença de água, os animais de hábitos arborícolas e escansoriais também estiveram relacionados a presença de áreas florestadas. O ouriço-cacheiro (*C. prehensilis*), que foi a espécie mais registrada entre os mamíferos arborícolas, pode apresentar grande abundância em determinados locais (Voss 2015), mas raramente desce ao chão. No entanto, em locais fragmentados, ou onde as árvores são esparsas, costuma descer ao solo (Voss 2015) se expondo ao tráfego quando estes locais são próximos a rodovias. A proximidade de áreas florestadas das rodovias também afetou o atropelamento do macaco-prego (*Sapajus* sp.), que foi a segunda espécie mais registrada entre os mamíferos arborícolas. Os primatas do gênero *Sapajus* não costumam restringir sua área de vida a habitats primários e apresentam capacidade de sobreviver em áreas

alteradas pelo homem (Wallace 2008). No entanto, os grupos desses animais ainda requerem áreas relativamente grandes de floresta para sua sobrevivência (Spironello 1987, Spironello 1991). Em ambientes fragmentados de mata estes primatas, são forçados a se deslocar entre os fragmentos, resultando em um uso maior do solo (Goulart *et al.*, 2010, Ribeiro *et al.* 2018, Linden *et al.* 2020), o que aumenta as chances de atropelamento (Goulart *et al.* 2010, Gordo *et al.* 2013, Rodrigues & Martinez, 2014, Linden *et al.* 2020, Vale *et al.* 2020).

O atropelamento de antas (*T. terrestris*) também esteve relacionado de forma positiva com a classe florestal. Esse resultado já era esperado, tendo em vista que essa é uma espécie herbívora que tem grande parte da dieta composta por frutos (Bachand *et al.* 2009) e que prefere habitats com disponibilidade de cobertura de vegetal, onde pode evitar o calor do dia (Oliveira-Santos *et al.* 2010). Apesar das antas terem o costume de forragear em áreas abertas (Foerster & Vaughan 2002), é esperado que a espécie seja menos abundante em áreas com menor disponibilidade de cobertura florestal e isso explicaria a relação negativa dos atropelamentos dessa espécie com a classe savana.

A savana é o tipo de vegetação natural mais comum ao longo da rodovia e era esperado que esta fosse estar relacionada positivamente ao atropelamento da maioria das espécies comuns do Cerrado. No entanto o que observamos foi que cinco espécies e o grupo de espécies semiaquáticas apresentaram relação positiva com savana, mas outras cinco espécies e os grupos de espécies escansoriais e espécies terrestres, apresentaram relação negativa com essa variável no buffer de 1 km. Essa relação negativa também ocorreu sempre que houve interação da variável savana com a variável pasto. Isso pode indicar que áreas maiores de savana podem oferecer mais recursos a essas espécies e que por isso elas precisem se deslocar menos e conseqüentemente atravessar menos a rodovia, reduzindo a probabilidade de serem atropeladas. Além disso, por serem mais tolerantes a ambientes mais abertos, espécies como o tamanduá-bandeira (*M. tridactyla*) (Desbiez & Medri 2010), o lobo-guará (*C. brachyurus*) (Coelho *et al.* 2008) e raposas (Brady 1979, Vieira & Port 2007, Dalponte 2009) toleram bem a presença de pastos em parte de sua área de vida. Já a relação negativa da capivara (*H. Hydrochaeris*) e do grupo de espécies semiaquáticas provavelmente está relacionado a falta de corpos d'água nessas áreas (Herrera *et al.* 2011, Bueno *et al.* 2013).

A classe antrópica pasto apresentou relação positiva com o atropelamento de tamanduás (*M. tridactyla* e *T. tetradactyla*), quatis (*N. nasua*), capivaras (*H. Hydrochaeris*), raposas, animais semiaquáticos e terrestres quando não houve interação de pasto com outras classes de cobertura. Apesar de serem tolerantes a ambientes abertos, os recursos em áreas formadas somente por pastos em geral são mais escassos para as espécies que as áreas de vegetação natural. Isto obriga os animais a buscarem mais intensamente por esses recursos, aumentando sua área de movimentação na paisagem. E assim a probabilidade de serem atropelados. Por outro lado, algumas espécies encontram abundância de recursos no pasto e podem estar sendo atraídas para esses locais para forragear, como a capivara (*H. hydrochaeris*) que se alimenta das gramíneas (Barreto & Quintana 2012, Bueno *et al.* 2013) e os tamanduás-bandeira (*M. tridactyla*) e mirim (*T. tetradactyla*), que se alimentam de cupins e formigas que constroem seus ninhos no pasto (Desbiez & Medri 2010).

Como o esperado espécies de hábitos mais generalistas como as raposas, o tatupeba (*E. sexcinctus*) e o gambá-de-orelha-branca (*D. albiventris*) apresentaram os atropelamentos relacionados de forma positiva com áreas ocupadas tanto por ambientes naturais, quanto por ambientes antrópicos. No entanto, somente o grupo formado pelas espécies de tatus apresentou relação positiva com a variável soja. Apesar dessa espécie já ter sido registrada em plantações (Silva-Júnior *et al.* 2001), esse resultado não era esperado. Pois as áreas de plantação de soja na região se estendem por grandes distancias com baixa presença de habitats naturais. No entanto, por ser um mamífero generalista, diferenças encontradas quanto ao uso do habitat do tatupeba em diferentes regiões podem ocorrer devido às características da região, a disponibilidade de alimento, características do solo para a construção de tocas e disponibilidade de parceiros para a reprodução (Medri 2008). A ampla dieta do tatupeba, que inclui vegetais, invertebrados, carniça, até pequenos vertebrados (Bonato 2002, Dalponte & Tavares-Filho 2004, Anacleto 2006), que podem ser encontrados nas plantações de soja, pode ser um dos motivos dessa relação positiva. O outro motivo pode estar relacionado a forma de construção da rodovia, especialmente em locais planos. Pois para que haja custo reduzido de transporte de material, durante a construção de algumas rodovias, como a BR-163, tratores escavam o terreno ao longo da lateral da futura rodovia, acumulando o material sobre a plataforma onde ela será construída (Silva 2008). Assim

se formam grandes covas nas laterais das rodovias e suas paredes se tornam locais ideais para tocas de tatupeba, com superfícies inclinadas e solo pouco compactado (Trovati 2015) (Figura 4).



Figura 4: Tocas de tatupeba no barranco das covas existentes ao longo da rodovia BR-163 (MT) em uma área em que a rodovia corta uma plantação de soja com fragmento florestal ao fundo.

Curiosamente, quando a classe savana não apresentou interação com outras classes de cobertura do solo, apresentou relação negativa com o atropelamento de loboguará (*C. brachyurus*), tatus, grupo de espécies escansoriais e terrestres. No entanto, quando houve interação de savana com outras classes de uso e ocupação do solo essa relação foi positiva. Existem registros de algumas dessas espécies utilizando plantações próximas a fragmentos de mata, para forragear e descansar (Mantovani 2001, Silva Júnior *et al.* 2001, Goebel *et al.* 2019). Isso pode indicar que quando em grandes áreas de savana, essas espécies necessitam se movimentar menos pela paisagem em busca de recursos, estando menos suscetíveis ao atropelamento. No entanto, em ambientes fragmentados com presença de lavouras, há áreas de savana que possibilitam a ocorrências de mamíferos silvestres, porém a distribuição fragmentada forçaria um

maior deslocamento dos animais. Dessa forma, a savana acabaria se tornando um corredor natural para as espécies se movimentarem na paisagem e um potencial ponto de atropelamento onde a rodovia cruza esse corredor.

Quase sempre que esteve presente nas análises, a classe lavouras temporárias apresentou relação positiva com o atropelamento de mamíferos silvestres, com exceção de duas espécies. A primeira foi o lobo-guará (*C. brachyurus*), que apresentou relação negativa com a presença de lavouras temporárias, mas positiva quando havia interação de lavouras temporárias com savana. Além deste, as raposas, que apresentaram relação negativa quando houve interação de lavouras temporárias com floresta, mas relação positiva somente com lavouras temporárias. A classe lavouras temporárias é formada por áreas de culturas que são plantadas, colhidas e replantadas em espaços de tempo inferiores a um ano, onde é comum a prática do rodízio de culturas. O milho e outros vegetais cultivados nessas lavouras podem ser utilizados como alimento para os mamíferos silvestres, assim como os pequenos vertebrados (Witmer *et al.* 2007) e aves (Silva 2014) que costumam habitar esses locais. Quando ocorre a aragem do terreno ou a colheita alguns animais também aproveitam para consumir pequenos invertebrados que ficam expostos. Além disso, alguns tipos de plantação oferecem abrigo melhor que áreas completamente abertas, como pasto (Prevedello & Vieira 2010).

Os atropelamentos de raposas e do gambá-de-orelha-branca (*D. albiventris*) apresentaram relação positiva com ambientes naturais e com áreas de lavouras temporárias. Esse resultado já era esperado, pois as duas espécies apresentam dieta variada e são capazes de utilizar ambientes antropizados devido aos seus hábitos oportunistas e generalistas (Cáceres 2000, Facure *et al.* 2003, Jácomo *et al.* 2004, Dotta & Verdade 2007, Rocha *et al.* 2008, Oliveira *et al.* 2010). Além disso, segundo Prevedello & Vieira (2010) marsupiais podem utilizar calhas de plantações para se movimentar de forma mais segura e eficiente em ambientes fragmentados com matriz agrícola. No entanto, essa facilidade de movimentação pode estar sendo traduzida em aumento na probabilidade de atropelamento, como acontece com corredores de vegetação (Minor & Lookingbill 2010, Kang *et al.* 2016, Blackburn *et al.* 2021).

Houve relação positiva do atropelamento de anta (*T. terrestris*), tamanduás-bandeira (*M. tridactyla*), tamanduá-mirim (*T. tetradactyla*), *Leopardus* sp. e o grupo de

espécies escansoriais com a classe antrópica de áreas não vegetadas. Áreas não vegetadas são constituídas de locais com exposição do solo, geralmente áreas de mineração ou ampliação da infraestrutura urbana ainda não mapeadas como outra classe. Isso indica que essas áreas foram recém desmatadas e o aumento do número de atropelamentos dessas espécies nesses locais pode ser reflexo da migração desses animais em busca de novos locais ou por mais recursos devido à redução ou perda do seu hábitat original.

Estudos indicam que o efeito da conectividade do hábitat na abundância de atropelamentos depende da escala (Kang *et al.* 2016), sendo que medir os efeitos da estrutura da paisagem dentro da extensão espacial apropriada é importante para identificar corretamente os efeitos que a paisagem tem sobre uma determinada espécie (Moraga *et al.*, 2019). Isso porque as características da paisagem podem influenciar a resposta de uma espécie em escalas espaciais variáveis (Jackson & Fahrig 2012). No presente estudo, o uso de duas escalas de análise de ocupação do solo ocorreu no intuito de investigar se o mais importante para o atropelamento dos animais eram as características do hábitat diretamente adjacente ao local de atropelamento ou as características da paisagem em uma escala maior. Normalmente estudos que incluem esse tipo de variável, realizam a caracterização do hábitat diretamente no local de registro. No entanto, muitas vezes é difícil avaliar o hábitat além de algumas poucas dezenas de metros a partir do ponto de atropelamento. Esperávamos que o atropelamento de animais de menor porte apresentassem a maioria dos resultados no buffer de 100 m e os animais de grande porte no buffer de 1 km. No entanto, os resultados indicaram que o *buffer* de análise do uso do solo na escala de 1 km se mostrou mais importante para todas as espécies e grupos. Na maioria das vezes em que uma variável de 100 m foi apontada como importante em um modelo, a mesma variável a 1 km também foi apontada como importante. Além disso, as variáveis na escala de 1 km foram mais vezes apontadas como importantes de forma independente, que as variáveis de 100 m e em nenhuma ocasião uma variável de 100 m foi considerada importante para a relação com o atropelamento de mamíferos de menor porte. Esse resultado indica que mesmo para as espécies de menor porte, a estrutura da paisagem em uma área de aproximadamente 314 hectares é mais importante que o hábitat adjacente a rodovia. E que embora a travessia desses animais possa ocorrer em certos

pontos característicos da rodovia, a preferência por esses locais está relacionada a determinadas características da paisagem, em uma escala mais abrangente.

Apesar de ter apresentado um resultado melhor que a escala de 100 m, é provável que a escala de 1 km não seja suficiente para detectar as influências da paisagem no atropelamento de algumas espécies. Isso explicaria o motivo de algumas delas terem apresentado relação com algumas classes antrópicas de cobertura do solo, sem interação com classes naturais. Pois como o que observamos é apenas um recorte arbitrário da realidade, pode ser que esse recorte não seja representativo do espaço utilizado pela espécie e precise ser adequado proporcionalmente a essa área de vida. De forma que, possivelmente, ao adequar o tamanho dos *buffers*, a maioria das espécies em que o atropelamento não apresentou interação da variável antrópica com uma variável natural, passe a apresentar esse tipo de interação.

Estudos sobre a relação do atropelamento de animais com elementos da paisagem são importantes para subsidiar modelos preditivos e identificar locais para a aplicação de medidas mitigadoras (Seiler 2005). No entanto, algumas espécies não apresentam tendências claras de relação do local de atropelamento com o elemento da paisagem, ou estiveram relacionadas com elementos que dificultam adoção de medidas de mitigação, como por exemplo animais que tem o atropelamento associado a plantações de soja (*tatus*) ou pasto (*tamanduás*). As áreas de plantação de soja e de pastagem em regiões rurais, como é o caso da BR-163 no estado Mato Grosso, podem se estender por dezenas de quilômetros ininterruptos ao longo da rodovia. Dessa forma, a menos que fossem instaladas longas cercas guia ao longo da rodovia, passagens de fauna seriam muito pouco eficientes para evitar o atropelamento desses animais. Por outro lado, outras espécies apresentaram clara relação com determinados habitats que possuem ocorrência bem restrita na rodovia e poderiam receber ações mitigadoras efetivas. Este foi o caso das espécies semiaquáticas e arborícolas. A instalação de cercas guia e passagens subterrâneas próximo a áreas com água, potencialmente, reduziria muito o acidente com o grupo de animais semiaquáticos e principalmente com as capivaras (*H. hydrochaeris*), que foi uma das espécies mais atropelados na rodovia e que apresentam grande risco de acidente para os motoristas.

Em relação as espécies arborícolas, a instalação de passagens aéreas de fauna, ligando o dossel das árvores de ambos os lados da rodovia, nos locais onde os fragmentos de mata se aproximam poderia reduzir significativamente os atropelamentos de espécies desse grupo. A instalação de passagens aéreas é uma medida menos onerosa que a instalação de passagens subterrâneas e potencialmente mais eficaz. Pois como são espécies que não tem o hábito de descer ao solo, naturalmente procuram pontos de travessia naturais ou mesmo artificiais (como fios e postes) na borda das matas para realizar a travessia em segurança (Al-Razi *et al.* 2019).

## CONCLUSÃO

A identificação correta das espécies de animais atropelados na rodovia é extremamente importante para a aplicação de medidas que visem tanto a segurança dos animais, quanto dos motoristas. É importante que as concessionárias invistam no treinamento e contratação de profissionais capacitados para esse trabalho. Essa medida é necessária para que o monitoramento de atropelamentos seja traduzido em ações concretas de prevenção de acidentes.

Devido à grande extensão da rodovia, houve grandes diferenças na concentração de atropelamentos. No trecho inserido no bioma amazônico (2,85 ind/km/ano), apesar de se encontrar já muito afetado pela atividade agropecuária, a taxa de atropelamentos de mamíferos foi muito maior que o trecho de Cerrado (1,69 ind/km/ano). Isso indica que esse trecho pode ser considerado prioritário para ações de mitigação que potencialmente serão mais efetivas.

Dentre todas as variáveis de hábitat avaliadas, a presença de áreas florestadas foi a mais importante para a ocorrência de atropelamentos de mamíferos e a presença de água foi a variável mais importante para a presença de espécies semiaquáticas. Espécies de mamíferos especialistas estiveram associadas a habitats específicos o que facilita o planejamento de ações que evitem os acidentes dessas espécies com veículos. Espécies generalistas, apresentaram relações menos claras com os habitats ou estiveram associadas a matriz que se estendem por muitos quilômetros da rodovia, dificultando ações de mitigação.

As variáveis na escala de 1 km foram mais importantes para relacionar os atropelamentos com as classes de ocupação do solo, que as variáveis na escala de 100 metros. Na prática, isso indica que a escala espacial usada para o levantamento de dados da paisagem é importante. Indica também que buffers em escalas menores podem ser menos informativos, mesmo para animais de pequeno porte. Assim, dados provenientes de levantamentos utilizando imagens de satélite, podem ser mais informativos que dados coletados diretamente na estrada no momento do registro, devido a limitação visual do observador.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abra, Fernanda D., Huijser, M. P., Pereira, C. S., & Ferraz, K. M. P. M. B. (2018). How reliable are your data? Verifying species identification of road-killed mammals recorded by road maintenance personnel in São Paulo State, Brazil. *Biological Conservation*, 225(June), 42–52. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.019>
- Abra, Fernanda Delborgo, Granziera, B. M., Huijser, M. P., De Barros Ferraz, K. M. P. M., Haddad, C. M., & Paolino, R. M. (2019). Pay or prevent? Human safety, costs to society and legal perspectives on animal-vehicle collisions in São Paulo state, Brazil. *PLoS ONE*, 14(4), 1–22. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215152>
- Abreu, R. C. R., Hoffmann, W. A., Vasconcelos, H. L., Pilon, N. A., Rossatto, D. R., & Durigan, G. (2017). The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science Advances*, 3(8), 1–8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701284>
- Agritempo. (2021). *Agritempo - Sistema de Monitoramento Agrometeorológico*. <https://www.agritempo.gov.br/agritempo/index.jsp>
- Aguiar, L. M. S., Machado, R. B., & Marinho-Filho, J. (2004). A Diversidade Biológica do Cerrado. In *Cerrado: ecologia e caracterização* (p. 17–40). Embrapa Cerrados.
- Al-Razi, H., Maria, M., & Muzaffar, S. Bin. (2019). Mortality of primates due to roads and power lines in two forest patches in Bangladesh. *Zoologia*, 36, 1–6. <https://doi.org/10.3897/zoologia.36.e33540>
- Alexander, S. M., Waters, N. M., & Paquet, P. C. (2005). Traffic volume and highway permeability for a mammalian community in the Canadian Rocky Mountains. *Canadian Geographer*, 49(4), 321–331. <https://doi.org/10.1111/j.0008-3658.2005.00099.x>
- Anacleto, T. C. D. S. (2006). *Distribuição, dieta e efeitos das alterações antrópicas do cerrado sobre os tatus* (Número May). Universidade Federal de Goiás.
- Anselin, L., Syabri, I., & Kho, Y. (2006). GeoDa: An Introduction to Spatial Data Analysis. *Geographical Analysis*, 38(1), 5–22. <https://doi.org/10.1111/j.0016-7363.2005.00671.x>

- Antworth, R. L., Pike, D. A., & Stevens, E. E. (2005). Hit and Run: Effects of Scavenging on Estimates of Roadkilled Vertebrates. *Southeastern Naturalist*, 4(4), 647–656. [https://doi.org/10.1656/1528-7092\(2005\)004\[0647:hareos\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1656/1528-7092(2005)004[0647:hareos]2.0.co;2)
- Ascensão, F., Yogui, D. R., Alves, M. H., Alves, A. C., Abra, F., & Desbiez, A. L. J. (2021). Preventing wildlife roadkill can offset mitigation investments in short-medium term. *Biological Conservation*, 253(June 2020). <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108902>
- Ashcraft, G. C. (1979). Effects of fire on deer in chaparral. *Transactions of the Western Section of the Wildlife Society*, 177–189.
- Bachand, M., Trudel, O. C., Anseau, C., & Almeida-Cortez, J. (2009). Dieta de *Tapirus terrestris* Linnaeus em um fragmento de Mata Atlântica do Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, 7(2), 188–194.
- Bager, A. (2012). *Ecologia de estradas: tendências e pesquisas*.
- Baker, P. J., Dowding, C. V., Molony, S. E., White, P. C. L., & Harris, S. (2007). Activity patterns of urban red foxes (*Vulpes vulpes*) reduce the risk of traffic-induced mortality. *Behavioral Ecology*, 18(4), 716–724. <https://doi.org/10.1093/beheco/arm035>
- Banks, S. C., Dujardin, M., McBurney, L., Blair, D., Barker, M., & Lindenmayer, D. B. (2011). Starting points for small mammal population recovery after wildfire: Recolonisation or residual populations? *Oikos*, 120(1), 26–37. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18765.x>
- Barreto, G. R., & Quintana, R. D. (2012). Foraging Strategies and Feeding Habits of Capybaras. In *Capybara: Biology, Use and Conservation of an Exceptional Neotropical Species*. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-4000-0>
- Barrientos, R., & Bolonio, L. (2009). The presence of rabbits adjacent to roads increases polecat road mortality. *Biodiversity and Conservation*, 18(2), 405–418. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9499-9>
- Barthelmess, E. L. (2014). Spatial distribution of road-kills and factors influencing road

- mortality for mammals in Northern New York State. *Biodiversity and Conservation*, 23(10), 2491–2514. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0734-2>
- Barthelmeß, E. L., & Brooks, M. S. (2010). The influence of body-size and diet on road-kill trends in mammals. *Biodiversity and Conservation*, 19(6), 1611–1629. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9791-3>
- Bashore, T. L., Tzilkowski, W. M., Bellis, E. D., The, S., Management, W., & Press, A. (2008). Analysis of deer-vehicle collision sites in Pennsylvania. *Habitat*, 49(3), 769–774.
- Berta, A. (1982). *Cerdocyon thous*. *Mammalian Species*, 51(186), 1. <https://doi.org/10.2307/3503974>
- Bissonette, J. A., Kassar, C. A., & Cook, L. J. (2008). Assessment of costs associated with deer–vehicle collisions: human death and injury, vehicle damage, and deer loss. *Human – Wildlife Interactions*, 2(1), 17–27.
- Blackburn, A. M., Anderson, C. J., Veals, A. M., Tewes, M. E., Wester, D. B., Young, J. H., DeYoung, R. W., & Perotto-Baldivieso, H. L. (2021). Landscape patterns of ocelot–vehicle collision sites. *Landscape Ecology*, 36(2), 497–511. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01153-y>
- Blanco, J. C., Cortés, Y., & Virgós, E. (2005). Wolf response to two kinds of barriers in an agricultural habitat in Spain. *Canadian Journal of Zoology*, 83(2), 312–323. <https://doi.org/10.1139/z05-016>
- Bonato, V. M. (2002). *Ecologia e historia natural de tatus do cerrado de Itirapina, São Paulo (Xenarthra : Dasypodidae)*. Unicamp.
- Bond, W. J., & Keeley, J. E. (2005). Fire as a global “herbivore”: The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(7), 387–394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>
- Bouchard, J., Ford, A. T., Eigenbrod, F. E., & Fahrig, L. (2009). Behavioral responses of northern leopard frogs (*Rana pipiens*) to roads and traffic: Implications for population persistence. *Ecology and Society*, 14(2). <https://doi.org/10.5751/ES->

- Bowman, D. M. J. S., Balch, J., Artaxo, P., Bond, W. J., Cochrane, M. A., D'Antonio, C. M., Defries, R., Johnston, F. H., Keeley, J. E., Krawchuk, M. A., Kull, C. A., Mack, M., Moritz, M. A., Pyne, S., Roos, C. I., Scott, A. C., Sodhi, N. S., & Swetnam, T. W. (2011). The human dimension of fire regimes on Earth. *Journal of Biogeography*, 38(12), 2223–2236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02595.x>
- Bowman, D. M. J. S., Balch, J. K., Artaxo, P., Bond, W. J., Carlson, J. M., Cochrane, M. A., D'Antonio, C. M., DeFries, R. S., Doyle, J. C., Harrison, S. P., Johnston, F. H., Keeley, J. E., Krawchuk, M. A., Kull, C. A., Marston, J. B., Moritz, M. A., Prentice, I. C., Roos, C. I., Scott, A. C., ... Pyne, S. J. (2009). Fire in the earth system. *Science*, 324(5926), 481–484. <https://doi.org/10.1126/science.1163886>
- Boycott, R. C. (1980). Cordylidae *Chamaesaura anguina* Cape grass lizard: Size, reproduction, and susceptibility to fire. *Journal of the Herpetological Association of Africa*, 37, 49.
- Boycott, R. C. (2015). Observations on the African grass lizards *Chamaesaura Fitzinger* (Reptilia: Sauria: Cordylidae) in Swaziland, with emphasis on fire impacts on populations in Malolotja Nature Reserve. *Durban Natural Science Museum*, 37, 30–39.
- Brady, C. A. (1979). Observations on the behavior and ecology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*). In *Vertebrate ecology in the northern neotropics* (p. 161–171). Smithsonian Institution Press. Washington, D.C.
- Breiman, L. (2002). *Manual On Setting Up, Using, And Understanding Random Forests V3.1*. [http://oz.berkeley.edu/users/breiman/%0AUsing\\_random\\_forests\\_V3.1.pdf](http://oz.berkeley.edu/users/breiman/%0AUsing_random_forests_V3.1.pdf).
- Briani, D. C., Palma, A. R. T., Vieira, E. M., & Henriques, R. P. B. (2004). Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 13(5), 1023–1037. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000014467.27138.0b>
- Brockie, R. E., Sadleir, R. M. F. S., & Linklater, W. L. (2009). Long-term wildlife road-

- kill counts in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology*, 36(2), 123–134.  
<https://doi.org/10.1080/03014220909510147>
- Brody, A. J., & Pelton, M. R. (1989). Effects of roads on black bear movements in western North Carolina. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 17(1), 5–10.  
<https://doi.org/10.2307/3782028>
- Brook, B. W., Sodhi, N. S., & Bradshaw, C. J. A. (2008). Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(8), 453–460.  
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011>
- Bueno, C. C., Almeida, P. J. A. L., & José A. L. de Almeida, P. (2010). Sazonalidade de atropelamentos e os padrões de movimentos em mamíferos na BR-040 (Rio de Janeiro-Juiz de Fora). *Revista Brasileira de Zoociências*, 12(3), 219–226.
- Bueno, C., Sousa, C. O. M., & Freitas, S. R. (2015). Habitat or matrix: which is more relevant to predict road-kill of vertebrates? *Brazilian Journal of Biology*, 75(4 suppl 1), 228–238. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.12614>
- Bueno, Cecilia, Faustino, M. T., & Freitas, S. R. (2013). Influence of landscape characteristics on capybara road-kill on highway BR-040, Southeastern Brazil. *Oecologia Australis*, 17(2), 130–137. <https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1702.11>
- Burkepile, D. E., Thompson, D. I., Fynn, R. W. S., Koerner, S. E., Eby, S., Govender, N., Hagenah, N., Lemoine, N. P., Matchett, K. J., Wilcox, K. R., Collins, S. L., Kirkman, K. P., Knapp, A. K., & Smith, M. D. (2016). Fire frequency drives habitat selection by a diverse herbivore guild impacting top-down control of plant communities in an African savanna. *Oikos*, 125(11), 1636–1646.  
<https://doi.org/10.1111/oik.02987>
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (1998). *Model selection and multimodel inference: a practical informationtheoretic approach* (2<sup>o</sup> ed). Springer Verlag.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2004). *Model Selection and Multimodel Inference* (Kenneth P. Burnham & D. R. Anderson (orgs.)). Springer New York.  
<https://doi.org/10.1007/b97636>

- Caceres, N. C. (2011). Biological characteristics influence mammal road kill in an Atlantic Forest-Cerrado interface in south-western Brazil. *Italian Journal of Zoology*, 78(3), 379–389. <https://doi.org/10.1080/11250003.2011.566226>
- Cáceres, N. C. (2000). Population ecology and reproduction of the white-eared opossum *Didelphis albiventris* (Mammalia, Marsupialia) in an urban environment of Brazil. *Ciencia e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, 52(3), 171–174.
- Cáceres, N. C., Casella, J., Goulart, C. D. S., Neotropical, M., Federal, U., & Maria, S. (2012). Variação Espacial E Sazonal De Atropelamentos De Mamíferos No Bioma Cerrado, Rodovia Br 262, Sudoeste Do Brasil. *Mastozoología neotropical*, 19(1), 21–33.
- Camargo, A. C. L., Barrio, R. O. L., de Camargo, N. F., Mendonça, A. F., Ribeiro, J. F., Rodrigues, C. M. F., & Vieira, E. M. (2018). Fire affects the occurrence of small mammals at distinct spatial scales in a neotropical savanna. *European Journal of Wildlife Research*, 64(6). <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1224-8>
- Camilo-Alves, C. D. S. E. P., & Mourão, G. D. M. (2006). Responses of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) to variation in ambient temperature. *Biotropica*, 38(1), 52–56. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00106.x>
- Carvalho, C. F., Custódio, A. E. I., & Junior, O. M. (2015). Wild vertebrates roadkill aggregations on the BR-050 highway, state of Minas Gerais, Brazil. *Bioscience Journal*, 31(3), 951–959. <https://doi.org/10.14393/BJ-v31n3a2015-27468>
- Carvalho, C. F., Custódio, A. E. I., & Júnior, O. M. (2017). Influence of climate variables on roadkill rates of wild vertebrates in the cerrado biome, Brazil. *Bioscience Journal*, 1632–1641. <https://doi.org/10.14393/bj-v33n6a2017-39538>
- Carvalho, F. M. V., De Marco, P., & Ferreira, L. G. (2009). The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*, 142(7), 1392–1403. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.031>

- Cary, G., & Banks, J. G. (2000). Fire regime sensitivity to global climate change: an Australian perspective. In J. Innes, M. Beniston, & M. Verstraete (Orgs.), *Biomass burning and its inter-relationships with the climate system* (p. 233–246).
- CBEE, C. B. de E. de E. (2016). *Atropelômetro*. <http://cbee.ufla.br/portal/atropelometro>
- Cerqueira, R. C., & Grilo, C. (2021). Direct and indirect effects of roads on space use by jaguars in Brazil. *Scientific Reports*, 1–9. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-01936-6>
- Cerqueira, R. C., Leonard, P. B., da Silva, L. G., Bager, A., Clevenger, A. P., Jaeger, J. A. G., & Grilo, C. (2021). Potential Movement Corridors and High Road-Kill Likelihood do not Spatially Coincide for Felids in Brazil: Implications for Road Mitigation. *Environmental Management*, 67(2), 412–423. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01411-4>
- Cherem, J. J., Kammers, M., Ghizoni-Jr., I. R., & Martins, A. (2007). Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. *Biotemas*, 20(2), 81–96.
- Chia, E. K., Bassett, M., Nimmo, D. G., Leonard, S. W. J., Ritchie, E. G., Clarke, M. F., Bennett, A. F., & Peters, D. P. C. (2015). Fire severity and fire-induced landscape heterogeneity affect arboreal mammals in fire-prone forests. *Ecosphere*, 6(10). <https://doi.org/10.1890/ES15-00327.1>
- Cirino, D. W., & Freitas, S. R. (2019). Quais são os mamíferos silvestres mais atropelados no Brasil? *Semana da Biologia UFABC*, November 2018, 48–56.
- Clarke, G. P., White, P. C. L., & Harris, S. (1998). Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation*, 86(2), 117–124. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00018-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00018-4)
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., & Gunson, K. E. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109(1), 15–26. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00127-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00127-1)
- Coelho, C. M., De Melo, L. F. B., Sábato, M. A. L., Vaz Magni, E. M., Hirsch, A., &

- Young, R. J. (2008). Habitat use by wild maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) in a transition zone environment. *Journal of Mammalogy*, 89(1), 97–104. <https://doi.org/10.1644/06-MAMM-A-383.1>
- Coelho, I. P., Kindel, A., & Coelho, A. V. P. (2008). Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, 54(4), 689–699. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0197-4>
- Coffin, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15(5), 396–406. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006>
- Collinson, W. J., Parker, D. M., Bernard, R. T. F., Reilly, B. K., & Davies-Mostert, H. T. (2014). Wildlife road traffic accidents: A standardized protocol for counting flattened fauna. *Ecology and Evolution*, 4(15), 3060–3071. <https://doi.org/10.1002/ece3.1097>
- CONAB. (2019). *Calendário de Plantio e Colheita de Grãos no Brasil 2019*. 75. <https://www.conab.gov.br/institucional/publicacoes/outras-publicacoes/item/7694-calendario-agricola-plantio-e-colheita>
- Conard, J. M., & Gipson, P. S. (2006). Spatial and seasonal variation in wildlife-vehicle collisions. *Prairie Naturalist*, 38(4), 251–260.
- Coombs, G. (2015). *High incidence of Cape grass lizard ( Chamaesaura anguina anguina ) mortality due to roadkill following fynbos fire* . 8(December).
- Corrêa, L. L. C., Silva, D. E., de Oliveira, S. V., Finger, J. V. G., dos Santos, C. R., & Petry, M. V. (2017). Levantamento de vertebrados atropelados em rodovias do sul do Brasil. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, 39(2), 219–225. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v39i2.33788>
- Costa, L. de S. (2011). Levantamento de mamíferos silvestres de pequeno e médio porte atropelados na BR 101, entre os municípios de Joinville e Piçarras, Santa Catarina. *Bioscience Journal*, 27(4), 666–672.

- da Cunha, H. F., Moreira, F. G. A., & Silva, S. de S. (2010). Roadkill of wild vertebrates along the GO-060 road between Goiânia and Iporá, Goiás State, Brazil. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, 32(3), 257–263. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v32i3.4752>
- Dalponete, Julio C. (2009). *Lycalopex vetulus* (Carnivora: Canidae). *Mammalian Species*, 847, 1–7. <https://doi.org/10.1644/847.1>
- Dalponete, Júlio C., & Tavares-Filho, J. A. (2004). Diet of the Yellow Armadillo, *Euphractus sexcinctus*, in South-Central Brazil. *Edentata*, 6(1), 37. <https://doi.org/10.1896/1413-4411.6.1.37>
- Damato, M., & Romanini, P. U. (2006). *Gerenciamento de resíduos sólidos em rodovias concedidas do estado de São Paulo*. [http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/uruguay30/BR05420\\_DAMATO.pdf](http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/uruguay30/BR05420_DAMATO.pdf)
- Danks, Z. D., & Porter, W. F. (2010). Temporal, Spatial, and Landscape Habitat Characteristics of Moose–Vehicle Collisions in Western Maine. *Journal of Wildlife Management*, 74(6), 1229–1241. <https://doi.org/10.2193/2008-358>
- Desbiez, A. L. J., & Medri, Í. M. (2010). Density and Habitat use by Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) and Southern Tamanduas (*Tamandua tetradactyla*) in the Pantanal Wetland, Brazil. *Edentata*, 11(1), 4–10. <https://doi.org/10.1896/020.011.0102>
- DNIT. (2021). *Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes*. <https://www.gov.br/dnit/pt-br>
- do Vale, C. A., Sant’Anna, A. C., Júnior, J. G. C., & Prezoto, F. (2020). Reflections on Potential Risk Factors of Callitrichidae Run Over in an Urban Area: A Case Report of Marmoset Deaths. *Journal of Applied Animal Welfare Science*, 00(00), 1–8. <https://doi.org/10.1080/10888705.2020.1785883>
- Dodd, N. L., Gagnon, J. W., Boe, S., & Schweisburg, R. E. (2007). Assessment of Elk Highway Permeability by Using Global Positioning System Telemetry. *Journal of Wildlife Management*, 71(4), 1107–1117. <https://doi.org/10.2193/2006-106>

- Dotta, G., & Verdade, L. M. (2007). Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. *Biota Neotropica*, 7(2), 287–292. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032007000200031>
- Drews, C. (1995). Road kills of animals by public traffic in Mikumi National Park, Tanzania, with notes on baboon mortality. *African Journal of Ecology*, 33(2), 89–100. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.1995.tb00785.x>
- Dussault, C., Poulin, M., Courtois, R., & Ouellet, J.-P. (2006). Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology*, 12(4), 415–425. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2006\)12\[415:tasdom\]2.0.co;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2006)12[415:tasdom]2.0.co;2)
- Eberhardt, E., Mitchell, S., & Fahrig, L. (2013). Road kill hotspots do not effectively indicate mitigation locations when past road kill has depressed populations. *Journal of Wildlife Management*, 77(7), 1353–1359. <https://doi.org/10.1002/jwmg.592>
- Eby, S. L., Anderson, T. M., Mayemba, E. P., & Ritchie, M. E. (2014). The effect of fire on habitat selection of mammalian herbivores: The role of body size and vegetation characteristics. *Journal of Animal Ecology*, 83(5), 1196–1205. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12221>
- Epps, C. W., Palsbøll, P. J., Wehausen, J. D., Roderick, G. K., Ramey, R. R., & McCullough, D. R. (2005). Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. *Ecology Letters*, 8(10), 1029–1038. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00804.x>
- Espinosa A, S. J. A. M. A., Comarcal, O., & Forestales, D. A. (2012). Incidencia de los atropellos sobre la fauna vertebrada en el Valle de El Paular . LIC " Cuenca del río Lozoya y Sierra Norte " Incidence of roadkills on vertebrates within the Valle de El Paular. *Munibe*, 60(June), 209–236.
- Facure, K. G., Giaretta, A. A., & Monteiro-Filho, E. L. A. (2003). Food habits of the crab-eating-fox, *Cerdocyon thous*, in an altitudinal forest of the Mantiqueira Range, southeastern Brazil. *Mammalia*, 67(4), 503–511.

<https://doi.org/10.1515/mamm-2003-0404>

- Farmer, R. G., & Brooks, R. J. (2012). Integrated risk factors for vertebrate roadkill in southern Ontario. *Journal of Wildlife Management*, 76(6), 1215–1224. <https://doi.org/10.1002/jwmg.358>
- Ferregueti, A. C., Graciano, J. M., Luppi, A. P., Pereira-Ribeiro, J., Rocha, C. F. D., & Bergallo, H. G. (2020). Roadkill of medium to large mammals along a Brazilian road (BR-262) in Southeastern Brazil: spatial distribution and seasonal variation. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 55(3), 216–225. <https://doi.org/10.1080/01650521.2020.1719006>
- Ferreras, P., Aldama, J. J., Beltrán, J. F., & Delibes, M. (1992). Rates and causes of mortality in a fragmented population of Iberian lynx *Felis pardina* Temminck, 1824. *Biological Conservation*, 61(3), 197–202. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91116-A](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91116-A)
- Fischer, W. A. (1997). Efeitos da BR-262 na mortalidade de vertebrados silvestres: síntese naturalística para a conservação da região do Pantanal, MS [Universidade Federal de Mato Grosso do Sul]. In *Mestrado em Ecologia e Conservação* (Número December). <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.32709.55528>
- Fisher, N. I. (1993). *Statistical analysis of circular data*. Cambridge University Press.
- Foerster, C. R., & Vaughan, C. (2002). Home range, habitat use, and activity of Baird's tapir in Costa Rica. *Biotropica*, 34(3), 423–437. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2002.tb00556.x>
- Ford, A. T., & Fahrig, L. (2007). Diet and body size of North American mammal road mortalities. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 12(7), 498–505. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2007.07.002>
- Ford, W. M., Menzel, M. A., McGill, D. W., Laerm, J., & McCay, T. S. (1999). Effects of a community restoration fire on small mammals and herpetofauna in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management*, 114(2–3), 233–243. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00354-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00354-5)

- Forero-Medina, G., & Vieira, M. V. (2009). Perception of a fragmented landscape by neotropical marsupials: Effects of body mass and environmental variables. *Journal of Tropical Ecology*, 25(1), 53–62. <https://doi.org/10.1017/S0266467408005543>
- Forman, R. T. T. (2000). Estimate of the Area Affected Ecologically by the Road System in the United States. *Conservation Biology*, 14(1), 31–35.
- 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, V. H., Fahrig, L., France, R. L., Goldman, C. R., Heanue, K., Jones, J., Swanson, F., Turrentine, T., & Winter, T. C. (2003). *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press.
- Foster, M. L., & Humphrey, S. R. (1995). Use of Highway Underpasses by Florida Panthers and Other Wildlife. *Wildlife Society Bulletin*, 23(1), 95–100. <http://www.jstor.org/stable/3783202%5Cnhttp://www.jstor.org/page/info/about/policies/terms.jsp>
- Franklin, J. F., Lindenmayer, D. B., Macmahon, J. A., McKee, A., Magnuson, J. J., Perry, D. A., Waide, R. B., & Foster, D. R. (2000). Threads of Continuity There are immense differences between even-aged silvicultural disturbances (especially clearcutting) and natural disturbances, such as windthrow, wildfire, and even volcanic eruptions. *Conservation in Practice*, 1, 8–17.
- Freitas, Carlos Henrique. (2009). *Atropelamento de vertebrados nas rodovias MG-428 e SP-334 com análise dos fatores condicionantes e valoração econômica da fauna*. Universidade Estadual Paulista.
- Freitas, Carlos H. de, Justino, C. S., & Setz, E. Z. F. (2014). Road-kills of the giant anteater in south-eastern Brazil: 10 years monitoring spatial and temporal determinants. *Wildlife Research*, 41(8), 673–680. <https://doi.org/10.1071/WR14220>
- Freitas, L. E. de. (2012). A influência Dos Padrões De Paisagem No Atropelamento De Fauna : O Caso Da Br-040. In *Programa de Pós-Graduação em Geografia*.

Universidade Federal do Rio de Janeiro.

- Freitas, Simone Rodrigues de, Oliveira, A. de N., Ciocheti, G., Vieira, M. V., Matos, D. M. da S., de Freitas, S. R., de Oliveira, A. N., Ciocheti, G., Vieira, M. V., & Matos, D. M. da S. (2015). How landscape features influence road-kill of three species of mammals in the Brazilian savanna? *Oecologia Australis*, *18*, 35–45. <https://doi.org/10.4257/oeco.2014.18.05.02>
- Freitas, Simone R, Sousa, C. O. M., & Bueno, C. (2013). Effects of landscape characteristics on roadkill of mammals, birds and reptiles in a highway crossing the Atlantic forest in southeastern Brazil. *Proceedings of the 2013 International Conference on Ecology and Transportation (ICOET), March 2015*, 11 pp. [online: [www.icoet.net/ICOET\\_2013/proceedin](http://www.icoet.net/ICOET_2013/proceedin). <https://www.researchgate.net/publication/273439321>
- French, M. G., & French, S. P. (1996). Large mammal mortality in the 1988 Yellowstone fires. *2nd biennial conference on the Greater Yellowstone Ecosystem*, 113–115.
- George, L., Macpherson, J. L., Balmforth, Z., & Bright, P. W. (2011). Using the dead to monitor the living: Can road kill counts detect trends in mammal abundance? *Applied Ecology and Environmental Research*, *9*(1), 27–41. [https://doi.org/10.15666/aeer/0901\\_027041](https://doi.org/10.15666/aeer/0901_027041)
- Gill, A. M., Groves, R. H., & Noble, I. R. (1981). *Fire and the Australian biota*. Australian Academy of Science. <https://doi.org/https://doi.org/10.1093/forestscience/42.2.259>
- 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), 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.001>
- Goebel, L. G. A., Santos, K. R. dos, & Gonçalves, M. S. (2019). Ocorrência de lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*, Illiger, 1815) no sul do estado de Rondônia, norte do Brasil. *Saber Científico*, *8*(1), 156–161.
- González-Suárez, M., Zanchetta Ferreira, F., & Grilo, C. (2018). Spatial and species-

- level predictions of road mortality risk using trait data. *Global Ecology and Biogeography*, 27(9), 1093–1105. <https://doi.org/10.1111/geb.12769>
- Gordo, M., Calleia, F. O., Vasconcelos, S. A., Leite, J. J. F., & Ferrari, S. F. (2013). Primates in fragments: Complexity and resilience. In L. K. Marsh & C. A. Chapman (Orgs.), *Primates in Fragments: Complexity and Resilience* (p. 1–539). <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8839-2>
- Goulart, V. D. L. R., Teixeira, C. P., & Young, R. J. (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(4), 641–649. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0362-4>
- Grant, J., Hopcraft, C., Sinclair, A. R. E., & Packer, C. (2005). Planning for success: Serengeti lions seek prey accessibility rather than abundance. *Journal of Animal Ecology*, 74(3), 559–566. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2005.00955.x>
- Griffiths, A. D., & Brook, B. W. (2014). Effect of fire on small mammals: A systematic review. *International Journal of Wildland Fire*, 23(7), 1034–1043. <https://doi.org/10.1071/WF14026>
- Grilo, C., Bissonette, J. A., & Cramer, P. C. (2010). *Mitigation measures to reduce impacts on biodiversity*.
- Grilo, C., Bissonette, J. A., & Santos-Reis, M. (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biological Conservation*, 142(2), 301–313. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.026>
- Grilo, C., Coimbra, M. R., Cerqueira, R. C., Barbosa, P., Dornas, R. A. P., Gonçalves, L. O., Teixeira, F. Z., Coelho, I. P., Schmidt, B. R., Pacheco, D. L. K., Schuck, G., Esperando, I. B., Anza, J. A., Beduschi, J., Oliveira, N. R., Pinheiro, P. F., Bager, A., Secco, H., Guerreiro, M., ... Kindel, A. (2019). Brazil Road-Kill: A Dataset of Wildlife Terrestrial Vertebrate Road-Kills. *The Bulletin of the Ecological Society of America*, 100(1), e01449. <https://doi.org/10.1002/bes2.1449>
- Gumier-Costa, F., & Sperber, C. F. (2009). Atropelamentos de vertebrados na Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil. *Acta Amazonica*, 39(2), 459–466.

<https://doi.org/10.1590/s0044-59672009000200027>

- Hammer, Y., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). *Past: Paleontological statistics software package for education and data analysis* (4.02). <https://palaeo-electronica.org/>
- Hegel, C. G. Z., Consalter, G. C., & Zanella, N. (2012). Mamíferos Silvestres Atropelados Na Rodovia Rs-135 E Entorno. *Biotemas*, 25(2), 165–170. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n2p165>
- Hengemühle, A., Cademartori, C. V., HENGEMÜHLE, Aneline CADEMARTORI, C. V., Hengemühle<sup>1</sup>, A., & Cademartori<sup>1</sup>, C. V. (2008). Levantamento De Mortes De Vertebrados Silvestres Devido a Atropelamento Em Um Trecho Da Estrada Do Mar (Rs-389). *Biodiversidade Pampea*, 6(2), 4–10.
- Herrera, E. A., Salas, V., Congdon, E. R., Corriale, M. J., & Tang-Martínez, Z. (2011). Capybara social structure and dispersal patterns: Variations on a theme. *Journal of Mammalogy*, 92(1), 12–20. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-S-420.1>
- Hobbs, R. J., & Huenneke, L. F. (1992). Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology*, 6(3), 324–337. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.06030324.x>
- Hoffmann, W. A., & Moreira A. G. (2002). The role of fire in population dynamics of woody plants. In P. S. Oliveira & R. J. Marquis (Orgs.), *The Cerrados of Brazil. Ecology and natural history of a Neotropical Savanna* (p. 159–177). Columbia University Press.
- 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. <https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1701.11>
- IBGE. (2021). *Estimativas da população residente no Brasil e unidades da federação com data de referência em 1º de julho de 2021*. [https://ftp.ibge.gov.br/Estimativas\\_de\\_Populacao/Estimativas\\_2021/estimativa\\_do\\_u\\_2021.pdf](https://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2021/estimativa_do_u_2021.pdf)

- ICMBio. (2018). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. In *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção* (Vol. 1).
- ICMBIO, I. C. M. de C. da B. (2018). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II – Mamíferos. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, II*, 622.
- INPE. (2020). *Banco de Dados de queimadas*.  
<http://www.inpe.br/queimadas/bdqueimadas>
- IUCN. (2021). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1*.  
[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)
- Jaarsma, C. F., van Langevelde, F., Baveco, J. M., van Eupen, M., & Arisz, J. (2007). Model for rural transportation planning considering simulating mobility and traffic kills in the badger *Meles meles*. *Ecological Informatics*, 2(2), 73–82.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2007.04.004>
- Jackson, H. B., & Fahrig, L. (2012). What size is a biologically relevant landscape? *Landscape Ecology*, 27(7), 929–941. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9757-9>
- Jácomo, A. T. de A., Silveira, L., & Diniz-Filho, J. A. F. (2004). Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology*, 262(1), 99–106. <https://doi.org/10.1017/S0952836903004473>
- Jaeger, J. A. G., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K., Gruber, B., & Von Toschanowitz, K. T. (2005). Predicting when animal populations are at risk from roads: An interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185(2–4), 329–348.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.12.015>
- Jedicke, E. (1994). *Biotopverbund - Grundlagen und Massnahmen einer neuen Naturschutzstrategie*. (2<sup>o</sup> ed). Editora Eugen Ulmer.
- Kang, W., Minor, E. S., Woo, D., Lee, D., & Park, C. R. (2016). Forest mammal roadkills as related to habitat connectivity in protected areas. *Biodiversity and*

- Conservation*, 25(13), 2673–2686. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1194-7>
- Klein, D. R. (1971). Reaction of reindeer to obstructions and disturbances. *Science*, 173(3995), 393–398. <https://doi.org/10.1126/science.173.3995.393>
- Kovach, W. L. (2011). *Oriana – Circular Statistics for Windows* (4.02). Kovach Computing Services.
- Kučas, A., & Balčiauskas, L. (2021). Impact of Road Fencing on Ungulate–Vehicle Collisions and Hotspot Patterns. *Land*, 10(4). <https://doi.org/10.3390/land10040338>
- Kušta, T., Keken, Z., Ježek, M., Holá, M., & Šmíd, P. (2017). The effect of traffic intensity and animal activity on probability of ungulate-vehicle collisions in the Czech Republic. *Safety Science*, 91, 105–113. <https://doi.org/10.1016/j.ssci.2016.08.002>
- Langen, T. A., Gunson, K. E., Scheiner, C. A., & Boulterice, J. T. (2012). Road mortality in freshwater turtles: Identifying causes of spatial patterns to optimize road planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation*, 21(12), 3017–3034. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0352-9>
- Lapenta, M. J., Procópio-De-Oliveira, P., Kierulff, M. C. M., & Motta, J. C. (2008). Frugivory and seed dispersal of golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia* (Linnaeus, 1766)) in a forest fragment in the Atlantic Forest, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68(2), 241–249. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000200004>
- Laurance, W. F., Albernaz, A. K. M., Schroth, G., Fearnside, P. M., Bergen, S., Venticinque, E. M., & Da Costa, C. (2002). Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography*, 29(5–6), 737–748. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00721.x>
- Laurance, W. F., Goosem, M., & Laurance, S. G. W. (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(12), 659–669. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.009>

- Lawes, M. J., Murphy, B. P., Fisher, A., Woinarski, J. C. Z., Edwards, A. C., & Russell-Smith, J. (2015). Small mammals decline with increasing fire extent in northern Australia: Evidence from long-term monitoring in Kakadu National Park. *International Journal of Wildland Fire*, 24(5), 712–722. <https://doi.org/10.1071/WF14163>
- Legge, S., Murphy, S., Heathcote, J., Flaxman, E., Augusteyn, J., & Crossman, M. (2008). The short-term effects of an extensive and high-intensity fire on vertebrates in the tropical savannas of the central Kimberley, northern Australia. *Wildlife Research*, 35(1), 33–43. <https://doi.org/10.1071/WR07016>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.01.015>
- Liaw, A., & Wiener, M. (2002). Classification and Regression by randomForest. *R News*, 2(3), 18–22.
- Linden, B., Foord, S., Horta-Lacueva, Q. J. B., & Taylor, P. J. (2020). Bridging the gap: How to design canopy bridges for arboreal guenons to mitigate road collisions. *Biological Conservation*, 246, 108560. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108560>
- Lines, J. A., Lee, S. R., & Stiles, M. A. (1994). Noise in the countryside. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 57, 251–261.
- Lodé, T. (2000). Effect of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations. *Ambio*, 29(3), 163–166. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-29.3.163>
- Loretto, D., & Vieira, M. V. (2005). The effects of reproductive and climatic seasons on movements in the black-eared opossum (*Didelphis aurita* Wied-Neuwied, 1826). *Journal of Mammalogy*, 86(2), 287–293. <https://doi.org/10.1644/BEH-117.1>
- Lyra-Jorge, M. C., Ciocheti, G., & Pivello, V. R. (2008). Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 17(7), 1573–1580. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9366-8>

- Macdonald, D. W., & Courtenay, O. (1996). Enduring social relationships in a population of crab-eating zorros, *Cerdocyon thous*, in Amazonian Brazil (Carnivora, Canidae). *Journal of Zoology*, 239(2), 329–355. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1996.tb05454.x>
- Mace, R. D., Waller, J. S., Manley, T. L., Lyon, L. J., & Zuuring, H. (1996). Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains Montana. *The Journal of Applied Ecology*, 33(6), 1395–1404. <https://doi.org/10.2307/2404779>
- Malo, J. E., Suárez, F., & Díez, A. (2004). Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology*, 41(4), 701–710. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00929.x>
- Mantovani, J. E. (2001). Determinação de área de vida de três carnívoros com rádio telemetria e tele.pdf. *Tese (Doutorado em Ciências - Ecologia e Recursos Naturais)*, 118.
- Martinelli, M. M., & Volpi, T. A. (2011). Mamíferos atropelados na Rodovia Armando Martinelli (ES-080), Espírito Santo, Brasil. *Natureza on line*, 9(3), 113–116.
- Mazón, M. (2016). Taking shortcuts to measure species diversity: parasitoid Hymenoptera subfamilies as surrogates of species richness. *Biodiversity and Conservation*, 25(1), 67–76. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-1029-y>
- Mccown, W., Kubilis, P., Eason, T., & Scheick, B. (2004). Black bear movements and habitat use relative to roads in Ocala National Forest. In *Florida Fish and Wildlife Conservation Commission* (Número May).
- McGuire, T. M., & Morrall, J. F. (2000). Strategic highway improvements to minimize environmental impacts within the Canadian Rocky Mountain National Parks. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 27(3), 523–532. <https://doi.org/10.1139/199-096>
- McLellan, B. N., & Shackleton, D. M. (1988). *Grizzly bears and resource-extraction industries: effects of roads on behaviour, habitat use and demography*. 25(2), 451–460.

- McLennan, M. R., & Asiimwe, C. (2016). Cars kill chimpanzees: case report of a wild chimpanzee killed on a road at Bulindi, Uganda. *Primates*, *57*(3), 377–388. <https://doi.org/10.1007/s10329-016-0528-0>
- McNab, B. K. (1985). Energetics, population biology, and distribution of xenarthrans, living and extinct. In *The Evolution and Ecology of Armadillos, Sloths, and Vermilinguas* (p. 119–232). Smithsonian Institution Press.
- Medici, E. P., Flesher, K., Beisiegel, B. D. M., & Keuroghlian, A. (2012). Avaliação do Risco de Extinção da Anta brasileira *Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758, no Brasil Emília. *Biodiversidade Brasileira*, *2*(3), 103–116.
- Medri, Í. M. (2008). Ecologia e história natural do tatu-peba, *Euphractus sexcinctus* (Linnaeus, 1758), no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. *Departamento de Ecologia*, 167.
- Melo, E. S., & Santos-Filho, M. (2007). Efeitos da BR-070 na Província Serrana de Cáceres, Mato Grosso, sobre a comunidade de vertebrados silvestres. *Revista Brasileira de Zoociências*, *9*(2), 185–192.
- Mendonça, A. F., Armond, T., Camargo, A. C. L., Camargo, N. F., Ribeiro, J. F., Zangrandi, P. L., & Vieira, E. M. (2015). Effects of an extensive fire on arboreal small mammal populations in a neotropical savanna woodland. *Journal of Mammalogy*, *96*(2), 368–379. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv038>
- Miller, J. D., Safford, H. D., Crimmins, M., & Thode, A. E. (2009). Quantitative evidence for increasing forest fire severity in the Sierra Nevada and southern Cascade Mountains, California and Nevada, USA. *Ecosystems*, *12*(1), 16–32. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9201-9>
- Minor, E. S., & Lookingbill, T. R. (2010). A multiscale network analysis of protected-area connectivity for mammals in the United States. *Conservation Biology*, *24*(6), 1549–1558. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01558.x>
- Miranda, J. E. S., Umetsu, R. K., de Melo, F. R., Melo, F. C. S. A., Pereira, K. F., & Oliveira, S. R. (2017). Roadkill in the Brazilian cerrado savanna: Comparing five highways in southwestern Goiás. *Oecologia Australis*, *21*(3 Special Issue), 337–

349. <https://doi.org/10.4257/oeco.2017.2103.10>

- Møller, A. P., Erritzøe, H., & Erritzøe, J. (2011). A behavioral ecology approach to traffic accidents: interspecific variation in causes of traffic casualties among birds. *Zoological Research*, 32(2), 115–127. <https://doi.org/10.3724/SP.J.1141.2011.02115>
- Moraga, A. D., Martin, A. E., & Fahrig, L. (2019). The scale of effect of landscape context varies with the species' response variable measured. *Landscape Ecology*, 9. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00808-9>
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(2), 58–62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)
- Newmark, W. D., Boshe, J. I., Sariko, H. I., & Makumbule, G. K. (1996). Effects of a highway on large mammals in Mikumi National Park, Tanzania. *African Journal of Ecology*, 34(1), 15–31. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.1996.tb00590.x>
- Noonan, M. J., Ascensão, F., Yogui, D. R., & Desbiez, A. L. J. (2021). Roads as ecological traps for giant anteaters. *Animal Conservation*, 53798(53798), 1–32. <https://doi.org/10.1111/acv.12728>
- Oliveira-Santos, L. G. R., Machado-Filho, L. C. P., Tortato, M. A., & Brusius, L. (2010). Influence of extrinsic variables on activity and habitat selection of lowland tapirs (*Tapirus terrestris*) in the coastal sand plain shrub, southern Brazil. *Mammalian Biology*, 75(3), 219–226. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2009.05.006>
- Oliveira, M. L. De, Ferreira, R. M., Gomes, M. D. P., Iha, D. S., Lorenzon, C. S., Maurício, J. B., Iha, D. S., Lorenzon, C. S., & Maurício, J. (2010). Estudo populacional de gambás, *Didelphis albiventris* (Mammalia, Didelphidae), em um pequeno fragmento florestal. *Mastozoologia Neotropical*, 17(1), 161–165.
- Orlandin, E., Piovesan, M., Favretto, M. A., & D'Agostini, F. M. (2015). Mamíferos de Médio e Grande Porte Atropelados no Oeste de Santa Catarina, Brasil. *Biota Amazônia*, 5(4), 125–130. <https://doi.org/10.18561/2179->

- Orlowski, G., Nowak, L., Orlowski, G., & Nowak, L. (2006). Factors influencing mammal roadkills in the agricultural landscape of South-Western Poland. *Polish Journal of Ecology*, *54*(2), 283–294.
- Paglia, A. P., Fonseca, G. A. B. da, Rylands, A. B., Herrmann, G., S., L. M. A., 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). Lista anotada dos mamíferos do Brasil. In *Occasional Papers in Conservation Biology* (Vol. 4, Número 6). <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Lista+Anotados+dos+Mamíferos+do+Brasil#0>
- Park, N., Biome, C., Carvalho-roel, C. F., Alves, G. B., Almeida, A. T. De, Moreira, R. A., Tôrres, N. M., & Silveira, L. (2021). Wildlife roadkill in the surroundings of Emas National Park, Cerrado Biome, Brazil. In *Oecologia Australis* (Número March).
- Pinheiro, B. F., & Turci, L. C. B. (2013). Vertebrados atropelados na estrada da Variante (BR-307), Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil. *Natureza on line*, *11*(2), 68–78.
- Pivello, V. R. (2011). The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. *Fire Ecology*, *7*(1), 24–39. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0701024>
- Prada, C. de S. (2004). *Atropelamento de vertebrados silvestres em uma região fragmentada no nordeste no estado de São Paulo: Quantificação do impacto e análise de fatores envolvidos*. Universidade Federal de São Carlos.
- Prevedello, J. A. (2009). Efeitos da heterogeneidade da matriz sobre a capacidade perceptual e movimentos de marsupiais (Mammalia, Didelphimorphia) em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica. *Mastozoologia Neotropical*, *16*(2), 519–520. <http://www.redalyc.org/pdf/995/99515223003.pdf>
- Prevedello, J. A., & Vieira, M. V. (2010). Plantation rows as dispersal routes: A test with didelphid marsupials in the Atlantic Forest, Brazil. *Biological Conservation*,

143(1), 131–135. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.016>

Puig, J., McBride, J. R., Herrin, M. G., & Arnold, T. S. (2007). Roadkill and Landscape Scales on the California Central Coast. *ICOET*, 617–622. <https://doi.org/10.1177/1466138102003004016>

QGIS Development Team. (2020). *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project*. <http://www.qgis.org/>

Quamruzzaman, M., Debbarma, P., & Abu Hanifa Mehedi, M. (2016). Observations on some roadkill of snakes and mammals adjacent to Satchari National park, Bangladesh. *The Journal of Zoology Studies Journalofzoology.com The Journal of Zoology Studies JOZS*, 3(34), 87–90. <http://www.journalofzoology.com/volume3/v3i4/pdf/11.1.pdf>

Quintana, R. D. (2003). Seasonal effects on overlap trophic niche between capybara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) and livestock, and on trophic niche breadths in a rangeland of Central Entre Ríos, Argentina. *Mammalia*, 67(1), 33–40. <https://doi.org/10.1515/mamm.2003.67.1.33>

Ramp, D., Caldwell, J., Edwards, K. A., Warton, D., & Croft, D. B. (2005). Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation*, 126(4), 474–490. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.07.001>

Rangel, T. F., Diniz-Filho, J. A. F., & Bini, L. M. (2010). SAM: A comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography*, 33(1), 46–50. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06299.x>

Reis, N. R. dos, Peracchi, A. L., Batista, C. B., & Rosa, G. L. M. (2015). *Primatas do Brasil. Guia de Campo* (1<sup>o</sup> ed). Technical Books.

Reis, M. N., Oshima, J. E. de F., Kanda, C. Z., Palmeira, F. B. L., de Melo, F. R., Morato, R. G., Bonjorne, L., Magioli, M., Leuchtenberger, C., Rohe, F., Lemos, F. G., Martello, F., Alves-Eigenheer, M., da Silva, R. A., Silveira dos Santos, J., Priante, C. F., Bernardo, R., Rogeri, P., Assis, J. C., ... Ribeiro, M. C. (2020). NEOTROPICAL CARNIVORES: a data set on carnivore distribution in the

Neotropics. *Ecology*, *101*(11), 1–5. <https://doi.org/10.1002/ecy.3128>

Ribeiro, C. V., Almeida, C., Andriolo, V. A., & Prezoto, F. (2018). Caracterizacao das interacoes entre saguis (*Callithrix penicillata*) e humanos. *Neotropical Primates*, *24*(1), 17–21. [http://static1.1.sqspcdn.com/static/f/1200343/28089184/1551555693067/NP\\_241\\_Ribeiro\\_et\\_al\\_saguis\\_e\\_humanos+\\_pp.17-21.pdf?token=TQCEXZZ1rnkCAVmbC9XTR6YOtTE%3D](http://static1.1.sqspcdn.com/static/f/1200343/28089184/1551555693067/NP_241_Ribeiro_et_al_saguis_e_humanos+_pp.17-21.pdf?token=TQCEXZZ1rnkCAVmbC9XTR6YOtTE%3D)

Ricklefs, R. E. (2010). *A economia da natureza* (6ª edição). Guanabara Koogan.

Riley, S. P. D., Pollinger, J. P., Sauvajot, R. M., York, E. C., Bromley, C., Fuller, T. K., & Wayne, R. K. (2006). A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology*, *15*(7), 1733–1741. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2006.02907.x>

Rocha, V. J., Aguiar, L. M., Silva-Pereira, J. E., Moro-Rios, R. F., & Passos, F. C. (2008). Feeding habits of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora: Canidae), in a mosaic area with native and exotic vegetation in Southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, *25*(4), 594–600. <https://doi.org/10.1590/s0101-81752008000400003>

Rodrigues, N. N., & Martinez, R. A. (2014). Wildlife in our backyard: Interactions between Wied's marmoset *Callithrix kuhlii* (primates: Callithrichidae) and residents of Ilhéus, Bahia, Brazil. *Wildlife Biology*, *20*(2), 91–96. <https://doi.org/10.2981/wlb.13057>

Rodríguez, A., Crema, G., & Delibes, M. (1997). Factors Affecting Crossing of Red Foxes and Wildcats through Non-Wildlife Passages across a High-Speed Railway. *Ecography*, *20*, 287–294.

Romin, L. A., & Bissonette, J. A. (1996). Temporal and spatial distribution of highway mortality of mule deer on newly constructed roads at Jordanelle Reservoir, Utah. *Great Basin Naturalist*, *56*(1), 1–11.

Rosa, A. O., & Mauhs, J. (2004). Atropelamento de Animas Silvestres na Rodovia RS - 040. *Caderno de pesquisa*, *16*, 35–42.

<http://tspace.library.utoronto.ca/handle/1807/5369>

Rosa, C. A. da, & Bager, A. (2012). Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. *Journal of Environmental Management*, 97(1), 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.11.004>

Rosa, O. A., & Mauhs, J. (2004). Atropelamento de animais silvestres na rodovia RS - 040. *Caderno de pesquisa*, 16(1), 35–42. <http://tspace.library.utoronto.ca/handle/1807/5369>

Rost, G. R., & Bailey, J. A. (1979). Distribution of Mule Deer and Elk in Relation to Roads. *The Journal of Wildlife Management*, 43(3), 634. <https://doi.org/10.2307/3808741>

Rowe-Rowe, D. T. (1982). Influence of fire on antelope distribution and abundance in the Natal Drakensberg. *South African Journal of Wildlife Research*, 12(4), 124–129.

Sabbatini, G., Stammati, M., Tavares, M. C. H., & Visalberghi, E. (2008). Behavioral flexibility of a group of bearded capuchin monkeys (*Cebus libidinosus*) in the National Park of Brasília (Brazil): Consequences of cohabitation with visitors. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 685–693. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000400002>

Sacramento, T. S. (2014). Influência da disponibilidade de alimentos sobre os comportamentos de um grupo de *Sapajus libidinosus* e análise das interações e conflitos entre humanos e macacos-prego no Parque Nacional de Brasília, DF. In *Dissertação apresentada como requisito para obtenção do Grau de Mestre em Biologia Animal pelo programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade de Brasília*.

Sadleir, R. M. F. S., & Linklater, W. L. (2016). Annual and seasonal patterns in wildlife road-kill and their relationship with traffic density. *New Zealand Journal of Zoology*, 43(3), 275–291. <https://doi.org/10.1080/03014223.2016.1155465>

Santana, G. de S. (2010). Fatores influentes sobre atropelamentos de vertebrados silvestres em rodovias da região central do estado do Rio Grande do Sul. In

*Dissertação de mestrado em Biodiversidade Animal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), Santa Maria, Rio Grande do SUL. Universidade Federal de Santa Maria.*

- Santana, G. de S. (2012). Fatores influentes sobre atropelamentos de vertebrados na região central do Rio Grande do Sul, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, 7(1), 26–40. <https://doi.org/10.4013/nbc.2012.71.05>
- Santos, E. F. dos. (2019). *Atropelamentos de animais silvestres e identificação das zonas de agregação no ecótono Amazônia - Cerrado*. Universidade Federal de Mato Grosso.
- Santos, P. M., Bocchiglieri, A., Chiarello, A. G., Paglia, A. P., Moreira, A., de Souza, A. C., Abba, A. M., Paviolo, A., Gatica, A., Medeiro, A. Z., Costa, A. N., Gallina, A. G., Yanosky, A. A., Jesus, A., Bertassoni, A., Rocha, A., Bovo, A. A. A., Bager, A., Mol, A. C., ... Galetti, M. (2019). NEOTROPICAL XENARTHTRANS: a data set of occurrence of xenarthran species in the Neotropics. *Ecology*, 100(7). <https://doi.org/10.1002/ecy.2663>
- Santos, R. A. L., Santos, S. M., Santos-Reis, M., De Figueiredo, A. P., Bager, A., Aguiar, L. M. S., & Ascensão, F. (2016). Carcass persistence and detectability: reducing the uncertainty surrounding wildlife-vehicle collision surveys. *PLoS ONE*, 11(11), 1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165608>
- Schaefer, J. A., & Pruitt Jr., W. O. (1991). Fire and woodland caribou in southeastern Manitoba. *Wildlife Monographs*, 116, 39 pp.
- Schmidt, G. M., Lewison, R. L., & Swarts, H. M. (2020). Identifying landscape predictors of ocelot road mortality. *Landscape Ecology*, 35(7), 1651–1666. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01042-4>
- Schroeder, É. M., & Castro, J. C. De. (1996). Transporte Rodoviário de Carga: Situação Atual e Perspectivas. *Revista do Bndes*, 1–13. [http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes\\_pt/Galerias/Arquivos/conhecimento/revista/carga.pdf](http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes_pt/Galerias/Arquivos/conhecimento/revista/carga.pdf)
- Schroeder, W., Alencar, A., Arima, E., & Setzer, A. (2010). The Spatial Distribution

- and Interannual Variability of Fire in Amazonia. *Amazonia and Global Change*, 43–60. <https://doi.org/10.1029/2008GM000723>
- Schwab, A. C., & Zandbergen, P. A. (2011). Vehicle-related mortality and road crossing behavior of the Florida panther. *Applied Geography*, 31(2), 859–870. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.10.015>
- Schwilk, D. W., & Keeley, J. E. (1998). Rodent populations after a large wildfire in California chaparral and coastal sage scrub. *Southwestern Naturalist*, 43(4), 480–483.
- Seiler, A. (1998). Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7(5), 317–333. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.1998.00308.x>
- Seiler, A. (2005). Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 371–382. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01013.x>
- Sensenig, R. L., Demment, M. W., & Laca, E. A. (2010). Allometric scaling predicts preferences for burned patches in a guild of East African grazers. *Ecology*, 91(10), 2898–2907. <https://doi.org/10.1890/09-1673.1>
- Silva, G. G. (2014). *A pomba-de-bando (Zenaida auriculata - aves, Columbidae) nas paisagens agrícolas do sudoeste do brasil: distribuição, abundância e interações com a agricultura*. Universidade Federal de Santa Maria.
- Silva, J. P. S. (2008). Recuperação ambiental de rodovias no Centro-Oeste brasileiro. *Revista Espaço da Sophia*.
- Silva Júnior, J. de S., Fernandes, M. E. B., & Cerqueira, R. (2001). New Records of the Yellow Armadillo (*Euphractus sexcinctus*) in the State of Maranhão, Brazil (*Xenarthra*, *Dasypodidae*). *Edentata*, 4, 18–23.
- Simons, L. H. (1991). Rodent dynamics in relation to fire in the Sonoran Desert. *Journal of Mammalogy*, 72(3), 518–524.
- Singer, F. J., & Schullery, P. (1989). Yellowstone wildlife: populations in process.

*Western Wildlands*, 15(2), 18–22.

Smith-Patten, B. D., & Patten, M. A. (2008). Diversity, seasonality, and context of mammalian roadkills in the southern Great Plains. *Environmental Management*, 41(6), 844–852. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9089-3>

Smith, J. K. (2000). Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna. In *Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station* (Vol. 1, Número January).

Souza, C. M., Shimbo, J. Z., Rosa, M. R., Parente, L. L., Alencar, A. A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., Ferreira, L. G., Souza-Filho, P. W. M., de Oliveira, S. W., Rocha, W. F., Fonseca, A. V., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, E., ... Azevedo, T. (2020). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. *Remote Sensing*, 12(17). <https://doi.org/10.3390/RS12172735>

Souza, V. E., Somavilla, J. P., Oliveira, J. S. de, Schalleberger, L. F., Buriol, G. A., & Domingues, A. L. (2017). Animais atropelados em um trecho da rodovia BR-158, região central do Rio Grande do Sul. *Disciplinarum Scientia*, 18(2), 265–276.

Spironello, W. R. (1987). Range size of a group of *Cebus a. apella* in central Amazonia. *International Journal of Primatology*, 8(5), 522.

Spironelo, W. R. (1991). Importância dos frutos de palmeiras (Palmae) na dieta de um grupo de *Cebus apella* (Cebidae, Primates) na Amazônia Central. In *A Primatologia no Brasil* (p. 285–296).

Stannard, H. J., Wynan, M. B., Wynan, R. J., Dixon, B. A., Mayadunnage, S., & Old, J. M. (2021). Can virtual fences reduce wombat road mortalities? *Ecological Engineering*, 172, 106414. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106414>

Strasburg, J. L. (2006). Roads and genetic connectivity. *Nature*, 128(15), 875–876. <https://doi.org/10.1021/ja057057b>

- Taylor, B. D., & Goldingay, R. L. (2004). Wildlife road-kills on three major roads in north-eastern New South Wales. *Wildlife Research*, *31*(1), 83–91. <https://doi.org/10.1071/WR01110>
- Taylor, B. D., & Goldingay, R. L. (2010). Roads and wildlife: Impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia. *Wildlife Research*, *37*(4), 320–331. <https://doi.org/10.1071/WR09171>
- Team, R. C. (2013). *R: A language and environment for computing*. (3.6). R Foundation for Statistical Computing. <http://www.r-project.org/>.
- Teixeira, F. Z., Coelho, A. V. P., Esperandio, I. B., & Kindel, A. (2013). Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation*, *157*, 317–323. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.006>
- 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 Neotropica*, *13*(1), 117–123. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032013000100013>
- Thomas, D. C., Barry, S. J., & Alaie, G. (1996). Fire - caribou - winter range relationships in northern Canada. *Rangifer*, *16*(2), 57. <https://doi.org/10.7557/2.16.2.1198>
- Thurfjell, H., Spong, G., Olsson, M., & Ericsson, G. (2015). Avoidance of high traffic levels results in lower risk of wild boar-vehicle accidents. *Landscape and Urban Planning*, *133*, 98–104. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.09.015>
- Toit, A. du. (2001). *The ecology of the cape grass lizard, Chamaesaura anguina*. University of Stellenbosh.
- Trombulak, S. C., & Frissell, C. A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, *14*(1), 18–30. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>
- Trovati, R. G. (2015). Differentiation and characterization of burrows of two species of

- armadillos in the Brazilian Cerrado. *Revista Chilena de Historia Natural*, 88. <https://doi.org/10.1186/s40693-015-0049-z>
- Tumeleiro, L. K., Koenemann, J., Ávila, M. C. N., Pandolfo, F. R., & Oliveira, É. V. (2006). Notas sobre mamíferos da região de Uruguaiana: estudo de indivíduos atropelados com informações sobre a dieta e conservação. *Biodiversidade Pampeana*, 4, 38–41.
- Turci, L. C. B., & Bernarde, P. S. (2009). Vertebrados atropelados na Rodovia Estadual 383 em Rondônia, Brasil. *Biotemas*, 22(1), 121. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2009v22n1p121>
- Turner, M. G., Baker, W. L., Peterson, C. J., & Peet, R. K. (1998). Factors influencing succession: Lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems*, 1(6), 511–523. <https://doi.org/10.1007/s100219900047>
- Turner, W. R., Bradley, B. A., Estes, L. D., Hole, D. G., Oppenheimer, M., & Wilcove, D. S. (2010). Climate change: Helping nature survive the human response. *Conservation Letters*, 3(5), 304–312. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00128.x>
- Urquiaga, S., & Boddey, R. M. (2004). *Degradação de Pastagens, Matéria Orgânica do Solo e a Recuperação do Potencial Produtivo em Sistemas de Baixo “Input” Tecnológico na Região dos Cerrados*.
- Valeix, M., Loveridge, A. J., Chamaillé-Jammes, S., Davidson, Z., Murindagomo, F., Fritz, H., & Macdonald, D. W. (2009). Behavioral adjustments of African herbivores to predation risk by lions: Spatiotemporal variations influence habitat use. *Ecology*, 90(1), 23–30. <https://doi.org/10.1890/08-0606.1>
- Valerio, F., Carvalho, F., Barbosa, A. M., Mira, A., & Santos, S. M. (2019). Accounting for Connectivity Uncertainties in Predicting Roadkills: a Comparative Approach between Path Selection Functions and Habitat Suitability Models. *Environmental Management*, 64(3), 329–343. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01191-6>
- Van De Vijver, C. A. D. M., Poot, P., & Prins, H. H. T. (1999). Causes of increased nutrient concentrations in post-fire regrowth in an East African savanna. *Plant and*

*Soil*, 214(1–2), 173–185. <https://doi.org/10.1023/a:1004753406424>

- Van der Grift, E. A., Van der Ree, R., Fahrig, L., Findlay, S., Houlahan, J., Jaeger, J. A. G., Klar, N., Madriñan, L. F., & Olson, L. (2013). Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodiversity and Conservation*, 22(2), 425–448. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0421-0>
- Van der Ree, R., Jaeger, J. A. G., Van der Grift, E. A., & Clevenger, A. P. (2011). Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: Road ecology is moving toward larger scales. *Ecology and Society*, 16(1), 48. <https://doi.org/10.5751/ES-03982-160148>
- Vieira, E. M. (1996). Highway mortality of mammals in central Brazil. *Ciência e Cultura*, 4(48), 270–272.
- Vieira, E. M., & Port, D. (2007). Niche overlap and resource partitioning between two sympatric fox species in southern Brazil. *Journal of Zoology*, 272(1), 57–63. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00237.x>
- Vieira, Emerson M. (1999). Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. *Journal of Zoology*, 249(1), 75–81. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1999.tb01061.x>
- Voss, R. S. (2015). Family Erethizontidae Bonaparte. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas, & G. D'Elía (Orgs.), *Mammals of South America, Volume 2: Rodents*. The University of Chicago Press.
- Ward, D., & Lubin, Y. (1993). Habitat Selection and the Life History of a Desert Spider, *Stegodyphus lineatus* (Eresidae). *The Journal of Animal Ecology*, 62(2), 353. <https://doi.org/10.2307/5366>
- Ward, M., Tulloch, A. I. T., Radford, J. Q., Williams, B. A., Reside, A. E., Macdonald, S. L., Mayfield, H. J., Maron, M., Possingham, H. P., Vine, S. J., O'Connor, J. L., Massingham, E. J., Greenville, A. C., Woinarski, J. C. Z., Garnett, S. T., Lintermans, M., Scheele, B. C., Carwardine, J., Nimmo, D. G., ... Watson, J. E. M. (2020). Impact of 2019–2020 mega-fires on Australian fauna habitat. *Nature Ecology and Evolution*, 4(10), 1321–1326. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-94>

- Wattles, D. W., & Destefano, S. (2013). Space Use and Movements of Moose in Massachusetts: Implications for Conservation of Large Mammals in a Fragmented Environment. *Alces: A Journal Devoted to the Biology and Management of Moose*, 49(0), 65–81.
- Weiss, L. P., & Vianna, V. O. (2012). Levantamento do impacto das rodovias BR-376, BR-373 e BR-277, trecho de Apucarana a Curitiba, Paraná, no atropelamento de animais silvestres. *Publicatio UEPG: Ciencias Biologicas e da Saude*, 18(2), 121–133. <https://doi.org/10.5212/publ.biologicas.v.18i2.0007>
- Whelan, R. J. (1996). The Ecology of Fire. *Forest Science*, 42(2), 259–260.
- Whittington, J., St. Clair, C. C., & Mercer, G. (2004). Path tortuosity and the permeability of roads and trails to wolf movement. *Ecology and Society*, 9(1). <https://doi.org/10.5751/ES-00617-090104>
- Wilsey, B. J. (1996). Variation in use of green flushes following burns among African ungulate species: The importance of body size. *African Journal of Ecology*, 34(1), 32–38. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.1996.tb00591.x>
- Witmer, G., Sayler, R., Huggins, D., & Capelli, J. (2007). Ecology and management of rodents in no-till agriculture in Washington, USA. *Integrative Zoology*, 2(3), 154–164. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2007.00058.x>
- Woolley, L. A., Millspaugh, J. J., Woods, R. J., van Rensburg, S. J., Mackey, R. L., Page, B., & Slotow, R. (2008). Population and individual elephant response to a catastrophic fire in Pilanesberg National Park. *PLoS ONE*, 3(9). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0003233>
- Wright, H. A., & Bailey, A. W. (1982). *Fire ecology, United States and southern Canada*. (J. W. Sons (org.)).
- Zalesky, T., Rocha, V., Filipaki, S., & Monteiro-Filho, E. L. A. (2009). Atropelamentos de mamíferos silvestres na região do município de Telêmaco Borba, Paraná, Brasil. *Natureza & Conservação*, 7, 81–94.

- Zanzini, A. C. da S., Machado, F. S., de Oliveira, J. E., & de Oliveira, E. C. M. (2018). Roadkills of medium and large-sized mammals on highway BR-242, midwest Brazil: A proposal of new indexes for evaluating animal roadkill rates. *Oecologia Australis*, 22(3), 248–257. <https://doi.org/10.4257/oeco.2018.2203.04>
- Zimbres, B. Q. C. (2010). Efeito da fragmentação sobre a comunidade de tatus e tamanduás (Mammalia: Xenarthra) no Cerrado brasileiro: uma abordagem da ecologia de paisagens. *Dissertação*, vii, 119. [http://bdtd.bce.unb.br/tesesimplificado/tde\\_arquivos/5/TDE-2010-12-01T093141Z-5316/Publico/2010\\_BarbaraQueirozCZimbres.pdf](http://bdtd.bce.unb.br/tesesimplificado/tde_arquivos/5/TDE-2010-12-01T093141Z-5316/Publico/2010_BarbaraQueirozCZimbres.pdf)

## CAPÍTULO 2: EFEITOS DO FOGO NO ATROPELAMENTO DE MAMÍFEROS

### INTRODUÇÃO

O fogo é um distúrbio natural comum e um importante componente dos sistemas ecológicos (Hobbs & Huenneke 1992) que moldou a evolução e a dinâmica de muitos ambientes tropicais e temperados (Bond & Keeley 2005). A resposta dos organismos ao fogo é complexa devido a interação de vários fatores, que incluem as características do fogo (intensidade e extensão), o regime de queimadas, o hábitat, as condições climáticas e a biologia das espécies (Gill *et al.* 1981, Whelan, 1996). A frequência e intensidade dos incêndios têm aumentado devido à expansão da agricultura e da pecuária, assim como devido as mudanças climáticas globais, apresentando potenciais efeitos negativos sobre a biota (Cary & Banks 2000, Hoffmann & Moreira 2002, Bowman *et al.* 2009, Miller *et al.* 2009, Bowman *et al.* 2011). Não apenas o aumento, mas as mudanças na frequência dos incêndios são de grande preocupação para a conservação da biodiversidade (Pivello 2011, Abreu *et al.* 2017). O entendimento de possíveis alterações comportamentais da fauna causadas pelas queimadas, tanto de origem natural quanto antrópica, é essencial para a conservação da biodiversidade em regiões, onde eventos de fogo ocorrem com frequência.

A resposta imediata dos animais ao fogo pode incluir mortalidade ou movimento e é influenciada pela intensidade, mobilidade, uniformidade, extensão e duração do fogo (Wright & Bailey 1982, Smith 2000). A maioria dos mamíferos de menor porte (< 500 g) busca refúgio em túneis no subsolo, ocos de troncos espaços entre as rochas ou se evade da área em chamas (Ford *et al.* 1999), enquanto os grandes mamíferos costumam migrar para locais seguros em áreas não queimadas ou fora do alcance de queimada (Singer & Schullery 1989, French & French 1996). Enquanto pequenos animais são um pouco mais propensos a reagir com fuga em resposta ao fogo, animais grandes tendem a se mover calmamente em torno da periferia de um incêndio, pois podem simplesmente se afastar facilmente do perigo (Singer & Schullery 1989). A mortalidade de grandes mamíferos é mais provável quando as frentes de fogo são muito largas e se movem

rapidamente e quando existe uma espessa camada de fumaça próximo ao solo (Griffiths & Brook 2014). Por exemplo, a maioria dos grandes mamíferos mortos nos incêndios de Yellowstone (EUA) em 1988 morreram por inalação de fumaça e não por ação direta do fogo (Singer & Schullery 1989).

Já em termos de respostas da fauna ao fogo em médio e longo prazo, essas são determinadas por fatores como a abundância e distribuição espacial de refúgios e dos sobreviventes (Turner *et al.* 1998, Franklin *et al.* 2000, Banks *et al.* 2011), além das mudanças de hábitat. Essas mudanças influenciam a alimentação, movimento, reprodução e disponibilidade de abrigo (Smith 2000, Briani *et al.* 2004) seja para os indivíduos sobreviventes ou para os que migram para a área após o incêndio. Assim, regimes de fogo alterados têm sido frequentemente associados a modificações na comunidade (Vieira 1999, Briani *et al.* 2004, Legge *et al.* 2008, Camargo *et al.* 2018) e ao declínio de espécies de pequenos mamíferos (Griffiths & Brook 2014, Lawes *et al.* 2015).

Embora as taxas de mortalidade direta sejam baixas (French & French 1996), o fogo também afeta grandes mamíferos. Esta fonte de distúrbio pode ocasionar mudanças nos padrões de movimento (Woolley *et al.* 2008), na disponibilidade dos recursos alimentares ou na estrutura do hábitat, que têm potencial de acelerar as taxas de extinção dessas espécies (Brook *et al.* 2008, Ward *et al.* 2020). Grandes mamíferos herbívoros dependem da vegetação para forragear, cobertura e proteção térmica. Além disso, costumam abandonar as áreas queimadas, se o fogo alterar as características do hábitat de que necessitam (Smith 2000). Algumas espécies podem continuar a evitar áreas queimadas por até 50 anos (Schaefer & Pruitt Jr. 1991, Thomas *et al.* 1996). Em casos onde locais afetados pelo fogo fornecem somente parte dos requisitos de hábitat para uma espécie, os animais podem ampliar sua área de uso e utilizar também áreas próximas, nas bordas de uma queimada (Ashcraft 1979).

Apesar de muitas espécies evitarem áreas queimadas, o efeito contrário também existe e algumas espécies são atraídas para locais de queimadas recentes. Mamíferos carniceiros são atraídos pela disponibilidade de animais mortos no incêndio (French & French 1996). Aves de rapina e outros predadores são atraídos pela facilidade momentânea para predação, devido à reduzida cobertura vegetal e os herbívoros

pastadores são atraídos com o aparecimento (rebrotam) da vegetação (Eby *et al.* 2014, Burkepile *et al.* 2016). A preferência demonstrada pelos herbívoros por áreas queimadas é o resultado de aumentos na qualidade dos nutrientes da regeneração pós-fogo (Sensenig *et al.* 2010, Eby *et al.* 2014), mas estudos sugerem também que os herbívoros podem selecionar locais queimados recentemente para melhorar a detecção de predadores (Grant *et al.* 2005, Valeix *et al.* 2009).

Dada as mudanças na estrutura das comunidades, a ameaça potencial aos mamíferos e a fauna em geral, representada por regimes de fogo alterados. Que são ocasionados pelo uso generalizado de queimadas como uma ferramenta no manejo assim como pelas mudanças climáticas (Cary & Banks 2000, Hoffmann & Moreira 2002, Miller *et al.* 2009, Turner *et al.* 2010). Uma compreensão adequada dos efeitos do fogo sobre os diversos componentes dos ecossistemas é essencial para o desenvolvimento de estratégias de manejo adequadas (Driscoll *et al.* 2010). Dentre os aspectos ainda não conhecidos dos efeitos do fogo, está a sua relação com o atropelamento da fauna em rodovias. Existe a suspeita, baseada em observações empíricas, de que queimadas próximas a rodovias aumentam a quantidade de animais atropelados. Isso porque o fogo obriga a movimentação dos animais na paisagem e aumenta a probabilidade de que esses precisem cruzar uma rodovia. No entanto, existem pouquíssimos estudos relacionando de alguma forma o atropelamento de fauna com o fogo. Os que existem são estudos de caso com répteis, descrevendo a fuga desses animais para a estrada durante incêndios (Boycott 1980, Boycott 2015, Toit 2001) e sendo atropelados por causa disso (Coombs 2015). Não existem estudos com mamíferos e nem existem estudos pensados para avaliar a relação dos atropelamentos com o fogo.

Tendo em vista o completo desconhecimento da ciência sobre o tema, o objetivo deste capítulo foi averiguar a existência de uma relação entre os atropelamentos de mamíferos ocorridos ao longo de uma rodovia com os focos de incêndio que ocorrem em seu entorno. A rodovia avaliada (BR-163) corta dois biomas neotropicais com alta diversidade de mastofauna, o Cerrado e a Floresta Amazônica, no estado do Mato Grosso, no Brasil central. Avaliei os possíveis efeitos da ocorrência de queimadas nas probabilidades de atropelamentos e se estes efeitos se mantêm ao longo do tempo.

Espero que:

1 – Haja correlação positiva entre atropelamento de mamíferos e ocorrência de focos de incêndio em um curto intervalo de tempo anterior ao registro de atropelamento (três dias). Pois a fuga dos incêndios aumentaria a probabilidade de os animais terem que atravessar a rodovia.

2 – Os efeitos das queimadas tenham reflexos duradouros, apresentando uma relação negativa entre incêndios ocorridos a seis meses com os registros de atropelamento, devido à modificação da estrutura do ambiente que possa resultar em um maior deslocamento de algumas espécies em busca de recursos adequados.

3 – Haja aumento do atropelamento de espécies herbívoras a longo prazo, devido ao aumento da densidade dessas espécies que são atraídas pela rebrota da vegetação após a queimada.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Dados de queimadas**

O levantamento dos focos de incêndios nas imediações da BR-163, no estado do Mato Grosso, foi feito utilizando a base de dados do Instituto Nacional de pesquisas espaciais (INPE 2020), que disponibiliza arquivos vetoriais com resolução de 30m x 30m dos registros diários dos locais de focos de incêndio em todo o país (Figura 5). Os registros de atropelamento foram georreferenciados e todos os focos de incêndio em uma distância de até 5 km do ponto de registro foram vinculados a ele. Posteriormente, esses focos foram divididos em dois tipos de variáveis geográficas, uma com focos ocorridos a até 1 km e de distância do ponto de atropelamento e outra com focos ocorridos a até 5 km. Essas variáveis geográficas foram ainda separadas em quatro variáveis temporais, para focos ocorridos a até 3 dias, 1 mês, 3 meses e 6 meses antes do registro de atropelamento. Dessa forma, foram criadas oito variáveis distintas, com duas classes geográficas e quatro classes temporais. Realizei ainda uma avaliação dos registros de foco de incêndios ao longo da rodovia independente dos registros de atropelamentos, utilizando a mesma metodologia, através de um sorteio de 6.799 pontos aleatórios distribuídos proporcionalmente de acordo com a extensão de cada bioma (Cerrado e Amazônia), de onde subgrupos menores foram sorteados e utilizados nas

análises. Para a extração desses dados foi utilizado o software QGis 3.14.1 (QGIS Development Team 2020).

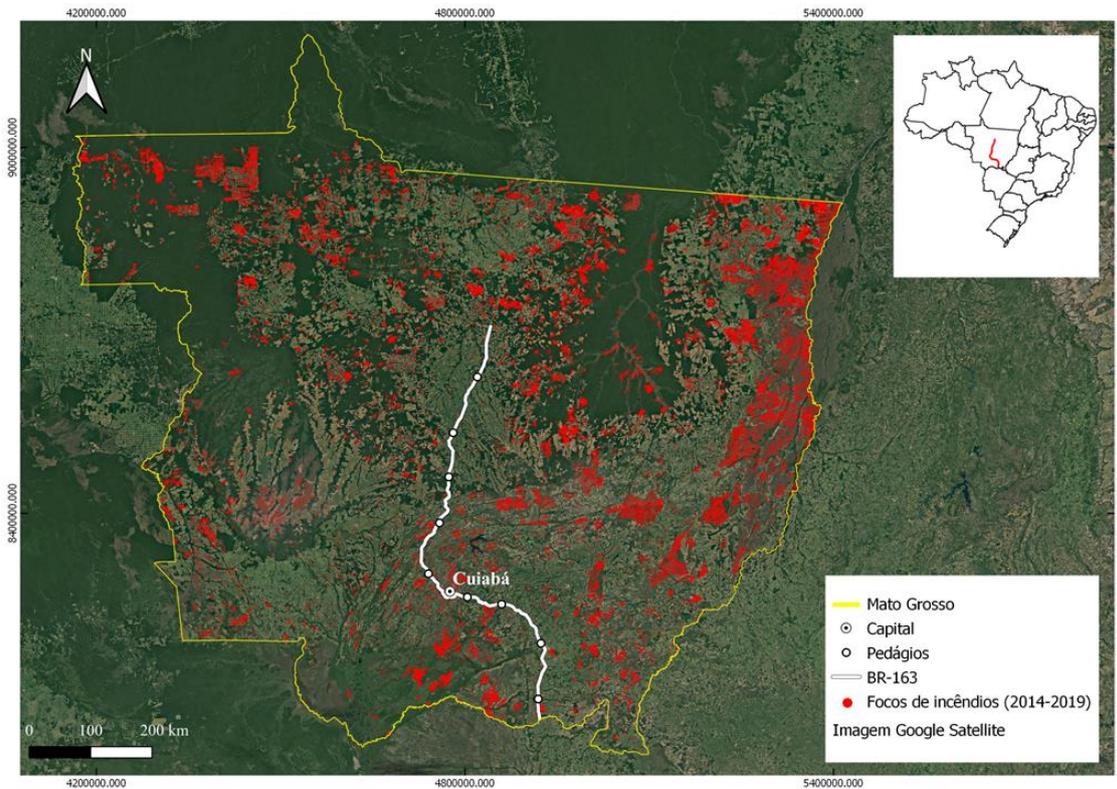


Figura 5: Focos de incêndios ocorridos no estado do Mato Grosso, no período compreendido entre 1° de janeiro de 2014 e 28 de fevereiro de 2019

### Período de estudo

Para as análises, utilizei registros de atropelamentos de todas as espécies de mamíferos silvestres ocorridos em todo o trecho de 855 km da BR-163 no estado do Mato Grosso, ocorridos entre 1° de setembro de 2014 e 28 de fevereiro de 2019. Considerei dados de queimadas ocorridas entre 1° de março de 2014 e 28 de fevereiro de 2019.

### Análise dos efeitos do fogo sobre os atropelamentos

Avaliei a correlação entre as variáveis preditores (de ocorrência do fogo nas várias escalas espaciais e temporais) por meio de uma análise de correlação de Pearson. Para a verificação de existência de autocorrelação espacial entre os registros, utilizei o índice de Moran ( $I$ ), com o software GeoDa versão 1.20.0.8. (Anselin *et al.* 2006). Para verificar os efeitos do fogo no atropelamento de mamíferos utilizei um modelo de

regressão linear logística passo a passo de trás para a frente (*Stepwise Backward*), considerando a presença ou ausência de focos de incêndio nos raios considerados (1 e 5 km) e dentro do período determinado para cada um dos registros. A análise foi feita para a quantidade total de atropelamentos de mamíferos na rodovia, para os grupos de espécies de acordo com seu hábito locomotor (arborícolas, escansoriais, semiaquáticos ou terrestres) e para todas as espécies com mais de 200 registros. Essas análises foram feitas no software R versão 3.6 (R 2013) com o auxílio dos pacotes “*fmx*” versão 1.2-2 e “*car*” versão 3.0-11.

## RESULTADOS

Além da análise geral com todas as espécies de mamíferos silvestres, foi possível realizar as análises com as espécies *C. brachyurus* (n = 260 registros), *D. albiventris* (n = 317), *H. hydrochaeris* (n = 750), *M. tridactyla* (n = 954), *T. terrestris* (n = 238), raposas (n = 798), tatus (n = 2475) e os grupos de espécies arborícolas (n = 349), escansoriais (n = 524), semiaquáticos (n = 760) e terrestres (n = 5166). O índice de Moran indicou a independência espacial entre os registros ( $P \geq 0.1$  para todas as categorias de distância consideradas). Além disso, o teste de correlação de Pearson mostrou que as variáveis fogo a 1 km no período de três meses (Fogo1 3m) e fogo a 1 km no período de seis meses (Fogo1 6m), apresentaram alta correlação entre si ( $r = 0,716$ ,  $p < 0,05$ ). Porém, todas as outras variáveis apresentaram correlação baixa ou mediana. Devido a esse resultado, as variáveis que incluíam focos de incêndio a 3 meses foram excluídas das análises (Apêndice 4).

A avaliação do efeito das queimadas em distintas escalas espaciais e temporais por meio de uma regressão logística indicou um efeito significativo desses fatores para a maioria dos grupos e espécies analisadas. Dentre estes, o grupo de mamíferos semiaquáticos e a capivara (*H. hydrochaeris*) apresentaram relação positiva entre o atropelamento e a presença de focos de incêndio. Os atropelamentos de todas as outras espécies apresentaram relação negativa com a presença de focos de incêndio. As variáveis geográficas com *buffer* de focos de incêndio a 5 km, foram mais frequentemente significativas (n = 11) que variáveis de *buffer* a 1 km (n = 3). As variáveis temporais de seis meses (n = 7) e um mês (n = 5) foram mais frequentemente significativas e que as

variáveis de três dias ( $n = 2$ ) (Tabela 5). Algumas espécies que apresentaram intervalo de confiança que incluía 0 foram desconsideradas (Apêndice 5). As exceções para o padrão geral de relação significativa entre eventos de fogo e incidência de atropelamentos foram o gambá-de-orelha-branca (*D. albiventris*), as raposas e o grupo de espécies escansoriais. Para essas, não detectei efeito do fogo sobre a incidência de atropelamentos.

Tabela 5: Regressão logística para relação do atropelamento das espécies de mamíferos silvestres e grupos de espécies, com a presença de focos de incêndios no entorno da rodovia. Fogo1 – focos de incêndio em um *buffer* de 1 km, Fogo5 – focos de incêndio em um *buffer* de 5 km, 3d – focos de incêndio ocorridos a até três dias antes do registro do atropelamento, 1m – focos de incêndio ocorridos a até um mês antes do registro do atropelamento, 6m – focos de incêndio ocorridos a até seis meses antes do registro do atropelamento. Somente análises com valores significativos. A tabela completa está no Apêndice 5.

| Espécies e grupos             | Parameter   | Estimate | Std. Error | p      | Odds Ratio | Intervalo de confiança |        |
|-------------------------------|-------------|----------|------------|--------|------------|------------------------|--------|
|                               |             |          |            |        |            | Lower                  | Upper  |
| <b>Silvestres</b>             | (Intercept) | 0,058    | 0,020      | 0,004  | -          | -                      | -      |
|                               | Fogo1 6m    | -0,165   | 0,052      | 0,001  | 0,848      | -0,079                 | -0,251 |
|                               | Fogo5 3d    | -0,254   | 0,101      | 0,012  | 0,775      | -0,101                 | -0,407 |
|                               | Fogo5 1m    | -0,128   | 0,047      | 0,007  | 0,880      | -0,047                 | -0,210 |
| <b>Arborícolas</b>            | (Intercept) | -2,069   | 0,094      | <0,001 | -          | -                      | -      |
|                               | Fogo1 6m    | -0,673   | 0,245      | 0,006  | 0,510      | -0,428                 | -0,918 |
| <b>Semiaquáticos</b>          | (Intercept) | -1,348   | 0,069      | <0,001 | -          | -                      | -      |
|                               | Fogo5 6m    | 0,219    | 0,088      | 0,012  | 1,245      | 0,433                  | 0,005  |
| <b>Terrestres</b>             | (Intercept) | -0,147   | 0,029      | <0,001 | -          | -                      | -      |
|                               | Fogo1 1m    | -0,270   | 0,127      | 0,034  | 0,764      | -0,080                 | -0,460 |
|                               | Fogo5 3d    | -0,280   | 0,114      | 0,014  | 0,756      | -0,111                 | -0,448 |
|                               | Fogo5 1m    | -0,147   | 0,057      | 0,010  | 0,863      | -0,050                 | -0,244 |
|                               | Fogo5 6m    | -0,138   | 0,041      | 0,001  | 0,871      | -0,068                 | -0,208 |
| <b>Tatus</b>                  | (Intercept) | 0,041    | 0,031      | 0,191  | -          | -                      | -      |
|                               | Fogo5 1m    | -0,235   | 0,078      | 0,003  | 0,790      | -0,114                 | -0,356 |
| <b><i>C. brachyurus</i></b>   | (Intercept) | -2,061   | 0,094      | <0,001 | -          | -                      | -      |
|                               | Fogo5 6m    | -0,373   | 0,131      | 0,004  | 0,689      | -0,197                 | -0,549 |
| <b><i>H. hydrochaeris</i></b> | (Intercept) | -1,360   | 0,070      | <0,001 | -          | -                      | -      |
|                               | Fogo5 6m    | 0,216    | 0,088      | 0,014  | 1,241      | 0,430                  | 0,002  |
| <b><i>M. tridactyla</i></b>   | (Intercept) | -0,902   | 0,042      | <0,001 | -          | -                      | -      |
|                               | Fogo5 1m    | -0,352   | 0,101      | <0,001 | 0,703      | -0,213                 | -0,492 |
| <b><i>T. terrestris</i></b>   | (Intercept) | -2,038   | 0,093      | <0,001 | -          | -                      | -      |
|                               | Fogo5 6m    | -0,606   | 0,137      | <0,001 | 0,545      | -0,460                 | -0,752 |

## DISCUSSÃO

A avaliação da relação entre a incidência de focos de incêndio no entorno de rodovia e a incidência de atropelamentos indicou que para a maioria dos grupos e espécies analisados essa relação é significativa. Os grupos de mamíferos semiaquáticos e a capivara (*H. hydrochaeris*), avaliada isoladamente, foram os únicos em que essa relação foi positiva. Indicando que a ocorrência de uma queimada aumenta a incidência de atropelamentos desses animais. Para as espécies terrestres, os tatus, o lobo-guará (*C. brachyurus*), o tamanduá-bandeira (*M. tridactyla*) e a anta (*T. terrestris*), a ocorrência de fogo, principalmente em uma escala maior (5 km de raio), teve um efeito negativo sobre os atropelamentos. Para a maioria das espécies avaliadas individualmente, esse efeito não foi imediato, sendo detectado em intervalos de um ou seis meses após a ocorrência de um foco de incêndio. Somente o grupo com todos os animais silvestres e o grupo de animais terrestres, apresentaram resultado significativo para as variáveis com incêndios ocorridos a até três dias. Somente o grupo das raposas e o grupo de espécies escansoriais não apresentaram relação significativa entre os atropelamentos e a presença de focos de incêndio no entorno da rodovia.

As capivaras (*H. hydrochaeris*) e o grupos de espécies semiaquáticas, que é formado em sua maioria por capivaras, foram os únicos a apresentar relação positiva dos atropelamentos com a presença de focos de incêndio. Ambos na escala de 5 km e até seis meses após a ocorrência incêndio. Alguns estudos indicam que a atração de herbívoros por áreas queimadas é o resultado do aumento na qualidade dos nutrientes da regeneração pós-fogo (Rowe-Rowe 1982, Wilsey 1996, Van De Vijver *et al.* 1999, Sensenig *et al.* 2010, Eby *et al.* 2014). Isso explicaria o motivo desse efeito só ser notado a longo prazo nesses animais, tendo em vista que o período de rebrota de pastagens varia de 28 a 60 dias, mas que pode se estender por mais tempo em regiões de alta sazonalidade como o Cerrado, devido à falta de chuvas (Urquiaga & Boddey 2004). Como a capivara (*H. hydrochaeris*) é um herbívoro que costuma habitar áreas ocupadas por gramíneas próximo de locais com presença de água (Barreto & Quintana 2012), esses animais podem estar se alimento em áreas de gramíneas pós queimadas, próximas a rodovia. Aumentando as chances de acidentes com essa espécie (Bueno *et al.* 2013). A outra possibilidade é que áreas florestadas estejam sendo desmatadas e substituídas por áreas de pasto. Como esse processo de desmatamento normalmente envolve o fogo

(Schroeder *et al.* 2010) o que pode estar sendo detectado é uma conversão de uso do solo que está favorecendo a ocupação de espécie em particular, no caso a capivara (*H. hydrochaeris*) (Quintana 2003, Barreto & Quintana 2012).

Somente o grupo de animais silvestres e o grupo de animais terrestres apresentaram relação com a variável de três dias, mas, diferente do esperado, essa relação foi negativa. Isso demonstra que não parece haver um efeito imediato de aumento na probabilidade de atropelamentos de mamíferos em locais com incidência de incêndios. A única menção a essa associação de incêndios com atropelamentos, é o registro de um caso ocorrido com lagartos ápodos da espécie *Chamaesaura anguina*, que habitavam uma área de vegetação herbácea do bioma Fynbos, na África do Sul (Coombs 2015). No dia seguinte a um incêndio na vegetação, 32 lagartos foram encontrados atropelados na estrada de terra que cruzava a área. Isso indica que a dispersão de algumas espécies durante um incêndio pode ocasionar um aumento na quantidade de atropelamentos, mas também indica que esse efeito pode ser extremamente espécie específico. Já que nenhum outro animal atropelado foi registrado no trecho onde os lagartos foram atropelados. É provável também que esse tipo de risco esteja mais associado a espécies de pequeno porte que vivem nas áreas de vegetação herbácea e não constroem tocas ou abrigos em locais que possam protegê-los da ação do fogo (Simons 1991). Pois essas são, em geral, as espécies com maior mortalidade durante incêndios e que necessitam dispersar rapidamente para evitar o fogo. Tendo em vista o descrito por Coombs (2015) e Simons (1991), espécies de mamíferos de pequeno porte que costumam habitar áreas de vegetação herbácea próximo à rodovia e não constroem tocas, seriam mais suscetíveis ao aumento imediato do risco de atropelamento devido a incêndios. No presente estudo, o baixo número de registros de espécies de pequeno porte impediu que essa hipótese fosse testada adequadamente. Dentre as espécies de pequenos mamíferos, somente o gambá-de-orelha-branca (*D. albivenris*) apresentou abundância suficiente para ser testado. No entanto, apesar de generalista, essa é uma espécie que não costuma habitar as áreas de capim próximo à rodovia, pois necessita de habitats um pouco mais estruturados (Cáceres 2000). Provavelmente por isso não apresentou relação positiva com a ocorrência de incêndios.

A relação negativa de focos de incêndio com diversas espécies não era esperada, tendo em vista o conhecimento empírico de pesquisadores e os resultados do único

estudo disponível sobre o assunto (Coombs 2015), que indicavam um aumento na taxa de atropelamentos devido a fuga dos animais. A literatura mostra que durante um incêndio, a maioria dos pequenos mamíferos procura abrigo no próprio local do incêndio e que muitos sobrevivem usando essa tática (Ford *et al.* 1999, Banks *et al.* 2011). Quando esses animais fogem, se deslocam pouco, normalmente para áreas diretamente adjacentes, que podem posteriormente servir como fonte para a recolonização da área queimada (Schwilk & Keeley 1998, Turner *et al.* 1998, Franklin *et al.* 2000, Banks *et al.* 2011, Camargo *et al.* 2018). Diferente dos pequenos mamíferos, os mamíferos de médio e grande porte não procuram esconderijos para escapar do fogo, mas se afastam para locais que consideram seguros (Singer & Schullery 1989, French & French 1996). Era esperado que esse movimento aumentasse a probabilidade de atropelamento dessas espécies. No entanto, alguns autores descrevem que espécies que vivem em locais onde eventos de fogo são comuns, não se assustam com sua presença e costumam continuar suas atividades mantendo uma distância segura do fogo. Grandes herbívoros, como bisões, alces e outros ungulados, pastam e descansam a curtas distancias do fogo e a maioria parece indiferente a ele (Singer & Schullery 1989, French & French 1996). Dessa forma, em regiões de alta incidência de incêndios, como é o caso do estado do Mato Grosso, se o incêndio ocorrer longe da rodovia, grandes mamíferos podem estar se deslocando pouco da área afetada. Esse movimento pode não ser o suficiente para que seja necessária uma travessia da rodovia, a não ser que esses animais fiquem encurralados. Temos que considerar também que dependendo da distância para o fogo, do tamanho do animal e da direção do vento. Pode ocorrer que mesmo incêndios maiores possam estar fora da capacidade perceptual da espécie (Forero-Medina & Vieira 2009), que sequer tomaria conhecimento da ameaça do fogo.

Como o atropelamento da maioria das espécies apresentou relação negativa com a presença de focos de incêndio. Há uma indicação de que os animais podem estar sendo afastados da rodovia por causa do fogo ou que suas densidades tenham diminuído. Essa redução na densidade poderia ser direta (mortalidade causada pelo fogo) ou indireta (evasão devido a escassez pós-fogo de recursos). Muitos incêndios têm início na beira da rodovia, seja por ação direta e proposital de humanos ou por acidente. Nessa situação, ao invés do fogo encurralar as espécies contra a rodovia, ele agiria como

uma barreira e afastaria os animais para longe dela. Pode ter ocorrido também, que os incêndios tenham causado uma redução nos recursos. Desta forma, espécies que necessitam de recursos ausentes nas áreas podem ter migrado para outros locais, reduzindo assim a densidade de indivíduos e conseqüentemente os atropelamentos no local (Schaefer & Pruitt Jr. 1991, Thomas *et al.* 1996, Smith 2000, Griffiths & Brook 2014, Lawes *et al.* 2015). Outra possibilidade é que parte dessas áreas queimadas tenham sido convertidas em áreas de uso humano, como pastagens ou lavouras, e isso tenha afetado diretamente as populações que dependiam dos recursos presentes naquela área.

Um dos efeitos mais bem descritos do fogo é a desestruturação de ambientes florestais, de forma que com a redução do estrato vertical utilizado por espécies escansoriais e arborícolas são diretamente afetadas e geralmente respondem com redução de suas populações nos locais afetados (Chia *et al.* 2015, Mendonça *et al.* 2015, Camargo *et al.* 2018). Isso pode explicar a relação negativa entre a presença de focos de incêndio na escala de 1 km e o atropelamento de gambás-de-orelha-branca (*D. albiventris*), que é uma espécie escansorial, e do grupo das espécies arborícolas. Como gambás-de-orelha-branca (*D. albiventris*) são uma espécie abundante e frequentemente atropelada (Rosa & Mauhs 2004, Tumeleiro *et al.* 2006, Cáceres 2000, Santana 2010, Santana 2012) o efeito na redução da densidade dessa espécie pode ser percebido em um tempo menor que a redução de densidade de espécies arborícolas, que são menos abundantes e menos atropeladas. Provavelmente por isso, o efeito da redução dos atropelamentos de gambás ocorreu na escala de tempo de um mês e para as espécies arborícolas na escala de tempo de seis meses.

Os efeitos do fogo sobre as espécies de mamíferos foram mais recorrentes nas análises com buffers maiores (5 km) e nos intervalos de tempo maiores (1 mês e 6 meses). Esse resultado pode estar sendo influenciado por duas condições. A primeira seria que os buffers de 1 km são muito pequenos, e conseqüentemente, possuem pouca informação sobre a ocorrência de fogo para traçar um padrão para algumas espécies. E a segunda seria que a maioria das espécies apresenta relação negativa com a presença de incêndios devido à redução de recursos, que gera uma redução na densidade de indivíduos de determinadas espécies por um prazo de ao menos seis meses e essa detecção depende da quantidade de registros de cada espécie. Assim espécies menos

abundantes teriam o efeito dessa redução de densidade detectado em um intervalo de tempo maior e espécies mais abundantes em um intervalo de tempo menor, como ocorreu com o grupo de espécies silvestres e o grupo de espécies terrestres, que foram os grupos com mais registros e tiveram redução de atropelamento detectada no intervalo de tempo de 3 dias e um mês.

Uma forma de reduzir o problema de escassez de registros de queimadas próximo a rodovia, seria escolher trechos de monitoramento menores e em locais com maior incidência de incêndios. E assim monitorar durante um longo período, a variação das taxas de atropelamento de cada espécie, em locais com diferentes incidências de queimadas.

Informações sobre as relações entre a ocorrência de fogo e o atropelamento de fauna, são de extrema importância num país que vem sofrendo com o aumento das queimadas em áreas naturais e possui uma das maiores malhas rodoviárias do mundo. Ainda que, para a maioria dos grupos/espécies os resultados não indiquem uma relação direta do fogo sobre o aumento dos atropelamentos de fauna, eles podem indicar alterações nas comunidades. De forma que, alterações na taxa de atropelamentos após queimadas podem indicar desestruturação do ambiente e das comunidades de mamíferos locais, aumentando o risco de extinção de espécies ameaçadas, como o tamanduá-bandeira (*M. tridactyla*), a anta (*T. terrestris*) e o lobo-guará (*C. brachyurus*).

Tendo em vista a imprevisibilidade dos eventos de fogo, se torna um desafio reunir dados em quantidade suficiente para a realização de análises estatísticas mais robustas. Para isso, seria necessário que o fogo ocorresse em um local onde já existe um histórico de monitoramento de atropelamentos de fauna. Como este é um estudo de longo prazo, essa parte do problema foi sanada, mas como espécies de pequeno porte foram pouco registradas, estas não puderam ser analisadas, deixando ainda uma grande lacuna de conhecimento.

## CONCLUSÃO

Apesar da ausência de estudos sobre o tema, a relação de atropelamentos de mamíferos com a ocorrência de queimadas se mostrou uma variável importante para diversas espécies e que deve ser mais investigada. Ao contrário do esperado, a maioria das espécies apresentou relação negativa entre a presença de incêndios e a incidência de atropelamentos. Esse resultado pode ser indício de um efeito de barreira em relação a rodovia, nos casos em que o incêndio ocorre próximo a ela, ou de redução da densidade populacional de mamíferos, devido a mortalidade ou redução de recursos na área afetada pelo fogo.

A relação positiva entre focos de incêndios e atropelamentos de capivaras (*H. hydrochaeris*) pode ser uma indicação de que mamíferos herbívoros respondem a rebrota da vegetação e aumentam suas densidades nessas áreas, aumentando assim a probabilidade de se envolverem em acidentes com veículos. O mesmo pode estar ocorrendo com outras espécies de herbívoros de grande porte, que também podem ser encontrados em áreas abertas, como é o caso dos veados (*Mazama* sp.) e antas (*T. terrestris*), assim como com pequenos roedores que habitam áreas dominadas por gramíneas junto a estrada. No entanto, devido ao número insuficiente de registros, não foi possível realizar análises para essas espécies. Sendo assim, estudos futuros devem incluir métodos mais adequados a detecção do atropelamento dessas espécies.

Com o aumento da incidência de queimadas, como consequência das mudanças climáticas e da expansão da agropecuária no país, é importante conhecer os efeitos do fogo sobre as espécies de mamíferos e da fauna em geral. Apesar da escassez de estudos sobre o tema, o fogo se mostrou um fator importante para a variação da incidência de atropelamentos de mamíferos. O tempo de resposta dos animais (1 a 6 meses) indicou que essa variação pode ser reflexo de alterações comportamentais ou populacionais nas comunidades locais. Essas respostas podem indicar que eventos de fogos representam, de forma indireta, mais uma ameaça à persistência das espécies ameaçadas na região.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abra, Fernanda D., Huijser, M. P., Pereira, C. S., & Ferraz, K. M. P. M. B. (2018). How reliable are your data? Verifying species identification of road-killed mammals recorded by road maintenance personnel in São Paulo State, Brazil. *Biological Conservation*, 225(June), 42–52. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.019>
- Abra, Fernanda Delborgo, Granziera, B. M., Huijser, M. P., De Barros Ferraz, K. M. P. M., Haddad, C. M., & Paolino, R. M. (2019). Pay or prevent? Human safety, costs to society and legal perspectives on animal-vehicle collisions in São Paulo state, Brazil. *PLoS ONE*, 14(4), 1–22. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215152>
- Abreu, R. C. R., Hoffmann, W. A., Vasconcelos, H. L., Pilon, N. A., Rossatto, D. R., & Durigan, G. (2017). The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science Advances*, 3(8), 1–8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701284>
- Agritempo. (2021). *Agritempo - Sistema de Monitoramento Agrometeorológico*. <https://www.agritempo.gov.br/agritempo/index.jsp>
- Aguiar, L. M. S., Machado, R. B., & Marinho-Filho, J. (2004). A Diversidade Biológica do Cerrado. In *Cerrado: ecologia e caracterização* (p. 17–40). Embrapa Cerrados.
- Al-Razi, H., Maria, M., & Muzaffar, S. Bin. (2019). Mortality of primates due to roads and power lines in two forest patches in Bangladesh. *Zoologia*, 36, 1–6. <https://doi.org/10.3897/zoologia.36.e33540>
- Alexander, S. M., Waters, N. M., & Paquet, P. C. (2005). Traffic volume and highway permeability for a mammalian community in the Canadian Rocky Mountains. *Canadian Geographer*, 49(4), 321–331. <https://doi.org/10.1111/j.0008-3658.2005.00099.x>
- Anacleto, T. C. D. S. (2006). *Distribuição, dieta e efeitos das alterações antrópicas do cerrado sobre os tatus* (Número May). Universidade Federal de Goiás.
- Anselin, L., Syabri, I., & Kho, Y. (2006). GeoDa: An Introduction to Spatial Data Analysis. *Geographical Analysis*, 38(1), 5–22. <https://doi.org/10.1111/j.0016-7363.2005.00671.x>
- Antworth, R. L., Pike, D. A., & Stevens, E. E. (2005). Hit and Run: Effects of

- Scavenging on Estimates of Roadkilled Vertebrates. *Southeastern Naturalist*, 4(4), 647–656. [https://doi.org/10.1656/1528-7092\(2005\)004\[0647:hareos\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1656/1528-7092(2005)004[0647:hareos]2.0.co;2)
- Ascensão, F., Yogui, D. R., Alves, M. H., Alves, A. C., Abra, F., & Desbiez, A. L. J. (2021). Preventing wildlife roadkill can offset mitigation investments in short-medium term. *Biological Conservation*, 253(June 2020). <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108902>
- Ashcraft, G. C. (1979). Effects of fire on deer in chaparral. *Transactions of the Western Section of the Wildlife Society*, 177–189.
- Bachand, M., Trudel, O. C., Anseau, C., & Almeida-Cortez, J. (2009). Dieta de *Tapirus terrestris* Linnaeus em um fragmento de Mata Atlântica do Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, 7(2), 188–194.
- Bager, A. (2012). *Ecologia de estradas: tendências e pesquisas*.
- Baker, P. J., Dowding, C. V., Molony, S. E., White, P. C. L., & Harris, S. (2007). Activity patterns of urban red foxes (*Vulpes vulpes*) reduce the risk of traffic-induced mortality. *Behavioral Ecology*, 18(4), 716–724. <https://doi.org/10.1093/beheco/arm035>
- Banks, S. C., Dujardin, M., McBurney, L., Blair, D., Barker, M., & Lindenmayer, D. B. (2011). Starting points for small mammal population recovery after wildfire: Recolonisation or residual populations? *Oikos*, 120(1), 26–37. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18765.x>
- Barreto, G. R., & Quintana, R. D. (2012). Foraging Strategies and Feeding Habits of Capybaras. In *Capybara: Biology, Use and Conservation of an Exceptional Neotropical Species*. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-4000-0>
- Barrientos, R., & Bolonio, L. (2009). The presence of rabbits adjacent to roads increases polecat road mortality. *Biodiversity and Conservation*, 18(2), 405–418. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9499-9>
- Barthelmeß, E. L. (2014). Spatial distribution of road-kills and factors influencing road mortality for mammals in Northern New York State. *Biodiversity and Conservation*, 23(10), 2491–2514. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0734-2>

- Barthelmeß, E. L., & Brooks, M. S. (2010). The influence of body-size and diet on road-kill trends in mammals. *Biodiversity and Conservation*, 19(6), 1611–1629. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9791-3>
- Bashore, T. L., Tzilkowski, W. M., Bellis, E. D., The, S., Management, W., & Press, A. (2008). Analysis of deer-vehicle collision sites in Pennsylvania. *Habitat*, 49(3), 769–774.
- Berta, A. (1982). *Cerdocyon thous*. *Mammalian Species*, 51(186), 1. <https://doi.org/10.2307/3503974>
- Bissonette, J. A., Kassar, C. A., & Cook, L. J. (2008). Assessment of costs associated with deer–vehicle collisions: human death and injury, vehicle damage, and deer loss. *Human – Wildlife Interactions*, 2(1), 17–27.
- Blackburn, A. M., Anderson, C. J., Veals, A. M., Tewes, M. E., Wester, D. B., Young, J. H., DeYoung, R. W., & Perotto-Baldivieso, H. L. (2021). Landscape patterns of ocelot–vehicle collision sites. *Landscape Ecology*, 36(2), 497–511. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01153-y>
- Blanco, J. C., Cortés, Y., & Virgós, E. (2005). Wolf response to two kinds of barriers in an agricultural habitat in Spain. *Canadian Journal of Zoology*, 83(2), 312–323. <https://doi.org/10.1139/z05-016>
- Bonato, V. M. (2002). *Ecologia e historia natural de tatus do cerrado de Itirapina, São Paulo (Xenarthra : Dasypodidae)*. Unicamp.
- Bond, W. J., & Keeley, J. E. (2005). Fire as a global “herbivore”: The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(7), 387–394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>
- Bouchard, J., Ford, A. T., Eigenbrod, F. E., & Fahrig, L. (2009). Behavioral responses of northern leopard frogs (*Rana pipiens*) to roads and traffic: Implications for population persistence. *Ecology and Society*, 14(2). <https://doi.org/10.5751/ES-03022-140223>
- Bowman, D. M. J. S., Balch, J., Artaxo, P., Bond, W. J., Cochrane, M. A., D’Antonio, C. M., Defries, R., Johnston, F. H., Keeley, J. E., Krawchuk, M. A., Kull, C. A.,

- Mack, M., Moritz, M. A., Pyne, S., Roos, C. I., Scott, A. C., Sodhi, N. S., & Swetnam, T. W. (2011). The human dimension of fire regimes on Earth. *Journal of Biogeography*, 38(12), 2223–2236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02595.x>
- Bowman, D. M. J. S., Balch, J. K., Artaxo, P., Bond, W. J., Carlson, J. M., Cochrane, M. A., D'Antonio, C. M., DeFries, R. S., Doyle, J. C., Harrison, S. P., Johnston, F. H., Keeley, J. E., Krawchuk, M. A., Kull, C. A., Marston, J. B., Moritz, M. A., Prentice, I. C., Roos, C. I., Scott, A. C., ... Pyne, S. J. (2009). Fire in the earth system. *Science*, 324(5926), 481–484. <https://doi.org/10.1126/science.1163886>
- Boycott, R. C. (1980). Cordylidae *Chamaesaura anguina* Cape grass lizard: Size, reproduction, and susceptibility to fire. *Journal of the Herpetological Association of Africa*, 37, 49.
- Boycott, R. C. (2015). Observations on the African grass lizards *Chamaesaura* Fitzinger (Reptilia: Sauria: Cordylidae) in Swaziland, with emphasis on fire impacts on populations in Malolotja Nature Reserve. *Durban Natural Science Museum*, 37, 30–39.
- Brady, C. A. (1979). Observations on the behavior and ecology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*). In *Vertebrate ecology in the northern neotropics* (p. 161–171). Smithsonian Institution Press. Washington, D.C.
- Breiman, L. (2002). *Manual On Setting Up, Using, And Understanding Random Forests V3.1*. [http://oz.berkeley.edu/users/breiman/%0AUsing\\_random\\_forests\\_V3.1.pdf](http://oz.berkeley.edu/users/breiman/%0AUsing_random_forests_V3.1.pdf).
- Briani, D. C., Palma, A. R. T., Vieira, E. M., & Henriques, R. P. B. (2004). Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 13(5), 1023–1037. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000014467.27138.0b>
- Brockie, R. E., Sadleir, R. M. F. S., & Linklater, W. L. (2009). Long-term wildlife road-kill counts in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology*, 36(2), 123–134. <https://doi.org/10.1080/03014220909510147>
- Brody, A. J., & Pelton, M. R. (1989). Effects of roads on black bear movements in western North Carolina. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 17(1), 5–10.

<https://doi.org/10.2307/3782028>

- Brook, B. W., Sodhi, N. S., & Bradshaw, C. J. A. (2008). Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(8), 453–460. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011>
- Bueno, C. C., Almeida, P. J. A. L., & José A. L. de Almeida, P. (2010). Sazonalidade de atropelamentos e os padrões de movimentos em mamíferos na BR-040 (Rio de Janeiro-Juiz de Fora). *Revista Brasileira de Zoociências*, 12(3), 219–226.
- Bueno, C., Sousa, C. O. M., & Freitas, S. R. (2015). Habitat or matrix: which is more relevant to predict road-kill of vertebrates? *Brazilian Journal of Biology*, 75(4 suppl 1), 228–238. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.12614>
- Bueno, Cecilia, Faustino, M. T., & Freitas, S. R. (2013). Influence of landscape characteristics on capybara road-kill on highway BR-040, Southeastern Brazil. *Oecologia Australis*, 17(2), 130–137. <https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1702.11>
- Burkpile, D. E., Thompson, D. I., Fynn, R. W. S., Koerner, S. E., Eby, S., Govender, N., Hagenah, N., Lemoine, N. P., Matchett, K. J., Wilcox, K. R., Collins, S. L., Kirkman, K. P., Knapp, A. K., & Smith, M. D. (2016). Fire frequency drives habitat selection by a diverse herbivore guild impacting top–down control of plant communities in an African savanna. *Oikos*, 125(11), 1636–1646. <https://doi.org/10.1111/oik.02987>
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (1998). *Model selection and multimodel inference: a practical informationtheoretic approach* (2<sup>o</sup> ed). Springer Verlag.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2004). *Model Selection and Multimodel Inference* (Kenneth P. Burnham & D. R. Anderson (orgs.)). Springer New York. <https://doi.org/10.1007/b97636>
- Caceres, N. C. (2011). Biological characteristics influence mammal road kill in an Atlantic Forest-Cerrado interface in south-western Brazil. *Italian Journal of Zoology*, 78(3), 379–389. <https://doi.org/10.1080/11250003.2011.566226>
- Cáceres, N. C. (2000). Population ecology and reproduction of the white-eared opossum *Didelphis albiventris* (Mammalia, Marsupialia) in an urban environment of Brazil.

*Ciencia e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, 52(3), 171–174.

Cáceres, N. C., Casella, J., Goulart, C. D. S., Neotropical, M., Federal, U., & Maria, S. (2012). Variação Espacial E Sazonal De Atropelamentos De Mamíferos No Bioma Cerrado, Rodovia Br 262, Sudoeste Do Brasil. *Mastozoología neotropical*, 19(1), 21–33.

Camargo, A. C. L., Barrio, R. O. L., de Camargo, N. F., Mendonça, A. F., Ribeiro, J. F., Rodrigues, C. M. F., & Vieira, E. M. (2018). Fire affects the occurrence of small mammals at distinct spatial scales in a neotropical savanna. *European Journal of Wildlife Research*, 64(6). <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1224-8>

Camilo-Alves, C. D. S. E. P., & Mourão, G. D. M. (2006). Responses of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) to variation in ambient temperature. *Biotropica*, 38(1), 52–56. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00106.x>

Carvalho, C. F., Custódio, A. E. I., & Junior, O. M. (2015). Wild vertebrates roadkill aggregations on the BR-050 highway, state of Minas Gerais, Brazil. *Bioscience Journal*, 31(3), 951–959. <https://doi.org/10.14393/BJ-v31n3a2015-27468>

Carvalho, C. F., Custódio, A. E. I., & Júnior, O. M. (2017). Influence of climate variables on roadkill rates of wild vertebrates in the cerrado biome, Brazil. *Bioscience Journal*, 1632–1641. <https://doi.org/10.14393/bj-v33n6a2017-39538>

Carvalho, F. M. V., De Marco, P., & Ferreira, L. G. (2009). The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*, 142(7), 1392–1403. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.031>

Cary, G., & Banks, J. G. (2000). Fire regime sensitivity to global climate change: an Australian perspective. In J. Innes, M. Beniston, & M. Verstraete (Orgs.), *Biomass burning and its inter-relationships with the climate system* (p. 233–246).

CBEE, C. B. de E. de E. (2016). *Atropelômetro*. <http://cbee.ufla.br/portal/atropelometro>

Cerqueira, R. C., & Grilo, C. (2021). Direct and indirect effects of roads on space use

by jaguars in Brazil. *Scientific Reports*, 1–9. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-01936-6>

Cerqueira, R. C., Leonard, P. B., da Silva, L. G., Bager, A., Clevenger, A. P., Jaeger, J. A. G., & Grilo, C. (2021). Potential Movement Corridors and High Road-Kill Likelihood do not Spatially Coincide for Felids in Brazil: Implications for Road Mitigation. *Environmental Management*, 67(2), 412–423. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01411-4>

Cherem, J. J., Kammers, M., Ghizoni-Jr., I. R., & Martins, A. (2007). Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. *Biotemas*, 20(2), 81–96.

Chia, E. K., Bassett, M., Nimmo, D. G., Leonard, S. W. J., Ritchie, E. G., Clarke, M. F., Bennett, A. F., & Peters, D. P. C. (2015). Fire severity and fire-induced landscape heterogeneity affect arboreal mammals in fire-prone forests. *Ecosphere*, 6(10). <https://doi.org/10.1890/ES15-00327.1>

Cirino, D. W., & Freitas, S. R. (2019). Quais são os mamíferos silvestres mais atropelados no Brasil? *Semana da Biologia UFABC*, November 2018, 48–56.

Clarke, G. P., White, P. C. L., & Harris, S. (1998). Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation*, 86(2), 117–124. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00018-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00018-4)

Clevenger, A. P., Chruszcz, B., & Gunson, K. E. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109(1), 15–26. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00127-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00127-1)

Coelho, C. M., De Melo, L. F. B., Sábato, M. A. L., Vaz Magni, E. M., Hirsch, A., & Young, R. J. (2008). Habitat use by wild maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) in a transition zone environment. *Journal of Mammalogy*, 89(1), 97–104. <https://doi.org/10.1644/06-MAMM-A-383.1>

Coelho, I. P., Kindel, A., & Coelho, A. V. P. (2008). Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, 54(4), 689–699. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0197-4>

- Coffin, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15(5), 396–406. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006>
- Collinson, W. J., Parker, D. M., Bernard, R. T. F., Reilly, B. K., & Davies-Mostert, H. T. (2014). Wildlife road traffic accidents: A standardized protocol for counting flattened fauna. *Ecology and Evolution*, 4(15), 3060–3071. <https://doi.org/10.1002/ece3.1097>
- CONAB. (2019). *Calendário de Plantio e Colheita de Grãos no Brasil 2019*. 75. <https://www.conab.gov.br/institucional/publicacoes/outras-publicacoes/item/7694-calendario-agricola-plantio-e-colheita>
- Conard, J. M., & Gipson, P. S. (2006). Spatial and seasonal variation in wildlife-vehicle collisions. *Prairie Naturalist*, 38(4), 251–260.
- Coombs, G. (2015). *High incidence of Cape grass lizard ( Chamaesaura anguina anguina ) mortality due to roadkill following fynbos fire* . 8(December).
- Corrêa, L. L. C., Silva, D. E., de Oliveira, S. V., Finger, J. V. G., dos Santos, C. R., & Petry, M. V. (2017). Levantamento de vertebrados atropelados em rodovias do sul do Brasil. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, 39(2), 219–225. <https://doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v39i2.33788>
- Costa, L. de S. (2011). Levantamento de mamíferos silvestres de pequeno e médio porte atropelados na BR 101, entre os municípios de Joinville e Piçarras, Santa Catarina. *Bioscience Journal*, 27(4), 666–672.
- da Cunha, H. F., Moreira, F. G. A., & Silva, S. de S. (2010). Roadkill of wild vertebrates along the GO-060 road between Goiânia and Iporá, Goiás State, Brazil. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, 32(3), 257–263. <https://doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v32i3.4752>
- Dalponete, Julio C. (2009). *Lycalopex vetulus* (Carnivora: Canidae). *Mammalian Species*, 847, 1–7. <https://doi.org/10.1644/847.1>
- Dalponete, Júlio C., & Tavares-Filho, J. A. (2004). Diet of the Yellow Armadillo, *Euphractus sexcinctus*, in South-Central Brazil. *Edentata*, 6(1), 37.

<https://doi.org/10.1896/1413-4411.6.1.37>

- Damato, M., & Romanini, P. U. (2006). *Gerenciamento de resíduos sólidos em rodovias concedidas do estado de São Paulo*. [http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/uruguay30/BR05420\\_DAMATO.pdf](http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/uruguay30/BR05420_DAMATO.pdf)
- Danks, Z. D., & Porter, W. F. (2010). Temporal, Spatial, and Landscape Habitat Characteristics of Moose–Vehicle Collisions in Western Maine. *Journal of Wildlife Management*, 74(6), 1229–1241. <https://doi.org/10.2193/2008-358>
- Desbiez, A. L. J., & Medri, Í. M. (2010). Density and Habitat use by Giant Anteaters ( *Myrmecophaga tridactyla* ) and Southern Tamanduas ( *Tamandua tetradactyla* ) in the Pantanal Wetland, Brazil . *Edentata*, 11(1), 4–10. <https://doi.org/10.1896/020.011.0102>
- DNIT. (2021). *Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes*. <https://www.gov.br/dnit/pt-br>
- do Vale, C. A., Sant’Anna, A. C., Júnior, J. G. C., & Prezoto, F. (2020). Reflections on Potential Risk Factors of Callitrichidae Run Over in an Urban Area: A Case Report of Marmoset Deaths. *Journal of Applied Animal Welfare Science*, 00(00), 1–8. <https://doi.org/10.1080/10888705.2020.1785883>
- Dodd, N. L., Gagnon, J. W., Boe, S., & Schweisburg, R. E. (2007). Assessment of Elk Highway Permeability by Using Global Positioning System Telemetry. *Journal of Wildlife Management*, 71(4), 1107–1117. <https://doi.org/10.2193/2006-106>
- Dotta, G., & Verdade, L. M. (2007). Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. *Biota Neotropica*, 7(2), 287–292. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032007000200031>
- Drews, C. (1995). Road kills of animals by public traffic in Mikumi National Park, Tanzania, with notes on baboon mortality. *African Journal of Ecology*, 33(2), 89–100. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.1995.tb00785.x>
- Dussault, C., Poulin, M., Courtois, R., & Ouellet, J.-P. (2006). Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology*, 12(4), 415–425. <https://doi.org/10.2981/0909->

- Eberhardt, E., Mitchell, S., & Fahrig, L. (2013). Road kill hotspots do not effectively indicate mitigation locations when past road kill has depressed populations. *Journal of Wildlife Management*, 77(7), 1353–1359. <https://doi.org/10.1002/jwmg.592>
- Eby, S. L., Anderson, T. M., Mayemba, E. P., & Ritchie, M. E. (2014). The effect of fire on habitat selection of mammalian herbivores: The role of body size and vegetation characteristics. *Journal of Animal Ecology*, 83(5), 1196–1205. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12221>
- Epps, C. W., Palsbøll, P. J., Wehausen, J. D., Roderick, G. K., Ramey, R. R., & McCullough, D. R. (2005). Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. *Ecology Letters*, 8(10), 1029–1038. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00804.x>
- Espinosa A, S. J. A. M. A., Comarcal, O., & Forestales, D. A. (2012). Incidencia de los atropellos sobre la fauna vertebrada en el Valle de El Paular . LIC " Cuenca del río Lozoya y Sierra Norte " Incidence of roadkills on vertebrates within the Valle de El Paular. *Munibe*, 60(June), 209–236.
- Facure, K. G., Giaretta, A. A., & Monteiro-Filho, E. L. A. (2003). Food habits of the crab-eating-fox, *Cerdocyon thous*, in an altitudinal forest of the Mantiqueira Range, southeastern Brazil. *Mammalia*, 67(4), 503–511. <https://doi.org/10.1515/mamm-2003-0404>
- Farmer, R. G., & Brooks, R. J. (2012). Integrated risk factors for vertebrate roadkill in southern Ontario. *Journal of Wildlife Management*, 76(6), 1215–1224. <https://doi.org/10.1002/jwmg.358>
- Ferreguetti, A. C., Graciano, J. M., Luppi, A. P., Pereira-Ribeiro, J., Rocha, C. F. D., & Bergallo, H. G. (2020). Roadkill of medium to large mammals along a Brazilian road (BR-262) in Southeastern Brazil: spatial distribution and seasonal variation. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 55(3), 216–225. <https://doi.org/10.1080/01650521.2020.1719006>
- Ferreras, P., Aldama, J. J., Beltrán, J. F., & Delibes, M. (1992). Rates and causes of

- mortality in a fragmented population of Iberian lynx *Felis pardina* Temminck, 1824. *Biological Conservation*, 61(3), 197–202. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91116-A](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91116-A)
- Fischer, W. A. (1997). Efeitos da BR-262 na mortalidade de vertebrados silvestres: síntese naturalística para a conservação da região do Pantanal, MS [Universidade Federal de Mato Grosso do Sul]. In *Mestrado em Ecologia e Conservação* (Número December). <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.32709.55528>
- Fisher, N. I. (1993). *Statistical analysis of circular data*. Cambridge University Press.
- Foerster, C. R., & Vaughan, C. (2002). Home range, habitat use, and activity of Baird's tapir in Costa Rica. *Biotropica*, 34(3), 423–437. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2002.tb00556.x>
- Ford, A. T., & Fahrig, L. (2007). Diet and body size of North American mammal road mortalities. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 12(7), 498–505. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2007.07.002>
- Ford, W. M., Menzel, M. A., McGill, D. W., Laerm, J., & McCay, T. S. (1999). Effects of a community restoration fire on small mammals and herpetofauna in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management*, 114(2–3), 233–243. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00354-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00354-5)
- Forero-Medina, G., & Vieira, M. V. (2009). Perception of a fragmented landscape by neotropical marsupials: Effects of body mass and environmental variables. *Journal of Tropical Ecology*, 25(1), 53–62. <https://doi.org/10.1017/S0266467408005543>
- Forman, R. T. T. (2000). Estimate of the Area Affected Ecologically by the Road System in the United States. *Conservation Biology*, 14(1), 31–35.
- 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, V. H., Fahrig, L., France, R. L., Goldman, C. R., Heanue, K., Jones, J., Swanson, F., Turrentine, T., & Winter, T. C. (2003). *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press.

- Foster, M. L., & Humphrey, S. R. (1995). Use of Highway Underpasses by Florida Panthers and Other Wildlife. *Wildlife Society Bulletin*, 23(1), 95–100. <http://www.jstor.org/stable/3783202%5Cnhttp://www.jstor.org/page/info/about/policies/terms.jsp>
- Franklin, J. F., Lindenmayer, D. B., Macmahon, J. A., McKee, A., Magnuson, J. J., Perry, D. A., Waide, R. B., & Foster, D. R. (2000). Threads of Continuity There are immense differences between even-aged silvicultural disturbances (especially clearcutting) and natural disturbances, such as windthrow, wildfire, and even volcanic eruptions. *Conservation in Practice*, 1, 8–17.
- Freitas, Carlos Henrique. (2009). *Atropelamento de vertebrados nas rodovias MG-428 e SP-334 com análise dos fatores condicionantes e valoração econômica da fauna*. Universidade Estadual Paulista.
- Freitas, Carlos H. de, Justino, C. S., & Setz, E. Z. F. (2014). Road-kills of the giant anteater in south-eastern Brazil: 10 years monitoring spatial and temporal determinants. *Wildlife Research*, 41(8), 673–680. <https://doi.org/10.1071/WR14220>
- Freitas, L. E. de. (2012). A influência Dos Padrões De Paisagem No Atropelamento De Fauna: O Caso Da Br-040. In *Programa de Pós-Graduação em Geografia*. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Freitas, Simone Rodrigues de, Oliveira, A. de N., Ciocheti, G., Vieira, M. V., Matos, D. M. da S., de Freitas, S. R., de Oliveira, A. N., Ciocheti, G., Vieira, M. V., & Matos, D. M. da S. (2015). How landscape features influence road-kill of three species of mammals in the Brazilian savanna? *Oecologia Australis*, 18, 35–45. <https://doi.org/10.4257/oeco.2014.18.05.02>
- Freitas, Simone R, Sousa, C. O. M., & Bueno, C. (2013). Effects of landscape characteristics on roadkill of mammals, birds and reptiles in a highway crossing the Atlantic forest in southeastern Brazil. *Proceedings of the 2013 International Conference on Ecology and Transportation (ICOET), March 2015*, 11 pp. [online: [www.icoet.net/ICOET\\_2013/proceedin](http://www.icoet.net/ICOET_2013/proceedin). <https://www.researchgate.net/publication/273439321>

- French, M. G., & French, S. P. (1996). Large mammal mortality in the 1988 Yellowstone fires. *2nd biennial conference on the Greater Yellowstone Ecosystem*, 113–115.
- George, L., Macpherson, J. L., Balmforth, Z., & Bright, P. W. (2011). Using the dead to monitor the living: Can road kill counts detect trends in mammal abundance? *Applied Ecology and Environmental Research*, 9(1), 27–41. [https://doi.org/10.15666/aeer/0901\\_027041](https://doi.org/10.15666/aeer/0901_027041)
- Gill, A. M., Groves, R. H., & Noble, I. R. (1981). *Fire and the Australian biota*. Australian Academy of Science. <https://doi.org/https://doi.org/10.1093/forestscience/42.2.259>
- 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), 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.001>
- Goebel, L. G. A., Santos, K. R. dos, & Gonçalves, M. S. (2019). Ocorrência de lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*, Illiger, 1815) no sul do estado de Rondônia, norte do Brasil. *Saber Científico*, 8(1), 156–161.
- González-Suárez, M., Zanchetta Ferreira, F., & Grilo, C. (2018). Spatial and species-level predictions of road mortality risk using trait data. *Global Ecology and Biogeography*, 27(9), 1093–1105. <https://doi.org/10.1111/geb.12769>
- Gordo, M., Calleia, F. O., Vasconcelos, S. A., Leite, J. J. F., & Ferrari, S. F. (2013). Primates in fragments: Complexity and resilience. In L. K. Marsh & C. A. Chapman (Orgs.), *Primates in Fragments: Complexity and Resilience* (p. 1–539). <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8839-2>
- Goulart, V. D. L. R., Teixeira, C. P., & Young, R. J. (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(4), 641–649. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0362-4>
- Grant, J., Hopcraft, C., Sinclair, A. R. E., & Packer, C. (2005). Planning for success: Serengeti lions seek prey accessibility rather than abundance. *Journal of Animal Ecology*, 74(3), 559–566. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2005.00955.x>

- Griffiths, A. D., & Brook, B. W. (2014). Effect of fire on small mammals: A systematic review. *International Journal of Wildland Fire*, 23(7), 1034–1043. <https://doi.org/10.1071/WF14026>
- Grilo, C., Bissonette, J. A., & Cramer, P. C. (2010). *Mitigation measures to reduce impacts on biodiversity*.
- Grilo, C., Bissonette, J. A., & Santos-Reis, M. (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biological Conservation*, 142(2), 301–313. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.026>
- Grilo, C., Coimbra, M. R., Cerqueira, R. C., Barbosa, P., Dornas, R. A. P., Gonçalves, L. O., Teixeira, F. Z., Coelho, I. P., Schmidt, B. R., Pacheco, D. L. K., Schuck, G., Esperando, I. B., Anza, J. A., Beduschi, J., Oliveira, N. R., Pinheiro, P. F., Bager, A., Secco, H., Guerreiro, M., ... Kindel, A. (2019). Brazil Road-Kill: A Dataset of Wildlife Terrestrial Vertebrate Road-Kills. *The Bulletin of the Ecological Society of America*, 100(1), e01449. <https://doi.org/10.1002/bes2.1449>
- Gumier-Costa, F., & Sperber, C. F. (2009). Atropelamentos de vertebrados na Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil. *Acta Amazonica*, 39(2), 459–466. <https://doi.org/10.1590/s0044-59672009000200027>
- Hammer, Y., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). *Past: Paleontological statistics software package for education and data analysis* (4.02). <https://palaeo-electronica.org/>
- Hegel, C. G. Z., Consalter, G. C., & Zanella, N. (2012). Mamíferos Silvestres Atropelados Na Rodovia Rs-135 E Entorno. *Biotemas*, 25(2), 165–170. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n2p165>
- Hengemühle, A., Cademartori, C. V., HENGEMÜHLE, Aneline CADEMARTORI, C. V., Hengemühle<sup>1</sup>, A., & Cademartori<sup>1</sup>, C. V. (2008). Levantamento De Mortes De Vertebrados Silvestres Devido a Atropelamento Em Um Trecho Da Estrada Do Mar (Rs-389). *Biodiversidade Pampea*, 6(2), 4–10.
- Herrera, E. A., Salas, V., Congdon, E. R., Corriale, M. J., & Tang-Martínez, Z. (2011). Capybara social structure and dispersal patterns: Variations on a theme. *Journal of Mammalogy*, 92(1), 12–20. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-S-420.1>

- Hobbs, R. J., & Huenneke, L. F. (1992). Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology*, 6(3), 324–337. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.06030324.x>
- Hoffmann, W. A., & Moreira A. G. (2002). The role of fire in population dynamics of woody plants. In P. S. Oliveira & R. J. Marquis (Orgs.), *The Cerrados of Brazil. Ecology and natural history of a Neotropical Savanna* (p. 159–177). Columbia University Press.
- 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. <https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1701.11>
- IBGE. (2021). *Estimativas da população residente no Brasil e unidades da federação com data de referência em 1º de julho de 2021*. [https://ftp.ibge.gov.br/Estimativas\\_de\\_Populacao/Estimativas\\_2021/estimativa\\_do\\_u\\_2021.pdf](https://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2021/estimativa_do_u_2021.pdf)
- ICMBio. (2018). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. In *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção* (Vol. 1).
- ICMBIO, I. C. M. de C. da B. (2018). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II – Mamíferos. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, II*, 622.
- INPE. (2020). *Banco de Dados de queimadas*. <http://www.inpe.br/queimadas/bdqueimadas>
- IUCN. (2021). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1*. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)
- Jaarsma, C. F., van Langevelde, F., Baveco, J. M., van Eupen, M., & Arisz, J. (2007). Model for rural transportation planning considering simulating mobility and traffic kills in the badger *Meles meles*. *Ecological Informatics*, 2(2), 73–82. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2007.04.004>
- Jackson, H. B., & Fahrig, L. (2012). What size is a biologically relevant landscape?

*Landscape Ecology*, 27(7), 929–941. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9757-9>

- Jácomo, A. T. de A., Silveira, L., & Diniz-Filho, J. A. F. (2004). Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology*, 262(1), 99–106. <https://doi.org/10.1017/S0952836903004473>
- Jaeger, J. A. G., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K., Gruber, B., & Von Toschanowitz, K. T. (2005). Predicting when animal populations are at risk from roads: An interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185(2–4), 329–348. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.12.015>
- Jedicke, E. (1994). *Biotopverbund - Grundlagen und Massnahmen einer neuen Naturschutzstrategie*. (2<sup>o</sup> ed). Editora Eugen Ulmer.
- Kang, W., Minor, E. S., Woo, D., Lee, D., & Park, C. R. (2016). Forest mammal roadkills as related to habitat connectivity in protected areas. *Biodiversity and Conservation*, 25(13), 2673–2686. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1194-7>
- Klein, D. R. (1971). Reaction of reindeer to obstructions and disturbances. *Science*, 173(3995), 393–398. <https://doi.org/10.1126/science.173.3995.393>
- Kovach, W. L. (2011). *Oriana – Circular Statistics for Windows* (4.02). Kovach Computing Services.
- Kučas, A., & Balčiauskas, L. (2021). Impact of Road Fencing on Ungulate–Vehicle Collisions and Hotspot Patterns. *Land*, 10(4). <https://doi.org/10.3390/land10040338>
- Kušta, T., Keken, Z., Ježek, M., Holá, M., & Šmíd, P. (2017). The effect of traffic intensity and animal activity on probability of ungulate-vehicle collisions in the Czech Republic. *Safety Science*, 91, 105–113. <https://doi.org/10.1016/j.ssci.2016.08.002>
- Langen, T. A., Gunson, K. E., Scheiner, C. A., & Boulterice, J. T. (2012). Road mortality in freshwater turtles: Identifying causes of spatial patterns to optimize road planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation*, 21(12), 3017–3034.

<https://doi.org/10.1007/s10531-012-0352-9>

- Lapenta, M. J., Procópio-De-Oliveira, P., Kierulff, M. C. M., & Motta, J. C. (2008). Frugivory and seed dispersal of golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia* (Linnaeus, 1766)) in a forest fragment in the Atlantic Forest, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68(2), 241–249. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000200004>
- Laurance, W. F., Albernaz, A. K. M., Schroth, G., Fearnside, P. M., Bergen, S., Venticinque, E. M., & Da Costa, C. (2002). Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography*, 29(5–6), 737–748. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00721.x>
- Laurance, W. F., Goosem, M., & Laurance, S. G. W. (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(12), 659–669. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.009>
- Lawes, M. J., Murphy, B. P., Fisher, A., Woinarski, J. C. Z., Edwards, A. C., & Russell-Smith, J. (2015). Small mammals decline with increasing fire extent in northern Australia: Evidence from long-Term monitoring in Kakadu National Park. *International Journal of Wildland Fire*, 24(5), 712–722. <https://doi.org/10.1071/WF14163>
- Legge, S., Murphy, S., Heathcote, J., Flaxman, E., Augusteyn, J., & Crossman, M. (2008). The short-term effects of an extensive and high-intensity fire on vertebrates in the tropical savannas of the central Kimberley, northern Australia. *Wildlife Research*, 35(1), 33–43. <https://doi.org/10.1071/WR07016>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.01.015>
- Liaw, A., & Wiener, M. (2002). Classification and Regression by randomForest. *R News*, 2(3), 18–22.
- Linden, B., Foord, S., Horta-Lacueva, Q. J. B., & Taylor, P. J. (2020). Bridging the gap: How to design canopy bridges for arboreal guenons to mitigate road collisions. *Biological Conservation*, 246, 108560.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108560>

- Lines, J. A., Lee, S. R., & Stiles, M. A. (1994). Noise in the countryside. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 57, 251–261.
- Lodé, T. (2000). Effect of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations. *Ambio*, 29(3), 163–166. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-29.3.163>
- Loretto, D., & Vieira, M. V. (2005). The effects of reproductive and climatic seasons on movements in the black-eared opossum (*Didelphis aurita* Wied-Neuwied, 1826). *Journal of Mammalogy*, 86(2), 287–293. <https://doi.org/10.1644/BEH-117.1>
- Lyra-Jorge, M. C., Ciocheti, G., & Pivello, V. R. (2008). Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 17(7), 1573–1580. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9366-8>
- Macdonald, D. W., & Courtenay, O. (1996). Enduring social relationships in a population of crab-eating zorros, *Cercopithecus thous*, in Amazonian Brazil (Carnivora, Canidae). *Journal of Zoology*, 239(2), 329–355. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1996.tb05454.x>
- Mace, R. D., Waller, J. S., Manley, T. L., Lyon, L. J., & Zuuring, H. (1996). Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains Montana. *The Journal of Applied Ecology*, 33(6), 1395–1404. <https://doi.org/10.2307/2404779>
- Malo, J. E., Suárez, F., & Díez, A. (2004). Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology*, 41(4), 701–710. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00929.x>
- Mantovani, J. E. (2001). Determinação de área de vida de três carnívoros com rádio telemetria e tele.pdf. *Tese (Doutorado em Ciências - Ecologia e Recursos Naturais)*, 118.
- Martinelli, M. M., & Volpi, T. A. (2011). Mamíferos atropelados na Rodovia Armando Martinelli (ES-080), Espírito Santo, Brasil. *Natureza on line*, 9(3), 113–116.
- Mazón, M. (2016). Taking shortcuts to measure species diversity: parasitoid Hymenoptera subfamilies as surrogates of species richness. *Biodiversity and*

- Conservation*, 25(1), 67–76. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-1029-y>
- Mccown, W., Kubilis, P., Eason, T., & Scheick, B. (2004). Black bear movements and habitat use relative to roads in Ocala National Forest. In *Florida Fish and Wildlife Conservation Commission* (Número May).
- McGuire, T. M., & Morrall, J. F. (2000). Strategic highway improvements to minimize environmental impacts within the Canadian Rocky Mountain National Parks. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 27(3), 523–532. <https://doi.org/10.1139/199-096>
- McLellan, B. N., & Shackleton, D. M. (1988). *Grizzly bears and resource-extraction industries: effects of roads on behaviour, habitat use and demography*. 25(2), 451–460.
- McLennan, M. R., & Asiimwe, C. (2016). Cars kill chimpanzees: case report of a wild chimpanzee killed on a road at Bulindi, Uganda. *Primates*, 57(3), 377–388. <https://doi.org/10.1007/s10329-016-0528-0>
- McNab, B. K. (1985). Energetics, population biology, and distribution of xenarthrans, living and extinct. In *The Evolution and Ecology of Armadillos, Sloths, and Vermilinguas* (p. 119–232). Smithsonian Institution Press.
- Medici, E. P., Flesher, K., Beisiegel, B. D. M., & Keuroghlian, A. (2012). Avaliação do Risco de Extinção da Anta brasileira *Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758, no Brasil Emília. *Biodiversidade Brasileira*, 2(3), 103–116.
- Medri, Í. M. (2008). Ecologia e história natural do tatu-peba, *Euphractus sexcinctus* (Linnaeus, 1758), no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. *Departamento de Ecologia*, 167.
- Melo, E. S., & Santos-Filho, M. (2007). Efeitos da BR-070 na Província Serrana de Cáceres, Mato Grosso, sobre a comunidade de vertebrados silvestres. *Revista Brasileira de Zootecias*, 9(2), 185–192.
- Mendonça, A. F., Armond, T., Camargo, A. C. L., Camargo, N. F., Ribeiro, J. F., Zangrandi, P. L., & Vieira, E. M. (2015). Effects of an extensive fire on arboreal small mammal populations in a neotropical savanna woodland. *Journal of*

*Mammalogy*, 96(2), 368–379. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv038>

Miller, J. D., Safford, H. D., Crimmins, M., & Thode, A. E. (2009). Quantitative evidence for increasing forest fire severity in the Sierra Nevada and southern Cascade Mountains, California and Nevada, USA. *Ecosystems*, 12(1), 16–32. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9201-9>

Minor, E. S., & Lookingbill, T. R. (2010). A multiscale network analysis of protected-area connectivity for mammals in the United States. *Conservation Biology*, 24(6), 1549–1558. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01558.x>

Miranda, J. E. S., Umetsu, R. K., de Melo, F. R., Melo, F. C. S. A., Pereira, K. F., & Oliveira, S. R. (2017). Roadkill in the Brazilian cerrado savanna: Comparing five highways in southwestern Goiás. *Oecologia Australis*, 21(3 Special Issue), 337–349. <https://doi.org/10.4257/oeco.2017.2103.10>

Møller, A. P., Erritzøe, H., & Erritzøe, J. (2011). A behavioral ecology approach to traffic accidents: interspecific variation in causes of traffic casualties among birds. *Zoological Research*, 32(2), 115–127. <https://doi.org/10.3724/SP.J.1141.2011.02115>

Moraga, A. D., Martin, A. E., & Fahrig, L. (2019). The scale of effect of landscape context varies with the species' response variable measured. *Landscape Ecology*, 9. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00808-9>

Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(2), 58–62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)

Newmark, W. D., Boshe, J. I., Sariko, H. I., & Makumbule, G. K. (1996). Effects of a highway on large mammals in Mikumi National Park, Tanzania. *African Journal of Ecology*, 34(1), 15–31. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.1996.tb00590.x>

Noonan, M. J., Ascensão, F., Yogui, D. R., & Desbiez, A. L. J. (2021). Roads as ecological traps for giant anteaters. *Animal Conservation*, 53798(53798), 1–32. <https://doi.org/10.1111/acv.12728>

Oliveira-Santos, L. G. R., Machado-Filho, L. C. P., Tortato, M. A., & Brusius, L.

- (2010). Influence of extrinsic variables on activity and habitat selection of lowland tapirs (*Tapirus terrestris*) in the coastal sand plain shrub, southern Brazil. *Mammalian Biology*, 75(3), 219–226. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2009.05.006>
- Oliveira, M. L. De, Ferreira, R. M., Gomes, M. D. P., Iha, D. S., Lorenzon, C. S., Maurício, J. B., Iha, D. S., Lorenzon, C. S., & Maurício, J. (2010). Estudo populacional de gambás, *Didelphis albiventris* (Mammalia, Didelphidae), em um pequeno fragmento florestal. *Mastozoologia Neotropical*, 17(1), 161–165.
- Orlandin, E., Piovesan, M., Favretto, M. A., & D’Agostini, F. M. (2015). Mamíferos de Médio e Grande Porte Atropelados no Oeste de Santa Catarina, Brasil. *Biota Amazônia*, 5(4), 125–130. <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v5n4p125-130>
- Orlowski, G., Nowak, L., Orlowski, G., & Nowak, L. (2006). Factors influencing mammal roadkills in the agricultural landscape of South-Western Poland. *Polish Journal of Ecology*, 54(2), 283–294.
- Paglia, A. P., Fonseca, G. A. B. da, Rylands, A. B., Herrmann, G., S., L. M. A., 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). Lista anotada dos mamíferos do Brasil. In *Occasional Papers in Conservation Biology* (Vol. 4, Número 6). <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Lista+Anotados+dos+Mamíferos+do+Brasil#0>
- Park, N., Biome, C., Carvalho-roel, C. F., Alves, G. B., Almeida, A. T. De, Moreira, R. A., Tôrres, N. M., & Silveira, L. (2021). Wildlife roadkill in the surroundings of Emas National Park, Cerrado Biome, Brazil. In *Oecologia Australis* (Número March).
- Pinheiro, B. F., & Turci, L. C. B. (2013). Vertebrados atropelados na estrada da Variante (BR-307), Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil. *Natureza on line*, 11(2), 68–78.
- Pivello, V. R. (2011). The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. *Fire Ecology*, 7(1), 24–39.

<https://doi.org/10.4996/fireecology.0701024>

- Prada, C. de S. (2004). *Atropelamento de vertebrados silvestres em uma região fragmentada no nordeste no estado de São Paulo: Quantificação do impacto e análise de fatores envolvidos*. Universidade Federal de São Carlos.
- Prevedello, J. A. (2009). Efeitos da heterogeneidade da matriz sobre a capacidade percentual e movimentos de marsupiais (Mammalia, Didelphimorhia) em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica. *Mastozoologia Neotropical*, 16(2), 519–520. <http://www.redalyc.org/pdf/995/99515223003.pdf>
- Prevedello, J. A., & Vieira, M. V. (2010). Plantation rows as dispersal routes: A test with didelphid marsupials in the Atlantic Forest, Brazil. *Biological Conservation*, 143(1), 131–135. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.016>
- Puig, J., McBride, J. R., Herrin, M. G., & Arnold, T. S. (2007). Roadkill and Landscape Scales on the California Central Coast. *ICOET*, 617–622. <https://doi.org/10.1177/1466138102003004016>
- QGIS Development Team. (2020). *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project*. <http://www.qgis.org/>
- Quamruzzaman, M., Debbarma, P., & Abu Hanifa Mehedi, M. (2016). Observations on some roadkill of snakes and mammals adjacent to Satchari National park, Bangladesh. *The Journal of Zoology Studies Journalofzoology.com The Journal of Zoology Studies JOZS*, 3(34), 87–90. <http://www.journalofzoology.com/volume3/v3i4/pdf/11.1.pdf>
- Quintana, R. D. (2003). Seasonal effects on overlap trophic niche between capybara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) and livestock, and on trophic niche breadths in a rangeland of Central Entre Ríos, Argentina. *Mammalia*, 67(1), 33–40. <https://doi.org/10.1515/mamm.2003.67.1.33>
- Ramp, D., Caldwell, J., Edwards, K. A., Warton, D., & Croft, D. B. (2005). Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation*, 126(4), 474–490. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.07.001>

- Rangel, T. F., Diniz-Filho, J. A. F., & Bini, L. M. (2010). SAM: A comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography*, *33*(1), 46–50. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06299.x>
- Reis, N. R. dos, Peracchi, A. L., Batista, C. B., & Rosa, G. L. M. (2015). *Primates do Brasil. Guia de Campo* (1º ed). Technical Books.
- Reis, M. N., Oshima, J. E. de F., Kanda, C. Z., Palmeira, F. B. L., de Melo, F. R., Morato, R. G., Bonjorne, L., Magioli, M., Leuchtenberger, C., Rohe, F., Lemos, F. G., Martello, F., Alves-Eigenheer, M., da Silva, R. A., Silveira dos Santos, J., Priante, C. F., Bernardo, R., Rogeri, P., Assis, J. C., ... Ribeiro, M. C. (2020). NEOTROPICAL CARNIVORES: a data set on carnivore distribution in the Neotropics. *Ecology*, *101*(11), 1–5. <https://doi.org/10.1002/ecy.3128>
- Ribeiro, C. V., Almeida, C., Andriolo, V. A., & Prezoto, F. (2018). Caracterizacao das interacoes entre saguis (*Callithrix penicillata*) e humanos. *Neotropical Primates*, *24*(1), 17–21. [http://static1.1.sqspcdn.com/static/f/1200343/28089184/1551555693067/NP\\_241\\_Ribeiro\\_et\\_al\\_saguis\\_e\\_humanos+\\_pp.17-21.pdf?token=TQCEXZZ1rnkCAVmbC9XTR6YotTE%3D](http://static1.1.sqspcdn.com/static/f/1200343/28089184/1551555693067/NP_241_Ribeiro_et_al_saguis_e_humanos+_pp.17-21.pdf?token=TQCEXZZ1rnkCAVmbC9XTR6YotTE%3D)
- Ricklefs, R. E. (2010). *A economia da natureza* (6ª edição). Guanabara Koogan.
- Riley, S. P. D., Pollinger, J. P., Sauvajot, R. M., York, E. C., Bromley, C., Fuller, T. K., & Wayne, R. K. (2006). A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology*, *15*(7), 1733–1741. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2006.02907.x>
- Rocha, V. J., Aguiar, L. M., Silva-Pereira, J. E., Moro-Rios, R. F., & Passos, F. C. (2008). Feeding habits of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora: Canidae), in a mosaic area with native and exotic vegetation in Southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, *25*(4), 594–600. <https://doi.org/10.1590/s0101-81752008000400003>
- Rodrigues, N. N., & Martinez, R. A. (2014). Wildlife in our backyard: Interactions between Wied's marmoset *Callithrix kuhlii* (primates: Callithrichidae) and residents of Ilhéus, Bahia, Brazil. *Wildlife Biology*, *20*(2), 91–96.

<https://doi.org/10.2981/wlb.13057>

- Rodríguez, A., Crema, G., & Delibes, M. (1997). Factors Affecting Crossing of Red Foxes and Wildcats through Non-Wildlife Passages across a High-Speed Railway. *Ecography*, *20*, 287–294.
- Romin, L. A., & Bissonette, J. A. (1996). Temporal and spatial distribution of highway mortality of mule deer on newly constructed roads at Jordanelle Reservoir, Utah. *Great Basin Naturalist*, *56*(1), 1–11.
- Rosa, A. O., & Mauhs, J. (2004). Atropelamento de Animas Silvestres na Rodovia RS - 040. *Caderno de pesquisa*, *16*, 35–42. <http://tspace.library.utoronto.ca/handle/1807/5369>
- Rosa, C. A. da, & Bager, A. (2012). Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. *Journal of Environmental Management*, *97*(1), 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.11.004>
- Rosa, O. A., & Mauhs, J. (2004). Atropelamento de animas silvestres na rodovia RS - 040. *Caderno de pesquisa*, *16*(1), 35–42. <http://tspace.library.utoronto.ca/handle/1807/5369>
- Rost, G. R., & Bailey, J. A. (1979). Distribution of Mule Deer and Elk in Relation to Roads. *The Journal of Wildlife Management*, *43*(3), 634. <https://doi.org/10.2307/3808741>
- Rowe-Rowe, D. T. (1982). Influence of fire on antelope distribution and abundance in the Natal Drakensberg. *South African Journal of Wildlife Research*, *12*(4), 124–129.
- Sabbatini, G., Stammati, M., Tavares, M. C. H., & Visalberghi, E. (2008). Behavioral flexibility of a group of bearded capuchin monkeys (*Cebus libidinosus*) in the National Park of Brasília (Brazil): Consequences of cohabitation with visitors. *Brazilian Journal of Biology*, *68*(4), 685–693. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000400002>
- Sacramento, T. S. (2014). Influência da disponibilidade de alimentos sobre os comportamentos de um grupo de *Sapajus libidinosus* e análise das interações e

- conflitos entre humanos e macacos-prego no Parque Nacional de Brasília, DF. In *Dissertação apresentada como requisito para obtenção do Grau de Mestre em Biologia Animal pelo programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade de Brasília*.
- Sadleir, R. M. F. S., & Linklater, W. L. (2016). Annual and seasonal patterns in wildlife road-kill and their relationship with traffic density. *New Zealand Journal of Zoology*, 43(3), 275–291. <https://doi.org/10.1080/03014223.2016.1155465>
- Santana, G. de S. (2010). Fatores influentes sobre atropelamentos de vertebrados silvestres em rodovias da região central do estado do Rio Grande do Sul. In *Dissertação de mestrado em Biodiversidade Animal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), Santa Maria, Rio Grande do Sul*. Universidade Federal de Santa Maria.
- Santana, G. de S. (2012). Fatores influentes sobre atropelamentos de vertebrados na região central do Rio Grande do Sul, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, 7(1), 26–40. <https://doi.org/10.4013/nbc.2012.71.05>
- Santos, E. F. dos. (2019). *Atropelamentos de animais silvestres e identificação das zonas de agregação no ecótono Amazônia - Cerrado*. Universidade Federal de Mato Grosso.
- Santos, P. M., Bocchiglieri, A., Chiarello, A. G., Paglia, A. P., Moreira, A., de Souza, A. C., Abba, A. M., Paviolo, A., Gatica, A., Medeiro, A. Z., Costa, A. N., Gallina, A. G., Yanosky, A. A., Jesus, A., Bertassoni, A., Rocha, A., Bovo, A. A. A., Bager, A., Mol, A. C., ... Galetti, M. (2019). NEOTROPICAL XENARTHTRANS: a data set of occurrence of xenarthran species in the Neotropics. *Ecology*, 100(7). <https://doi.org/10.1002/ecy.2663>
- Santos, R. A. L., Santos, S. M., Santos-Reis, M., De Figueiredo, A. P., Bager, A., Aguiar, L. M. S., & Ascensão, F. (2016). Carcass persistence and detectability: reducing the uncertainty surrounding wildlife-vehicle collision surveys. *PLoS ONE*, 11(11), 1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165608>
- Schaefer, J. A., & Pruitt Jr., W. O. (1991). Fire and woodland caribou in southeastern Manitoba. *Wildlife Monographs*, 116, 39 pp.

- Schmidt, G. M., Lewison, R. L., & Swarts, H. M. (2020). Identifying landscape predictors of ocelot road mortality. *Landscape Ecology*, *35*(7), 1651–1666. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01042-4>
- Schroeder, É. M., & Castro, J. C. De. (1996). Transporte Rodoviário de Carga: Situação Atual e Perspectivas. *Revista do Bndes*, 1–13. [http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes\\_pt/Galerias/Arquivos/conhecimento/revista/carga.pdf](http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes_pt/Galerias/Arquivos/conhecimento/revista/carga.pdf)
- Schroeder, W., Alencar, A., Arima, E., & Setzer, A. (2010). The Spatial Distribution and Interannual Variability of Fire in Amazonia. *Amazonia and Global Change*, 43–60. <https://doi.org/10.1029/2008GM000723>
- Schwab, A. C., & Zandbergen, P. A. (2011). Vehicle-related mortality and road crossing behavior of the Florida panther. *Applied Geography*, *31*(2), 859–870. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.10.015>
- Schwilk, D. W., & Keeley, J. E. (1998). Rodent populations after a large wildfire in California chaparral and coastal sage scrub. *Southwestern Naturalist*, *43*(4), 480–483.
- Seiler, A. (1998). Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters*, *7*(5), 317–333. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.1998.00308.x>
- Seiler, A. (2005). Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology*, *42*(2), 371–382. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01013.x>
- Sensenig, R. L., Demment, M. W., & Laca, E. A. (2010). Allometric scaling predicts preferences for burned patches in a guild of East African grazers. *Ecology*, *91*(10), 2898–2907. <https://doi.org/10.1890/09-1673.1>
- Silva, G. G. (2014). *A pomba-de-bando (Zenaida auriculata - aves, Columbidae) nas paisagens agrícolas do sudoeste do brasil: distribuição, abundância e interações com a agricultura*. Universidade Federal de Santa Maria.
- Silva, J. P. S. (2008). Recuperação ambiental de rodovias no Centro-Oeste brasileiro.

- Silva Júnior, J. de S., Fernandes, M. E. B., & Cerqueira, R. (2001). New Records of the Yellow Armadillo (*Euphractus sexcinctus*) in the State of Maranhão, Brazil (*Xenarthra*, *Dasypodidae*). *Edentata*, 4, 18–23.
- Simons, L. H. (1991). Rodent dynamics in relation to fire in the Sonoran Desert. *Journal of Mammalogy*, 72(3), 518–524.
- Singer, F. J., & Schullery, P. (1989). Yellowstone wildlife: populations in process. *Western Wildlands*, 15(2), 18–22.
- Smith-Patten, B. D., & Patten, M. A. (2008). Diversity, seasonality, and context of mammalian roadkills in the southern Great Plains. *Environmental Management*, 41(6), 844–852. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9089-3>
- Smith, J. K. (2000). Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna. In *Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station* (Vol. 1, Número January).
- Souza, C. M., Shimbo, J. Z., Rosa, M. R., Parente, L. L., Alencar, A. A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., Ferreira, L. G., Souza-Filho, P. W. M., de Oliveira, S. W., Rocha, W. F., Fonseca, A. V., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, E., ... Azevedo, T. (2020). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. *Remote Sensing*, 12(17). <https://doi.org/10.3390/RS12172735>
- Souza, V. E., Somavilla, J. P., Oliveira, J. S. de, Schalleberger, L. F., Buriol, G. A., & Domingues, A. L. (2017). Animais atropelados em um trecho da rodovia BR-158, região central do Rio Grande do Sul. *Disciplinarum Scientia*, 18(2), 265–276.
- Spironello, W. R. (1987). Range size of a group of *Cebus a. apella* in central Amazonia. *International Journal of Primatology*, 8(5), 522.
- Spironelo, W. R. (1991). Importância dos frutos de palmeiras (*Palmae*) na dieta de um grupo de *Cebus apella* (*Cebidae*, *Primates*) na Amazônia Central. In *A Primatologia no Brasil* (p. 285–296).

- Stannard, H. J., Wynan, M. B., Wynan, R. J., Dixon, B. A., Mayadunnage, S., & Old, J. M. (2021). Can virtual fences reduce wombat road mortalities? *Ecological Engineering*, *172*, 106414. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106414>
- Strasburg, J. L. (2006). Roads and genetic connectivity. *Nature*, *128*(15), 875–876. <https://doi.org/10.1021/ja057057b>
- Taylor, B. D., & Goldingay, R. L. (2004). Wildlife road-kills on three major roads in north-eastern New South Wales. *Wildlife Research*, *31*(1), 83–91. <https://doi.org/10.1071/WR01110>
- Taylor, B. D., & Goldingay, R. L. (2010). Roads and wildlife: Impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia. *Wildlife Research*, *37*(4), 320–331. <https://doi.org/10.1071/WR09171>
- Team, R. C. (2013). *R: A language and environment for computing*. (3.6). R Foundation for Statistical Computing. <http://www.r-project.org/>.
- Teixeira, F. Z., Coelho, A. V. P., Esperandio, I. B., & Kindel, A. (2013). Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation*, *157*, 317–323. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.006>
- 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 Neotropica*, *13*(1), 117–123. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032013000100013>
- Thomas, D. C., Barry, S. J., & Alaie, G. (1996). Fire - caribou - winter range relationships in northern Canada. *Rangifer*, *16*(2), 57. <https://doi.org/10.7557/2.16.2.1198>
- Thurfjell, H., Spong, G., Olsson, M., & Ericsson, G. (2015). Avoidance of high traffic levels results in lower risk of wild boar-vehicle accidents. *Landscape and Urban Planning*, *133*, 98–104. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.09.015>
- Toit, A. du. (2001). *The ecology of the cape grass lizard, Chamaesaura anguina*.

University of Stellenbosh.

- Trombulak, S. C., & Frissell, C. A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, *14*(1), 18–30. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>
- Trovati, R. G. (2015). Differentiation and characterization of burrows of two species of armadillos in the Brazilian Cerrado. *Revista Chilena de Historia Natural*, *88*. <https://doi.org/10.1186/s40693-015-0049-z>
- Tumeleiro, L. K., Koenemann, J., Ávila, M. C. N., Pandolfo, F. R., & Oliveira, É. V. (2006). Notas sobre mamíferos da região de Uruguaiana: estudo de indivíduos atropelados com informações sobre a dieta e conservação. *Biodiversidade Pampeana*, *4*, 38–41.
- Turci, L. C. B., & Bernarde, P. S. (2009). Vertebrados atropelados na Rodovia Estadual 383 em Rondônia, Brasil. *Biotemas*, *22*(1), 121. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2009v22n1p121>
- Turner, M. G., Baker, W. L., Peterson, C. J., & Peet, R. K. (1998). Factors influencing succession: Lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems*, *1*(6), 511–523. <https://doi.org/10.1007/s100219900047>
- Turner, W. R., Bradley, B. A., Estes, L. D., Hole, D. G., Oppenheimer, M., & Wilcove, D. S. (2010). Climate change: Helping nature survive the human response. *Conservation Letters*, *3*(5), 304–312. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00128.x>
- Urquiaga, S., & Boddey, R. M. (2004). *Degradação de Pastagens, Matéria Orgânica do Solo e a Recuperação do Potencial Produtivo em Sistemas de Baixo “Input” Tecnológico na Região dos Cerrados*.
- Valeix, M., Loveridge, A. J., Chamaillé-Jammes, S., Davidson, Z., Murindagomo, F., Fritz, H., & Macdonald, D. W. (2009). Behavioral adjustments of African herbivores to predation risk by lions: Spatiotemporal variations influence habitat use. *Ecology*, *90*(1), 23–30. <https://doi.org/10.1890/08-0606.1>
- Valerio, F., Carvalho, F., Barbosa, A. M., Mira, A., & Santos, S. M. (2019). Accounting

- for Connectivity Uncertainties in Predicting Roadkills: a Comparative Approach between Path Selection Functions and Habitat Suitability Models. *Environmental Management*, 64(3), 329–343. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01191-6>
- Van De Vijver, C. A. D. M., Poot, P., & Prins, H. H. T. (1999). Causes of increased nutrient concentrations in post-fire regrowth in an East African savanna. *Plant and Soil*, 214(1–2), 173–185. <https://doi.org/10.1023/a:1004753406424>
- Van der Grift, E. A., Van der Ree, R., Fahrig, L., Findlay, S., Houlahan, J., Jaeger, J. A. G., Klar, N., Madriñan, L. F., & Olson, L. (2013). Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodiversity and Conservation*, 22(2), 425–448. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0421-0>
- Van der Ree, R., Jaeger, J. A. G., Van der Grift, E. A., & Clevenger, A. P. (2011). Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: Road ecology is moving toward larger scales. *Ecology and Society*, 16(1), 48. <https://doi.org/10.5751/ES-03982-160148>
- Vieira, E. M. (1996). Highway mortality of mammals in central Brazil. *Ciência e Cultura*, 4(48), 270–272.
- Vieira, E. M., & Port, D. (2007). Niche overlap and resource partitioning between two sympatric fox species in southern Brazil. *Journal of Zoology*, 272(1), 57–63. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00237.x>
- Vieira, Emerson M. (1999). Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. *Journal of Zoology*, 249(1), 75–81. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1999.tb01061.x>
- Voss, R. S. (2015). Family Erethizontidae Bonaparte. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas, & G. D'Elía (Orgs.), *Mammals of South America, Volume 2: Rodents*. The University of Chicago Press.
- Ward, D., & Lubin, Y. (1993). Habitat Selection and the Life History of a Desert Spider, *Stegodyphus lineatus* (Eresidae). *The Journal of Animal Ecology*, 62(2), 353. <https://doi.org/10.2307/5366>
- Ward, M., Tulloch, A. I. T., Radford, J. Q., Williams, B. A., Reside, A. E., Macdonald,

- S. L., Mayfield, H. J., Maron, M., Possingham, H. P., Vine, S. J., O'Connor, J. L., Massingham, E. J., Greenville, A. C., Woinarski, J. C. Z., Garnett, S. T., Lintermans, M., Scheele, B. C., Carwardine, J., Nimmo, D. G., ... Watson, J. E. M. (2020). Impact of 2019–2020 mega-fires on Australian fauna habitat. *Nature Ecology and Evolution*, 4(10), 1321–1326. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1251-1>
- Wattles, D. W., & Destefano, S. (2013). Space Use and Movements of Moose in Massachusetts: Implications for Conservation of Large Mammals in a Fragmented Environment. *Alces: A Journal Devoted to the Biology and Management of Moose*, 49(0), 65–81.
- Weiss, L. P., & Vianna, V. O. (2012). Levantamento do impacto das rodovias BR-376, BR-373 e BR-277, trecho de Apucarana a Curitiba, Paraná, no atropelamento de animais silvestres. *Publicatio UEPG: Ciencias Biologicas e da Saude*, 18(2), 121–133. <https://doi.org/10.5212/publ.biologicas.v.18i2.0007>
- Whelan, R. J. (1996). The Ecology of Fire. *Forest Science*, 42(2), 259–260.
- Whittington, J., St. Clair, C. C., & Mercer, G. (2004). Path tortuosity and the permeability of roads and trails to wolf movement. *Ecology and Society*, 9(1). <https://doi.org/10.5751/ES-00617-090104>
- Wilsey, B. J. (1996). Variation in use of green flushes following burns among African ungulate species: The importance of body size. *African Journal of Ecology*, 34(1), 32–38. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.1996.tb00591.x>
- Witmer, G., Saylor, R., Huggins, D., & Capelli, J. (2007). Ecology and management of rodents in no-till agriculture in Washington, USA. *Integrative Zoology*, 2(3), 154–164. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2007.00058.x>
- Woolley, L. A., Millspaugh, J. J., Woods, R. J., van Rensburg, S. J., Mackey, R. L., Page, B., & Slotow, R. (2008). Population and individual elephant response to a catastrophic fire in Pilanesberg National Park. *PLoS ONE*, 3(9). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0003233>
- Wright, H. A., & Bailey, A. W. (1982). *Fire ecology, United States and southern Canada*. (J. W. Sons (org.)).

- Zalesky, T., Rocha, V., Filipaki, S., & Monteiro-Filho, E. L. A. (2009). Atropelamentos de mamíferos silvestres na região do município de Telêmaco Borba, Paraná, Brasil. *Natureza & Conservação*, 7, 81–94.
- Zanzini, A. C. da S., Machado, F. S., de Oliveira, J. E., & de Oliveira, E. C. M. (2018). Roadkills of medium and large-sized mammals on highway BR-242, midwest Brazil: A proposal of new indexes for evaluating animal roadkill rates. *Oecologia Australis*, 22(3), 248–257. <https://doi.org/10.4257/oeco.2018.2203.04>
- Zimbres, B. Q. C. (2010). Efeito da fragmentação sobre a comunidade de tatus e tamanduás (Mammalia: Xenarthra) no Cerrado brasileiro: uma abordagem da ecologia de paisagens. *Dissertação*, vii, 119. [http://bdtd.bce.unb.br/tesesimplificado/tde\\_arquivos/5/TDE-2010-12-01T093141Z-5316/Publico/2010\\_BarbaraQueirozCZimbres.pdf](http://bdtd.bce.unb.br/tesesimplificado/tde_arquivos/5/TDE-2010-12-01T093141Z-5316/Publico/2010_BarbaraQueirozCZimbres.pdf)

## **CAPÍTULO 3: EFEITOS DO CLIMA E DO TRÁFEGO DE VEÍCULOS NO ATROPELAMENTO DE MAMÍFEROS.**

### **INTRODUÇÃO**

Na tentativa de evitar ou ao menos reduzir os impactos do atropelamento de animais nas rodovias pesquisadores procuram por padrões que possam explicar diferenças nas taxas de atropelamento no tempo e no espaço. Alguns estudos indicam que a velocidade dos veículos (Danks & Porter 2010, Farmer & Brooks 2012) e o volume do tráfego (Dussault *et al.* 2006, Bouchard *et al.* 2009, Danks & Porter 2010, Eberhardt *et al.* 2013) são as variáveis mais influentes no atropelamento de fauna silvestre. A intensidade do tráfego está diretamente relacionada com o aumento na ocorrência de atropelamentos (Fischer 1997, Prada 2004, Coelho *et al.* 2008, Freitas 2009, Bueno & Almeida 2010, Cáceres *et al.* 2012). No entanto o efeito inverso também pode ocorrer, pois algumas espécies respondem evitando o hábitat perto de estradas com tráfego intenso ou em horários de pico de tráfego (Baker *et al.* 2007, Thurfjell *et al.* 2015). Embora podendo eventualmente reduzir o número de animais atropelados, esta evasão dos animais no hábitat à beira da estrada pode tornar essa uma barreira para o movimento dos animais (Jaarsma *et al.*, 2007), reduzindo o fluxo gênico, aumentando o isolamento (Riley *et al.* 2006, Strasburg 2006) e o risco de extinção das espécies (Clarke *et al.* 1998). Outra possibilidade é esse padrão pode ocorrer quando estradas mais movimentadas matam tantos animais silvestres a ponto de ocasionar uma redução nas populações adjacentes e reduzir o número de indivíduos que cruzam as estradas (Sadleir & Linklater 2016).

Devido às variações sazonais dos recursos (Ricklefs 2010) e a fatores relacionados à fenologia das espécies, os atropelamentos também podem sofrer influência das estações climáticas. Estas variações podem estar relacionadas a várias características específicas de cada espécie, como faixa etária ou estágio de história de vida (Ferrerias *et al.* 1992, Conard & Gipson 2006, Schwab & Zandbergen 2011), sexo, dieta (Newmark *et al.* 1996, Mazón 2016, Barrientos & Bolonio 2009) e padrões de atividades do animal (Baker *et al.* 2007, Kušta *et al.* 2017), como estratégias de forrageamento (Romin & Bissonette 1996, Clevenger *et al.* 2003, Smith-Patten & Patten 2008, Espinosa *et al.* 2012),

períodos reprodutivos (Coelho *et al.* 2008, Rosa & Bager 2012) e migrações (Langen *et al.* 2012). Por exemplo, animais jovens são inexperientes e menos cautelosos, podendo ser mais atropelados durante o período de dispersão. Além disso, animais que durante o período reprodutivo ou de escassez de recursos aumentam sua área de vida, podem passar incluir mais estradas nessa área, aumentando o número de travessias em rodovias e a probabilidade de serem atropelados (Loretto & Vieira 2005, Wattles & Destefano 2013).

A influência do tráfego de veículos e da sazonalidade nos atropelamentos de fauna já foi investigada por vários autores (Rosa & Mauhs 2004, Coelho *et al.* 2008, Hengemühle & Cademartori 2008, Freitas 2009, Bueno & Almeida 2010, Cáceres *et al.* 2012, Hegel *et al.* 2012, Pinheiro & Turci 2013). Assim como o efeito das variações de temperatura (Santana 2010, Hegel *et al.* 2012) e da precipitação (Gumier-Costa & Sperber 2009, Santana 2010, Freitas 2012, Hegel *et al.* 2012). Apesar do grande número de estudos, poucos deles focaram em grupos de espécies ou nas espécies individualmente (Clevenger *et al.* 2003, Malo *et al.* 2004, Ramp *et al.* 2005, Riley *et al.* 2006, Strasburg 2006). O que dificulta a comparação de dados e resulta em pouco conhecimento sobre o comportamento das espécies em relação às variáveis que influenciam no seu atropelamento.

Tendo em vista as lacunas de conhecimento a serem preenchidas especialmente em se tratando das espécies individualmente, o objetivo deste capítulo foi investigar a relação dos atropelamentos de mamíferos com o clima, o volume e as características do tráfego de veículos da BR-163, no estado do Mato Grosso. E dessa forma saber se as estações bem-marcadas da região ou variações no tráfego devido a atividade humana, influenciam no atropelamento de mamíferos na rodovia.

Minhas hipóteses para esse estudo são que:

- 1 - A taxa de atropelamentos seja maior em trechos com pista dupla que em trechos com pista simples.
- 2 - Haja sazonalidade na incidência de atropelamentos de mamíferos, devido à diferença de precipitação entre os meses de seca e chuva na região, que faz com que haja uma disponibilidade maior de recursos no período chuvoso quando comparado com o

período de seca, fazendo com que o deslocamento dos animais em busca de recursos aumente a probabilidade de atravessarem rodovias e serem atropelados.

3 – O aumento do tráfego total de veículos e de veículos comerciais pesados, que são a categoria de veículos que com maior volume na rodovia, aumente o atropelamento de mamíferos.

4 – O aumento do tráfego de veículos de passeio durante os períodos de férias, que ocorrem nos meses de dezembro, janeiro e julho, aumente o atropelamento de mamíferos.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Dados de atropelamento**

Foram utilizados dados de atropelamentos de mamíferos silvestres ocorridos a uma distância de até 33 km, em ambos os sentidos, de cada uma das nove praças de pedágio instaladas na BR-163, no estado do Mato Grosso. Pois como as praças de pedágio não estão distribuídas de forma equidistante na rodovia, foi necessário delimitar uma distância máxima a partir de cada uma delas para contabilizar os animais atropelados, de forma a não haver diferenças de esforço entre as unidades amostrais. Essa distância específica de 33 km foi definida por representar a distância entre o início da rodovia, na divisa do estado do Mato Grosso com o estado do Mato Grosso do sul, no km 0, até a primeira praça de pedágio, localizada no km 33. Dessa forma, cada uma das nove unidades amostrais do estudo é composta por um trecho de rodovia de 66 km, com uma praça de pedágio no centro.

### **Período de estudo**

Os dados utilizados para essas análises abrangeram o período entre 1º setembro de 2015 e 28 de fevereiro de 2019. Pois embora as atividades da concessionária tenham sido iniciadas em setembro 2014, as atividades das praças de pedágio só tiveram início em setembro de 2015 e somente a partir desta data o tráfego de veículos passou a ser contabilizado.

### **Dados climáticos e de tráfego**

O volume mensal de tráfego nas nove praças de pedágio, foi obtido através do site oficial do Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT 2021). Sendo possível identificar o volume de tráfego para cada uma das classes de veículos que passaram pelos pedágios durante o período de estudo. Foram utilizados dados de todos os veículos que circulam pela rodovia, com exceção de motos e das categorias de veículos comerciais com 8 eixos e veículos comerciais com mais de 10 eixos. Essas duas categorias de veículos comerciais apresentaram um número muito inferior de registros em relação as outras, não podendo ser consideradas parte do tráfego normal da rodovia. A categoria moto não foi incluída pois não está contemplada no objetivo desse estudo.

Os veículos que trafegam pelo trecho monitorado da rodovia foram divididos em 3 grupos: veículos de passeio, veículos comerciais leves e veículos comerciais pesados. O grupo veículos de passeio incluiu carros e caminhonetes com ou sem reboque. O grupo veículos comerciais leves incluiu veículos de passageiros e veículos de carga que possuíam até três eixos. Já a categoria de veículos comerciais pesados, incluiu os demais veículos de carga com 4 eixos ou mais.

Devido à grande extensão da rodovia e a necessidade de dados mais exatos, ao invés de utilizar dados médios de municípios ou regiões, optei por utilizar o acumulado de precipitação mensal (expresso em mm) e a temperatura média (expressa em °C) da estação meteorológica mais próxima de cada um dos nove pedágios da rodovia e consequentemente mais próximas da parte central de cada um dos nove trechos monitorados. Os dados foram obtidos junto ao Agritempo (Sistema de Monitoramento Agrometeorológico), que permite o acesso ao histórico de informações meteorológicas de diversos municípios e estados brasileiros (Agritempo 2021), pois a concessionária da rodovia não possui sistema próprio de monitoramento de climático (Tabela 6).

Tabela 6: Localização das praças de pedágio, suas respectivas estações meteorológicas e municípios onde estas estão instaladas.

| Praça de pedágio | Latitude    | Longitude   | Estação meteorológica | Município          |
|------------------|-------------|-------------|-----------------------|--------------------|
| 1                | 17°13'08" S | 54°45'31" W | TRMM 2554             | Rondonópolis       |
| 2                | 16°23'36" S | 54°42'49" W | TRMM 2709             | Rondonópolis       |
| 3                | 15°48'42" S | 55°18'32" W | TRMM.2876             | Jaciara            |
| 4                | 15°42'07" S | 55°49'45" W | Automática            | Cuiabá             |
| 5                | 15°20'59" S | 56°24'56" W | TRMM 3126             | Jangada            |
| 6                | 14°35'58" S | 56°14'26" W | TRMM 3382             | Nobres             |
| 7                | 13°55'09" S | 56°05'36" W | TRMM 3553             | Nova Mutum         |
| 8                | 13°15'55" S | 56°01'21" W | TRMM 3821             | Lucas do Rio Verde |
| 9                | 12°26'29" S | 55°39'13" W | Automática            | Sorriso            |

### Análise de dados

Para o cálculo da taxa de atropelamentos nos trechos monitorados foram considerados registros ocorridos entre 1º de setembro de 2015, início da operação dos postos de pedágio da rodovia, e 28 de fevereiro de 2019, totalizando 1.276 dias de amostragem em nove trechos de 66 km que somam 594 km. A taxa diária de atropelamentos foi obtida pela divisão do número total de registros pela quantidade total de dias de monitoramento, multiplicada pelo comprimento dos trechos monitorados. Para a obtenção da taxa anual de atropelamentos, a taxa diária foi multiplicada por 365.

Para verificar a concentração média de atropelamentos de mamíferos ao longo do ano, foi aplicada estatística circular por meio do Teste de Uniformidade de Rayleigh, cuja hipótese nula é a distribuição uniforme dos dados ao redor do círculo (Fisher 1993). O círculo (360°) corresponde ao ano e está dividido em 12 partes iguais de 30° cada. Para essas análises utilizei o software Oriana versão 4.02 (Kovach 2011). Tendo sido analisados o volume de tráfego, o conjunto total de animais atropelados, as espécies com mais de 50 registros. Considerei como “espécies” grupos de espécies cuja diferenciação seria duvidosa em campo (ver discussão do capítulo 1), agrupando as espécies de felinos menores (felinos), as espécies de tatus (tatus), e as espécies de macacos-prego (*Sapajus* sp.) e os canídeos menores (*C. thous* e *L. vetulus*; raposas). Considerei também os grupos de espécies divididos por hábito de locomoção (arborícolas, escansoriais, semiaquáticos e terrestres). Como a amostragem contempla

mais de 3 ciclos anuais completos, tendo os meses de setembro a fevereiro uma amostragem a mais, a estatística foi feita baseada na média mensal de registros de cada grupo ou espécie. Para verificar as diferenças sazonais entre os períodos chuvoso e seco para as espécies e os grupos de espécies, utilizei o teste de mediana de Mood do software Past versão 4.02 (Hammer *et al.* 2001).

Para a verificação de existência de autocorrelação espacial entre as unidades amostrais (praças de pedágio) utilizei o índice de Moran ( $I$ ), utilizando o software SAM, que indica o grau de associação espacial presente no conjunto de dados e testa a hipótese nula de que existe independência espacial eles (Rangel *et al.* 2010). A correlação entre o volume de tráfego das diferentes classes de veículos foi verificada com o uso do coeficiente de correlação de Pearson, que mede o grau da correlação linear entre duas variáveis quantitativas, com o auxílio do pacote “psych”. Para verificar a relação entre o volume de tráfego dos diferentes grupos de veículos, da precipitação e da temperatura média com a quantidade animais atropelados na rodovia, usei uma regressão linear múltipla com fator aleatório, com o auxílio dos pacotes “nlme” versão 3.1-152 e “lme4” versão 1.1-27.1. Nessa análise considerei os pedágios e a ordem temporal dos registros como fatores aleatórios. Para isso utilizada ainda a padronização dos dados das variáveis através do método z-score, que centraliza a variável em zero e padroniza a variação em 1 desvio padrão. Este procedimento é realizado subtraindo a média de cada observação e a dividindo pelo desvio padrão. Os resíduos foram analisados utilizando a função do ACF com o auxílio do pacote “stats” versão 3.6.2, e o nível de significância adotado foi de 5%. Todas as análises foram feitas no software R versão 3.6 (R 2013).

## RESULTADOS

### Riqueza e abundância de espécies

Foram feitos registros de 30 espécies, divididas em 10 ordens e 19 famílias. Todos os grupos de espécies apresentaram mais de 50 registros, no entanto algumas espécies não atingiram este número e não foram analisadas individualmente, sendo utilizadas somente para a composição dos grupos. Dentre as espécies registradas, 11 estão classificadas como vulneráveis (VU) e uma classificada como em perigo (EN). A espécie mais registrada foram os tatus ( $n = 1288$ ) seguidos da capivara (*H. hydrochaeris*,  $n = 455$ ) e das raposas ( $n = 418$ ) (Tabela 7).

Tabela 7: Espécies registradas ao longo dos nove trechos de amostragem da BR-163 e seus respectivos status de conservação dieta e hábito locomotor (Paglia *et al.*, 2012). CR – Criticamente em Perigo, EN – Ameaçada, VU – Vulnerável, NT – Quase Ameaçada, LC – Preocupação Menor (ICMBio 2018)

| <b>Táxon</b>           | <b>Abundância</b> | <b>Hábito locomotor</b> | <b>Status</b> |
|------------------------|-------------------|-------------------------|---------------|
| <i>D. albiventris</i>  | 124               | Escansorial             | LC            |
| <i>B. variegatus</i>   | 13                | Arborícola              | LC            |
| <i>M. tridactyla</i>   | 541               | Terrestre               | VU            |
| <i>T. tetradactyla</i> | 128               | Escansorial             | LC            |
| Tatus                  | 1288              | Terrestre               | LC            |
| <i>T. terrestris</i>   | 150               | Terrestre               | VU            |
| <i>Mazama sp</i>       | 38                | Terrestre               | LC            |
| <i>P. tajacu</i>       | 1                 | Terrestre               | LC            |
| <i>T. pecari</i>       | 1                 | Terrestre               | VU            |
| <i>A. marginatus</i>   | 1                 | Arborícola              | EN            |
| <i>M. melanurus</i>    | 12                | Arborícola              | LC            |
| <i>Sapajus sp</i>      | 62                | Arborícola              | LC            |
| Raposas                | 418               | Terrestre               | LC            |
| <i>C. brachyurus</i>   | 155               | Terrestre               | VU            |
| <i>Leopardus sp</i>    | 47                | Terrestre               | VU            |
| <i>P. onca</i>         | 10                | Terrestre               | VU            |
| <i>P. concolor</i>     | 6                 | Terrestre               | VU            |
| <i>H. yagouaroundi</i> | 1                 | Terrestre               | VU            |
| <i>E. barbara</i>      | 2                 | Terrestre               | VU            |
| <i>L. longicaudis</i>  | 6                 | Aquático                | VU            |
| <i>P. brasiliensis</i> | 1                 | Aquático                | VU            |
| <i>N. nasua</i>        | 110               | Terrestre               | LC            |
| <i>P. cancrivorus</i>  | 14                | Escansorial             | LC            |
| <i>S. brasiliensis</i> | 1                 | Terrestre               | LC            |
| <i>C. aperea</i>       | 4                 | Terrestre               | LC            |
| <i>H. hydrochaeris</i> | 455               | Aquático                | LC            |
| Roedor                 | 2                 | Terrestre               | LC            |
| <i>C. paca</i>         | 15                | Terrestre               | LC            |
| <i>D. azarae</i>       | 22                | Terrestre               | LC            |
| <i>C. prehensilis</i>  | 85                | Arborícola              | LC            |

### **Taxa de atropelamentos**

A taxa mensal de atropelamentos variou de acordo com cada uma das unidades amostrais (Apêndice 8) e resultou em uma taxa global de atropelamento de 0,147 ind/km/mês (1,788 ind/km/ano). A taxa de atropelamentos no período chuvoso (0,150 ind/km/mês) foi maior que durante o período seco (0,144 ind/km/mês) ( $R^2 = 10,021$ ,  $p = 0,001$ ).

A taxa de atropelamentos em trechos de pista simples (0,158 ind/km/mês), embora tenha sido maior que a dos trechos de pista dupla (0,138 ind/km/mês), essa diferença não foi significativa ( $R^2 = 0,41781$ ,  $p = 0,518$ ). O trecho de transição entre o bioma Cerrado e Amazônia (0,252 ind/km/mês), que possui apenas pista simples, apresentou uma taxa muito maior de atropelamentos que os trechos de cerrado (0,135 ind/km/mês) ( $R^2 = 34,107$ ,  $p < 0,001$ ), fossem de pista simples (0,130 ind/km/mês) ( $R^2 = 36,782$ ,  $p < 0,001$ ) ou dupla (0,138 ind/km/mês) ( $R^2 = 28,871$ ,  $p < 0,001$ ). No entanto, considerando somente os trechos de cerrado, houve diferença significativa entre trechos de pista simples e pista dupla ( $R^2 = 6,0091$ ,  $p = 0,014$ ).

### **Tráfego**

A análise dos dados de tráfego mostrou que o grupo de veículos que mais circula na rodovia são os veículos comerciais pesados, com uma média anual de 11.096.519 (54%) seguido dos veículos de passeio 8.916.311 (44%) e dos veículos comerciais leves 2.427.056 (12%). Os veículos comerciais leves apresentam um volume de tráfego constante ao longo do ano, diferente dos veículos comerciais pesados, que apresentaram picos de volume de tráfego nos meses de junho, julho e agosto. Já os veículos de passeio apresentam picos nos meses de dezembro, janeiro e julho (Figura 6).

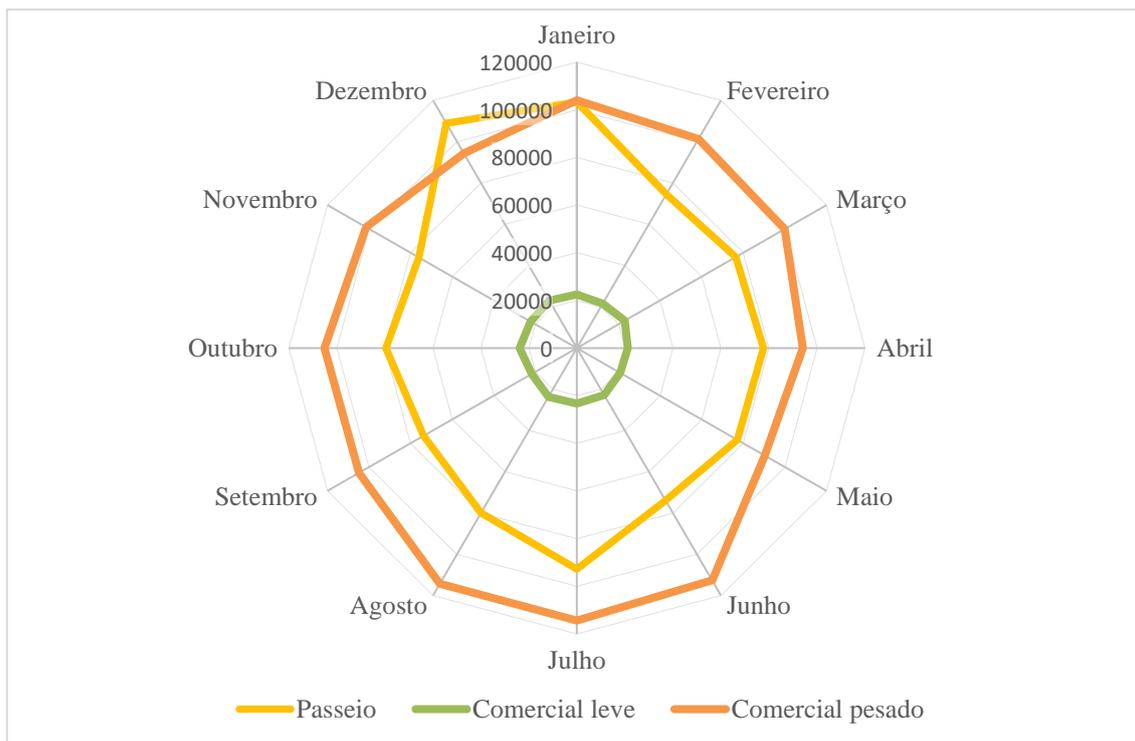


Figura 6: Volume mensal médio do tráfego veículos de passeio e veículos comerciais leves e pesados nas nove praças de pedágio da BR-163 (MT) ao longo do ano.

O Teste de Rayleigh também mostrou que o tráfego total de veículos na BR-163 apresenta sazonalidade, com uma concentração entre os meses de julho e dezembro, com picos nesses dois meses e média no mês de outubro ( $Z = 8,259$ ,  $p < 0.001$ ). O grupo de veículos de passeio apresentou concentração no mês de dezembro ( $Z = 17,844$ ,  $p < 0.001$ ) e o grupo de veículos comerciais pesados apresentou concentração no mês de agosto ( $Z = 13,845$ ,  $p < 0.001$ ), mas o grupo dos veículos de comerciais leves não apresentou concentração significativa ( $Z = 0,709$ ,  $p = 0,492$ ) (Tabela 8 e

Apêndice 6).

Tabela 8: Resultados do teste de Rayleigh para a sazonalidade no fluxo de veículos nas nove praças de pedágio BR-163, MT.

| Grupos de veículos | Mês de concentração | Estação de referência | Z      | p       |
|--------------------|---------------------|-----------------------|--------|---------|
| Tráfego BR-163     | outubro             | chuvosa               | 8,259  | < 0,001 |
| Passeio            | dezembro            | chuvosa               | 17,844 | < 0,001 |
| Comercial leve     | setembro            | seca                  | 0,709  | 0,492   |
| Comercial pesado   | agosto              | seca                  | 13,845 | < 0,001 |

## Clima

Os dados climáticos coletados corroboraram o padrão climático da região. Apresentando um período de baixa precipitação de abril a setembro, sendo julho o período mais seco, e um período chuvoso de outubro a março. A temperatura média variou pouco ao longo do ano, sendo a maior diferença de 5°C, entre julho (23,9°C) e outubro (28,9°C). No entanto a diferença entre a temperatura mínima e a temperatura máxima em um único mês variou de 10 a 17°C, no mês de julho.

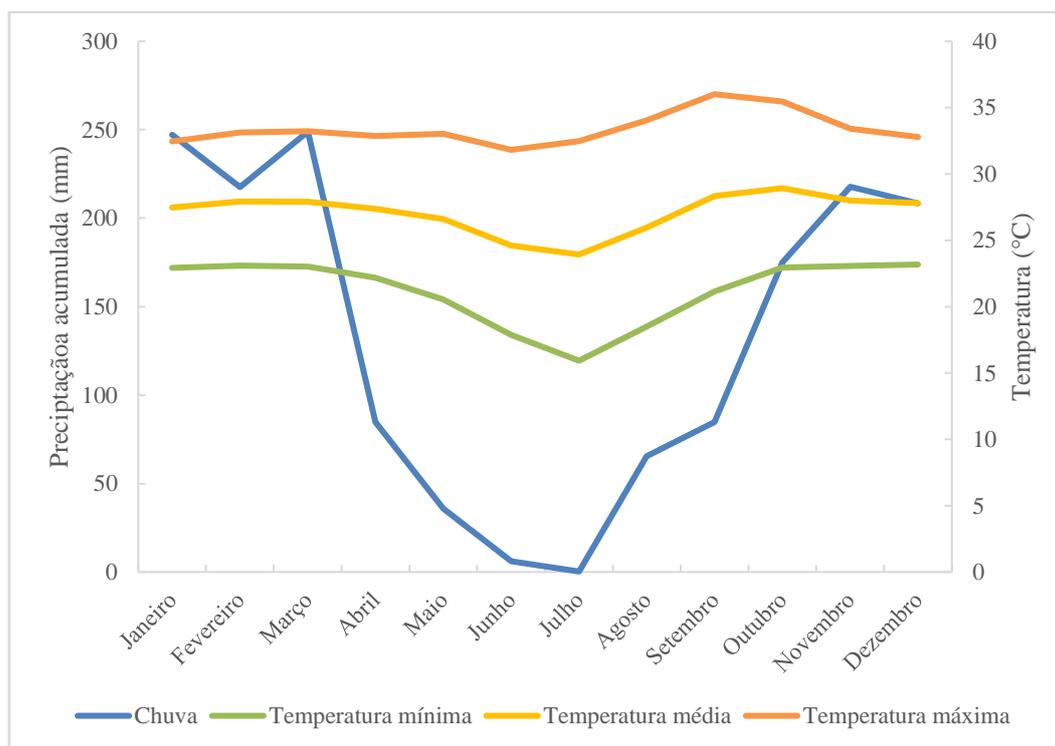


Figura 7: Valores médios das medições de chuva (azul), temperatura mínima (verde), temperatura média (amarelo) e temperatura máxima (laranja), nas nove estações de coleta de dados climáticos ao longo da rodovia BR-163, MT.

### **Independência entre as variáveis**

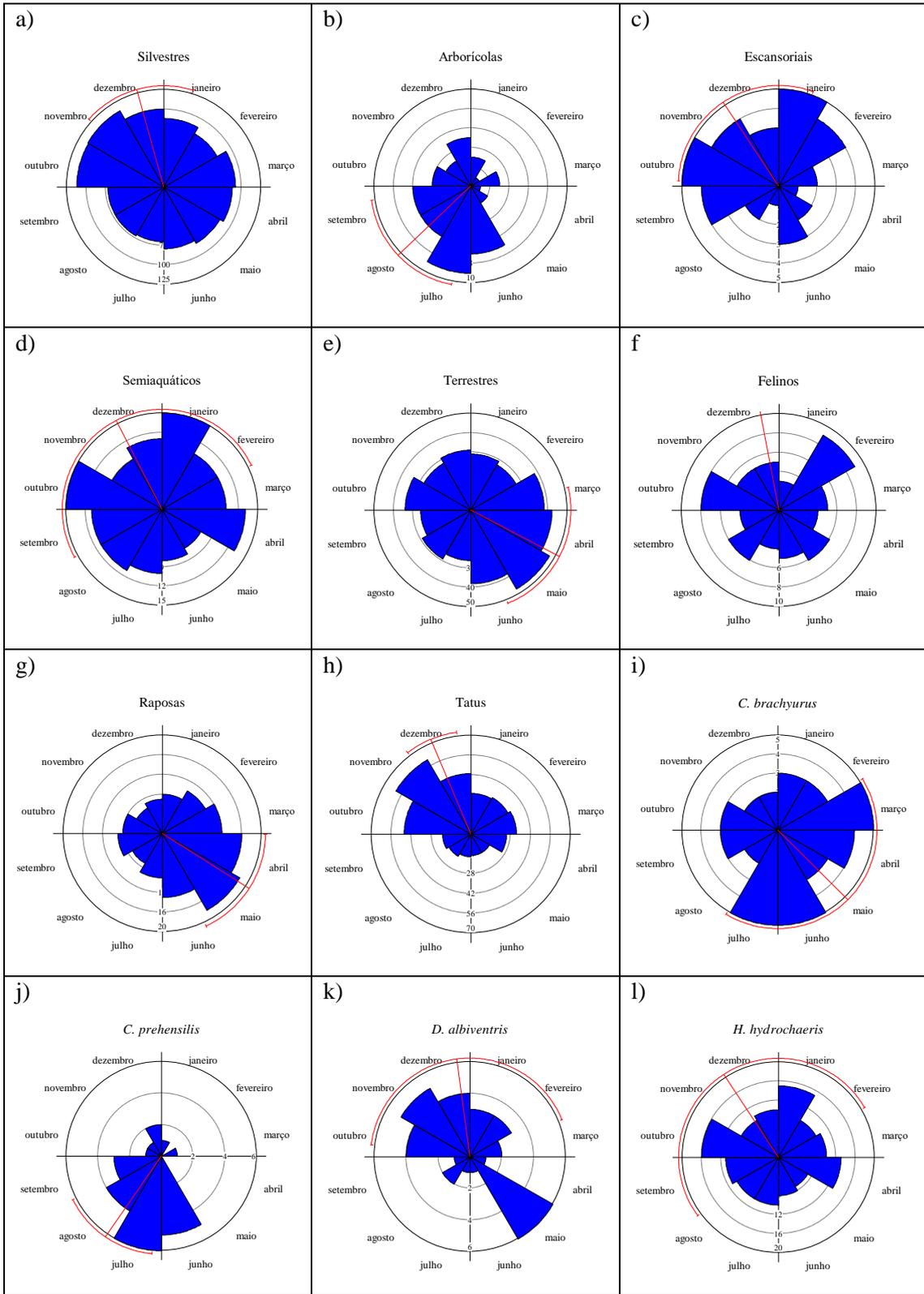
O índice de Moran indicou a independência espacial entre as praças de pedágio utilizadas como unidades amostrais e o teste de correlação de Pearson, mostrou que as variáveis temperatura média e temperatura máxima ( $r = 0,67$ ,  $p < 0,001$ ) estavam medianamente correlacionadas, já as variáveis temperatura média e temperatura mínima ( $r = 0,87$ ,  $p < 0,001$ ) e as variáveis veículos comerciais leves e veículos comerciais pesados ( $r = 0,77$ ,  $p < 0,001$ ), estiveram muito correlacionadas (). Devido a este resultado, optou-se por descartar as variáveis veículos comerciais leves e temperatura média. As demais variáveis apresentaram correlação baixa ou não significativa.

### **Sazonalidade**

O Teste de Uniformidade de Rayleigh mostrou que os atropelamentos de mamíferos silvestres na BR-163 não estão distribuídos uniformemente ao longo do ano ( $Z = 5,951$ ,  $p = 0,003$ ) e que apresentam uma concentração média no mês de dezembro, que corresponde ao período chuvoso. Um padrão semelhante ocorreu para tatus, com os atropelamentos concentrados no mês de dezembro ( $Z = 97,335$ ,  $p < 0,001$ ). O grupo de tatus foi o que apresentou mais registros no estudo e influenciou diretamente o resultado do grupo de espécies silvestres, pois ao se retirar o grupo de tatus a análise de espécies silvestres torna-se não significativa. Os grupos de animais terrestres ( $Z = 3,791$ ,  $p = 0,23$ ) e raposas ( $Z = 5,95$ ,  $p = 0,003$ ), apresentaram concentração de atropelamentos no início da estação seca, nos meses de abril e maio, respectivamente. Já os animais arborícolas ( $Z = 4,789$ ,  $p < 0,008$ ) e o ouriço-cacheiro (*C. prehensilis*,  $Z = 6,415$ ,  $p < 0,001$ ) também apresentaram sazonalidade ligada ao período seco, mas com as concentrações de atropelamentos ocorrendo nos meses de agosto. Os demais grupos e espécies não apresentaram concentrações significativas de atropelamentos ao longo do ano (Tabela 9 e Figura 8).

Tabela 9: Resultados do teste de uniformidade de Rayleigh para a distribuição anual dos atropelamentos de mamíferos silvestres na BR-163, MT.

| <b>Grupo de espécies</b> | <b>Mês de concentração<br/>média dos atropelamentos</b> | <b>Estação de<br/>referência</b> | <b>Z</b> | <b>p</b> |
|--------------------------|---|----------------------------------|----------|----------|
| Silvestres               | dezembro  | chuvosa                          | 5,951    | 0,003*   |
| <i>C. brachyurus</i>     | maio  | seca                             | 1,069    | 0,346    |
| <i>C. prehensilis</i>    | agosto  | seca                             | 6,415    | 0,001*   |
| <i>D. albiventris</i>    | dezembro  | chuvosa                          | 1,085    | 0,34     |
| <i>H. hydrochaeris</i>   | novembro  | chuvosa                          | 0,727    | 0,484    |
| <i>M. tridactyla</i>     | março   | chuvosa                          | 0,194    | 0,823    |
| <i>N. nasua</i>          | março   | chuvosa                          | 0,357    | 0,703    |
| <i>Sapajus</i> sp.       | setembro  | seca                             | 0,449    | 0,645    |
| <i>T. tetradactyla</i>   | novembro  | chuvosa                          | 2,246    | 0,105    |
| <i>T. terrestris</i>     | maio  | seca                             | 1,858    | 0,156    |
| Felinos                  | dezembro  | chuvosa                          | 0,05     | 0,951    |
| Raposas                  | maio  | seca                             | 5,95     | 0,003*   |
| Tatus                    | dezembro  | chuvosa                          | 27,423   | < 0,001* |
| Arborícolas              | agosto  | seca                             | 4,789    | 0,008*   |
| Escansoriais             | novembro  | chuvosa                          | 2,121    | 0,12     |
| Semiaquáticos            | dezembro  | chuvosa                          | 0,754    | 0,47     |
| Terrestres               | abril   | seca                             | 3,791    | 0,023*   |



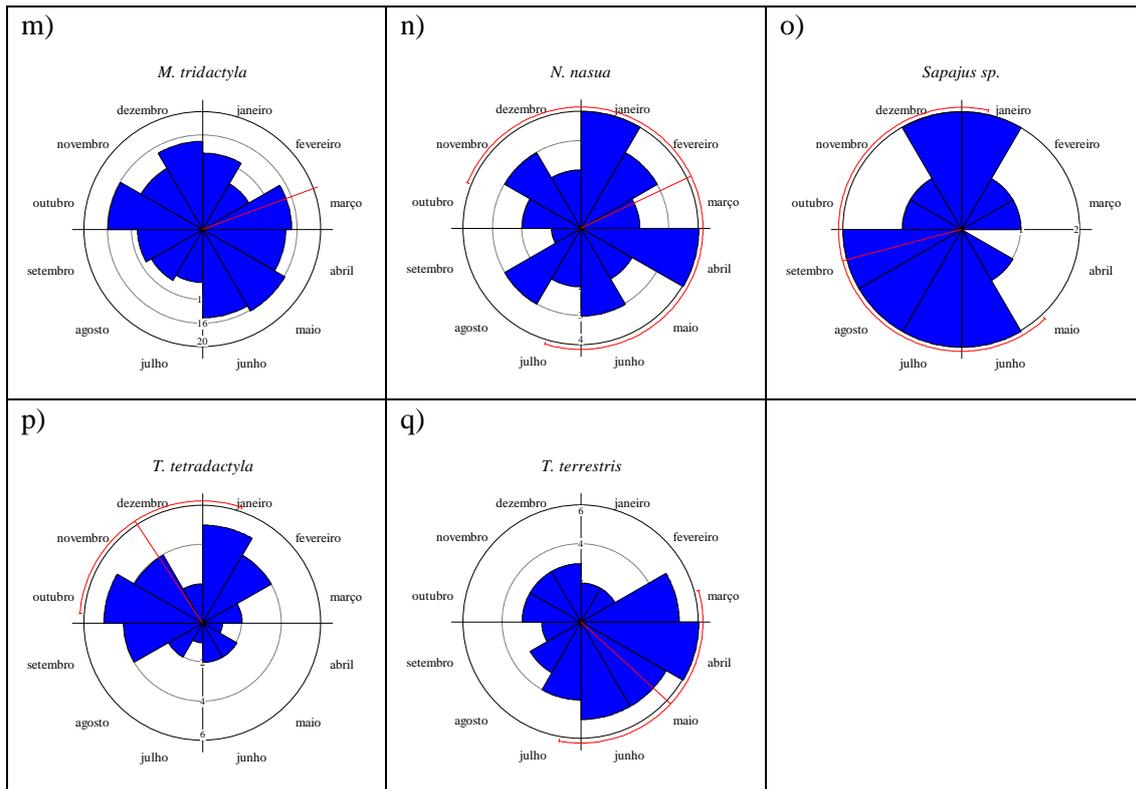


Figura 8: Resultados da sazonalidade nos atropelamentos de mamíferos silvestres na BR-163, MT, considerando o número total (a) e divididos por hábito (b-e), grupos de espécies (f-h) e espécies mais abundantes (i-q). As barras azuis representam o número médio de animais atropelados por mês e a linha vermelha indica o mês e o intervalo de confiança da concentração de atropelamentos.

## Efeitos do tráfego e do clima nos atropelamentos

Os modelos de regressão linear utilizando as praças de pedágio e a ordem de registros como fator aleatório mostraram-se melhores para a análise dos dados que os modelos sem fator aleatório. Apenas para *C. brachyurus*, *Sapajus* sp. e felinos, a regressão sem fator aleatório obteve AIC menor que a regressão com fatores aleatórios. No entanto essa diferença foi pequena ( $\Delta AIC < 2$ ) e os resultados muito semelhantes. Por isso a regressão com fatores aleatórios foi mantida (Apêndice 9 e Apêndice 10). A regressão indicou que o volume de tráfego de veículos comerciais pesados causa uma redução nos atropelamentos de mamíferos silvestres como um todo (Coef. = -1,883 p = 0,002). O mesmo aconteceu quando levamos em consideração somente o grupo de mamíferos terrestres (Coef. = -1,121, p = 0,001), *D. albiventris* (Coef. = -0,194, p = 0,029), *M. tridactyla* (Coef. = -0,468 p = 0,018), raposas (Coef. = -0,405, p = 0,001) e *Sapajus* sp. (Coef. = -0,121, p = 0,002). No entanto, houve um padrão inverso para animais escansoriais (Coef. = 0,130, p = 0,023), que apresentara relação positiva com a variável veículos comerciais pesados e também e com a variável temperatura mínima (Coef. = 0,190, p = 0,001). A variação no atropelamento do grupo de espécies arborícolas (Coef. = 0,180, p = 0,028) e *Sapajus* sp. (Coef. < 0,114, p = 0,002) esteve relacionado positivamente o volume de veículos de passeio enquanto o grupo de felinos (Coef. < 0,047, p = 0,033) esteve relacionado negativamente. A variação dos atropelamentos dos grupos de animais arborícolas também esteve relacionada negativamente com a temperatura mínima (Coef. = -0,182, p = 0,006) e positivamente com a temperatura máxima (Coef. = 0,176, p = 0,008) (Tabela 10). O mesmo ocorreu com *Coendou prehensilis*, que apresentou relação positiva com a variável temperatura máxima (Coef. = 0,130, p = 0,005) e relação negativa com a variável temperatura mínima (Coef. = -0,179, p < 0,001). *T. tetradctyla* apresentou relação positiva com a variável temperatura mínima (Coef. = 0,119, p = 0,043). *D. albiventris* (Coef. = -0,136, p = 0,016) e raposas (Coef. = -0,240, p = 0,006), apresentaram relação negativa com a variável precipitação. Já os tatus apresentaram resultado inverso (Coef. = 0,515, p = 0,012) com relação positiva com a variável precipitação (Tabela 10 e Figura 9, Figura 10 e Figura 11).

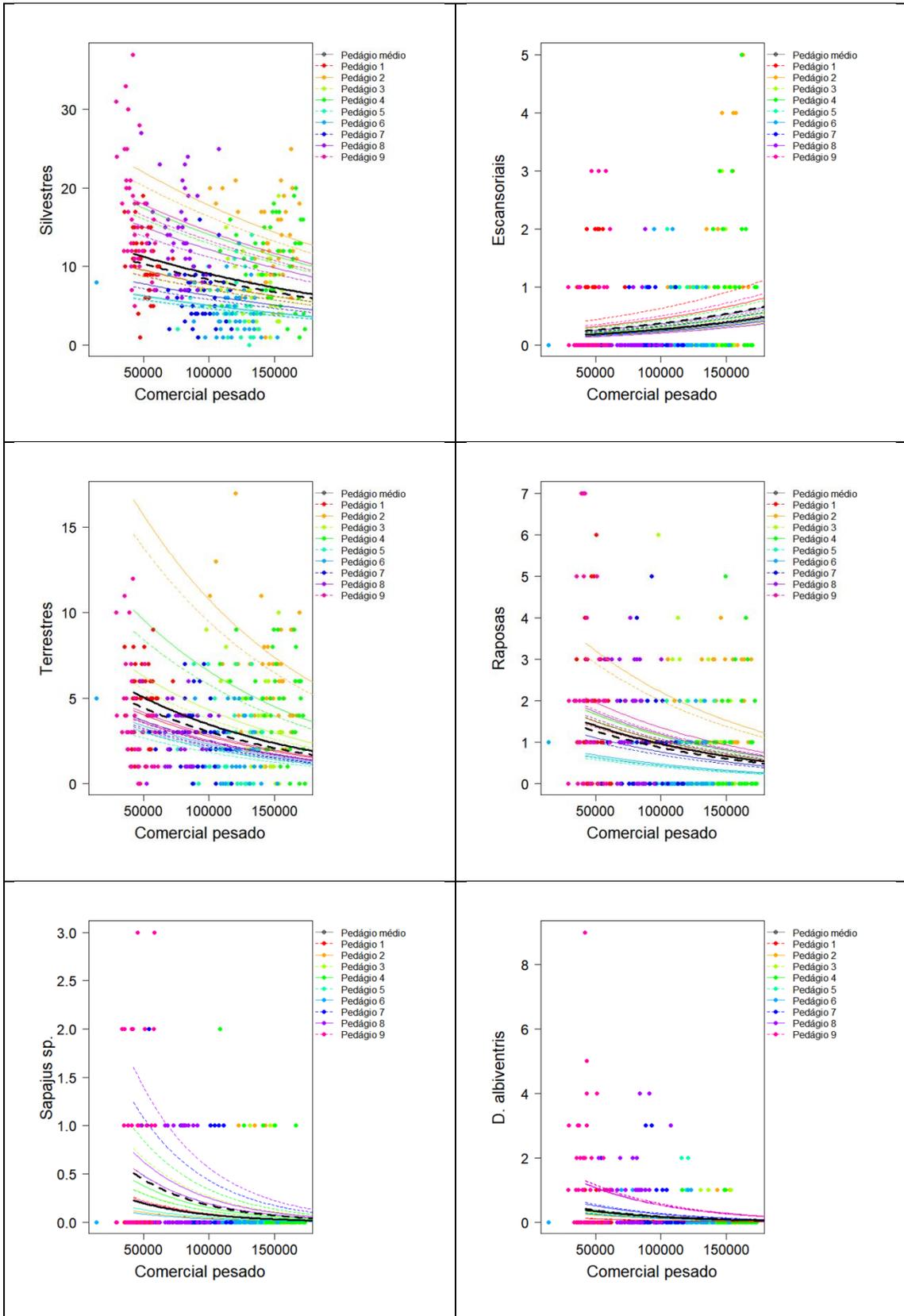
Tabela 10: Regressão múltipla com fator aleatório para relação do atropelamento das espécies de mamíferos silvestres, com mais de 50 registros e grupos de espécies, com o volume de tráfego de veículos de passeio, veículos comerciais pesados, precipitação, temperatura mínima e temperatura máxima.

| <b>Táxons e grupos de espécies</b> | <b>Estimates</b>   | <b>Coef.</b> | <b>Std. Error</b> | <b>DF</b> | <b>t-value</b> | <b>p-value</b> |
|------------------------------------|--------------------|--------------|-------------------|-----------|----------------|----------------|
| Silvestres                         | Intercepto         | 9,739        | 1,240             | 364       | 7,855          | 0,000          |
|                                    | Passeio            | 0,191        | 0,468             | 364       | 0,407          | 0,684          |
|                                    | Comercial pesado   | -1,883       | 0,617             | 364       | -3,053         | 0,002*         |
|                                    | Precipitação       | 0,213        | 0,313             | 364       | 0,682          | 0,496          |
|                                    | Temperatura mínima | 0,350        | 0,381             | 364       | 0,919          | 0,359          |
|                                    | Temperatura máxima | -0,001       | 0,387             | 364       | -0,002         | 0,998          |
| Arborícolas                        | Intercepto         | 0,459        | 0,151             | 364       | 3,049          | 0,003          |
|                                    | Passeio            | 0,180        | 0,082             | 364       | 2,208          | 0,24*          |
|                                    | Comercial pesado   | -0,127       | 0,099             | 364       | -1,287         | 0,199          |
|                                    | Precipitação       | -0,019       | 0,057             | 364       | -0,334         | 0,738          |
|                                    | Temperatura mínima | -0,182       | 0,065             | 364       | -2,787         | 0,006*         |
|                                    | Temperatura máxima | 0,176        | 0,066             | 364       | 2,673          | 0,008*         |
| Escansoriais                       | Intercepto         | 0,376        | 0,060             | 364       | 6,310          | 0,000          |
|                                    | Passeio            | 0,168        | 0,054             | 364       | 3,106          | 0,002*         |
|                                    | Comercial pesado   | 0,130        | 0,057             | 364       | 2,289          | 0,023*         |
|                                    | Precipitação       | -0,046       | 0,051             | 364       | -0,907         | 0,365          |
|                                    | Temperatura mínima | 0,190        | 0,055             | 364       | 3,476          | 0,001*         |
|                                    | Temperatura máxima | 0,018        | 0,051             | 364       | 0,358          | 0,721          |
| Semiaquáticos                      | Intercepto         | 1,224        | 0,317             | 364       | 3,865          | 0,000          |
|                                    | Passeio            | 0,211        | 0,149             | 364       | 1,421          | 0,156          |
|                                    | Comercial pesado   | -0,003       | 0,178             | 364       | -0,017         | 0,987          |
|                                    | Precipitação       | 0,145        | 0,097             | 364       | 1,501          | 0,134          |
|                                    | Temperatura mínima | -0,108       | 0,109             | 364       | -0,997         | 0,320          |
|                                    | Temperatura máxima | 0,187        | 0,110             | 364       | 1,694          | 0,091          |
| Terrestres                         | Intercepto         | 3,603        | 0,668             | 364       | 5,396          | 0,000          |
|                                    | Passeio            | -0,299       | 0,259             | 364       | -1,156         | 0,249          |
|                                    | Comercial pesado   | -1,121       | 0,319             | 364       | -3,511         | 0,001*         |
|                                    | Precipitação       | -0,313       | 0,165             | 364       | -1,897         | 0,059          |
|                                    | Temperatura mínima | 0,061        | 0,188             | 364       | 0,322          | 0,747          |

| Táxons e grupos de espécies | Estimates          | Coef.  | Std. Error | DF  | t-value | p-value |
|-----------------------------|--------------------|--------|------------|-----|---------|---------|
|                             | Temperatura máxima | -0,164 | 0,192      | 364 | -0,856  | 0,393   |
| Felinos                     | Intercepto         | 0,169  | 0,022      | 364 | 7,836   | 0,000   |
|                             | Passeio            | -0,047 | 0,022      | 364 | -2,140  | 0,033*  |
|                             | Comercial pesado   | -0,004 | 0,022      | 364 | -0,198  | 0,844   |
|                             | Precipitação       | -0,036 | 0,027      | 364 | -1,348  | 0,179   |
|                             | Temperatura mínima | 0,017  | 0,028      | 364 | 0,606   | 0,545   |
|                             | Temperatura máxima | -0,037 | 0,024      | 364 | -1,538  | 0,125   |
| Raposas                     | Intercepto         | 1,104  | 0,130      | 364 | 8,476   | 0,000   |
|                             | Passeio            | 0,088  | 0,104      | 364 | 0,847   | 0,397   |
|                             | Comercial pesado   | -0,405 | 0,116      | 364 | -3,509  | 0,001*  |
|                             | Precipitação       | -0,240 | 0,087      | 364 | -2,746  | 0,006*  |
|                             | Temperatura mínima | 0,025  | 0,100      | 364 | 0,253   | 0,801   |
|                             | Temperatura máxima | -0,001 | 0,096      | 364 | -0,009  | 0,993   |
| <i>Sapajus</i> sp.          | Intercepto         | 0,164  | 0,044      | 364 | 3,710   | 0,000   |
|                             | Passeio            | 0,114  | 0,036      | 364 | 3,205   | 0,002*  |
|                             | Comercial pesado   | -0,121 | 0,039      | 364 | -3,120  | 0,002*  |
|                             | Precipitação       | 0,007  | 0,029      | 364 | 0,243   | 0,808   |
|                             | Temperatura mínima | -0,028 | 0,032      | 364 | -0,878  | 0,380   |
|                             | Temperatura máxima | 0,024  | 0,031      | 364 | 0,774   | 0,439   |
| Tatus                       | Intercepto         | 3,358  | 0,751      | 364 | 4,471   | 0,000   |
|                             | Passeio            | -0,248 | 0,306      | 364 | -0,813  | 0,417   |
|                             | Comercial pesado   | -0,679 | 0,395      | 364 | -1,719  | 0,087   |
|                             | Precipitação       | 0,515  | 0,205      | 364 | 2,517   | 0,012*  |
|                             | Temperatura mínima | 0,367  | 0,246      | 364 | 1,493   | 0,136   |
|                             | Temperatura máxima | -0,266 | 0,249      | 364 | -1,067  | 0,287   |
| <i>C. brachyurus</i>        | Intercepto         | 0,410  | 0,038      | 364 | 10,837  | 0,000   |
|                             | Passeio            | -0,006 | 0,038      | 364 | -0,156  | 0,876   |
|                             | Comercial pesado   | -0,042 | 0,039      | 364 | -1,062  | 0,289   |
|                             | Precipitação       | -0,055 | 0,045      | 364 | -1,213  | 0,226   |
|                             | Temperatura mínima | -0,038 | 0,049      | 364 | -0,773  | 0,440   |
|                             | Temperatura máxima | -0,036 | 0,042      | 364 | -0,854  | 0,394   |

| Táxons e grupos de espécies | Estimates          | Coef.  | Std. Error | DF  | t-value | p-value |
|-----------------------------|--------------------|--------|------------|-----|---------|---------|
| <i>C. prehensilis</i>       | Intercepto         | 0,228  | 0,094      | 364 | 2,416   | 0,016   |
|                             | Passeio            | 0,047  | 0,055      | 364 | 0,842   | 0,400   |
|                             | Comercial pesado   | -0,016 | 0,066      | 364 | -0,242  | 0,809   |
|                             | Precipitação       | 0,004  | 0,039      | 364 | 0,110   | 0,912   |
|                             | Temperatura mínima | -0,179 | 0,046      | 364 | -3,920  | <0,001* |
|                             | Temperatura máxima | 0,130  | 0,046      | 364 | 2,843   | 0,005*  |
| <i>D. albiventris</i>       | Intercepto         | 0,326  | 0,117      | 364 | 2,784   | 0,006   |
|                             | Passeio            | 0,095  | 0,077      | 364 | 1,239   | 0,216   |
|                             | Comercial pesado   | -0,194 | 0,088      | 364 | -2,194  | 0,029*  |
|                             | Precipitação       | -0,136 | 0,056      | 364 | -2,428  | 0,016*  |
|                             | Temperatura mínima | 0,072  | 0,063      | 364 | 1,144   | 0,253   |
|                             | Temperatura máxima | -0,027 | 0,063      | 364 | -0,437  | 0,662   |
| <i>H. hydrochaeris</i>      | Intercepto         | 1,205  | 0,315      | 364 | 3,823   | 0,000   |
|                             | Passeio            | 0,204  | 0,147      | 364 | 1,391   | 0,165   |
|                             | Comercial pesado   | -0,001 | 0,175      | 364 | -0,005  | 0,996   |
|                             | Precipitação       | 0,148  | 0,095      | 364 | 1,561   | 0,119   |
|                             | Temperatura mínima | -0,127 | 0,107      | 364 | -1,186  | 0,236   |
|                             | Temperatura máxima | 0,198  | 0,108      | 364 | 1,832   | 0,068*  |
| <i>M. tridactyla</i>        | Intercepto         | 1,428  | 0,423      | 364 | 3,373   | 0,001   |
|                             | Passeio            | -0,069 | 0,163      | 364 | -0,422  | 0,673   |
|                             | Comercial pesado   | -0,468 | 0,196      | 364 | -2,383  | 0,018*  |
|                             | Precipitação       | -0,029 | 0,102      | 364 | -0,286  | 0,775   |
|                             | Temperatura mínima | 0,035  | 0,114      | 364 | 0,305   | 0,760   |
|                             | Temperatura máxima | -0,057 | 0,116      | 364 | -0,495  | 0,621   |
| <i>N. nasua</i>             | Intercepto         | 0,290  | 0,090      | 364 | 3,239   | 0,001   |
|                             | Passeio            | -0,043 | 0,059      | 364 | -0,737  | 0,462   |
|                             | Comercial pesado   | 0,047  | 0,067      | 364 | 0,703   | 0,483   |
|                             | Precipitação       | 0,036  | 0,043      | 364 | 0,850   | 0,396   |
|                             | Temperatura mínima | -0,026 | 0,048      | 364 | -0,543  | 0,587   |
|                             | Temperatura máxima | -0,013 | 0,047      | 364 | -0,267  | 0,790   |
| <i>T. tetradactyla</i>      | Intercepto         | 0,348  | 0,067      | 364 | 5,235   | 0,000   |
|                             | Passeio            | 0,092  | 0,054      | 364 | 1,690   | 0,092   |

| <b>Táxons e grupos de espécies</b> | <b>Estimates</b>   | <b>Coef.</b> | <b>Std. Error</b> | <b>DF</b> | <b>t-value</b> | <b>p-value</b> |
|------------------------------------|--------------------|--------------|-------------------|-----------|----------------|----------------|
|                                    | Comercial pesado   | 0,117        | 0,061             | 364       | 1,917          | 0,056          |
|                                    | Precipitação       | 0,017        | 0,048             | 364       | 0,361          | 0,719          |
|                                    | Temperatura mínima | 0,119        | 0,058             | 364       | 2,031          | 0,043*         |
|                                    | Temperatura máxima | 0,054        | 0,055             | 364       | 0,995          | 0,320          |
|                                    | Intercepto         | 0,396        | 0,120             | 364       | 3,287          | 0,001          |
|                                    | Passeio            | -0,031       | 0,069             | 364       | -0,444         | 0,657          |
| <i>T. terrestris</i>               | Comercial pesado   | -0,122       | 0,080             | 364       | -1,520         | 0,129          |
|                                    | Precipitação       | -0,036       | 0,047             | 364       | -0,763         | 0,446          |
|                                    | Temperatura mínima | 0,005        | 0,052             | 364       | 0,091          | 0,928          |
|                                    | Temperatura máxima | -0,071       | 0,053             | 364       | -1,340         | 0,181          |



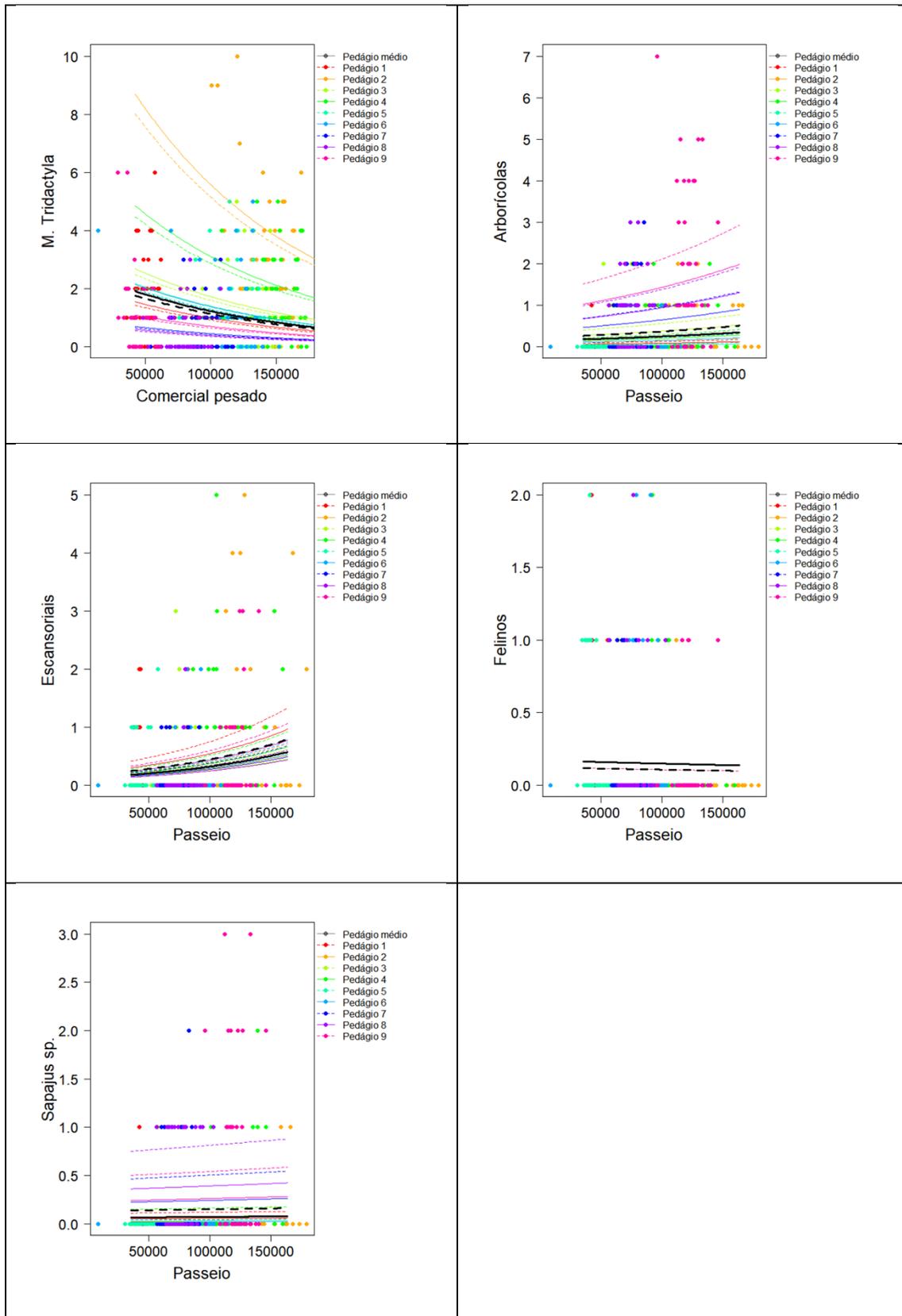


Figura 9: Relação das variáveis de tráfego com o atropelamento de mamíferos, considerando o fator aleatório pedágio. Somente as relações significativas estão apresentadas (ver Tabela 10)

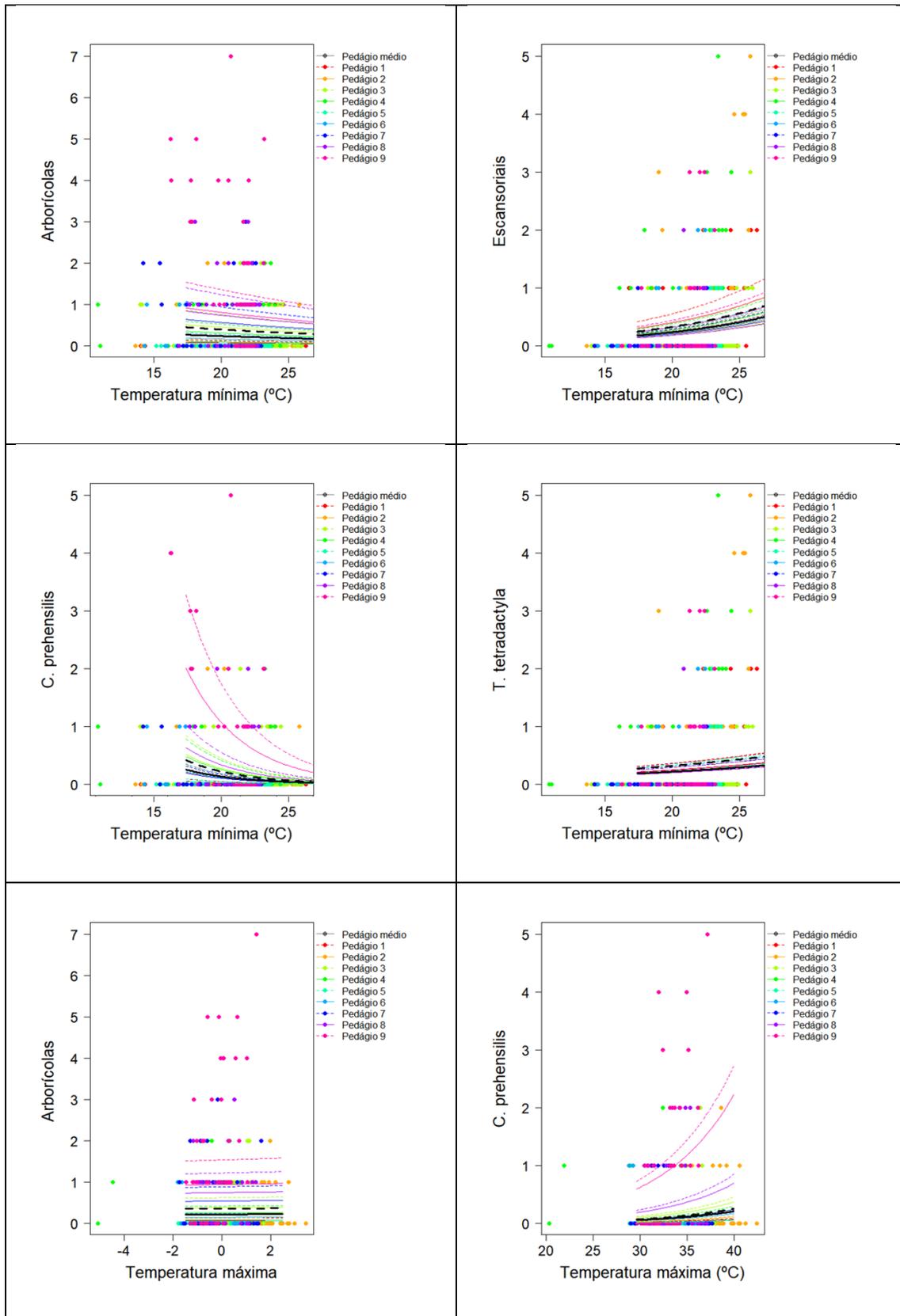


Figura 10: Relação das variáveis de temperatura com o atropelamento de mamíferos, considerando o fator aleatório pedágio. Somente as relações significativas estão apresentadas (ver Tabela 10)

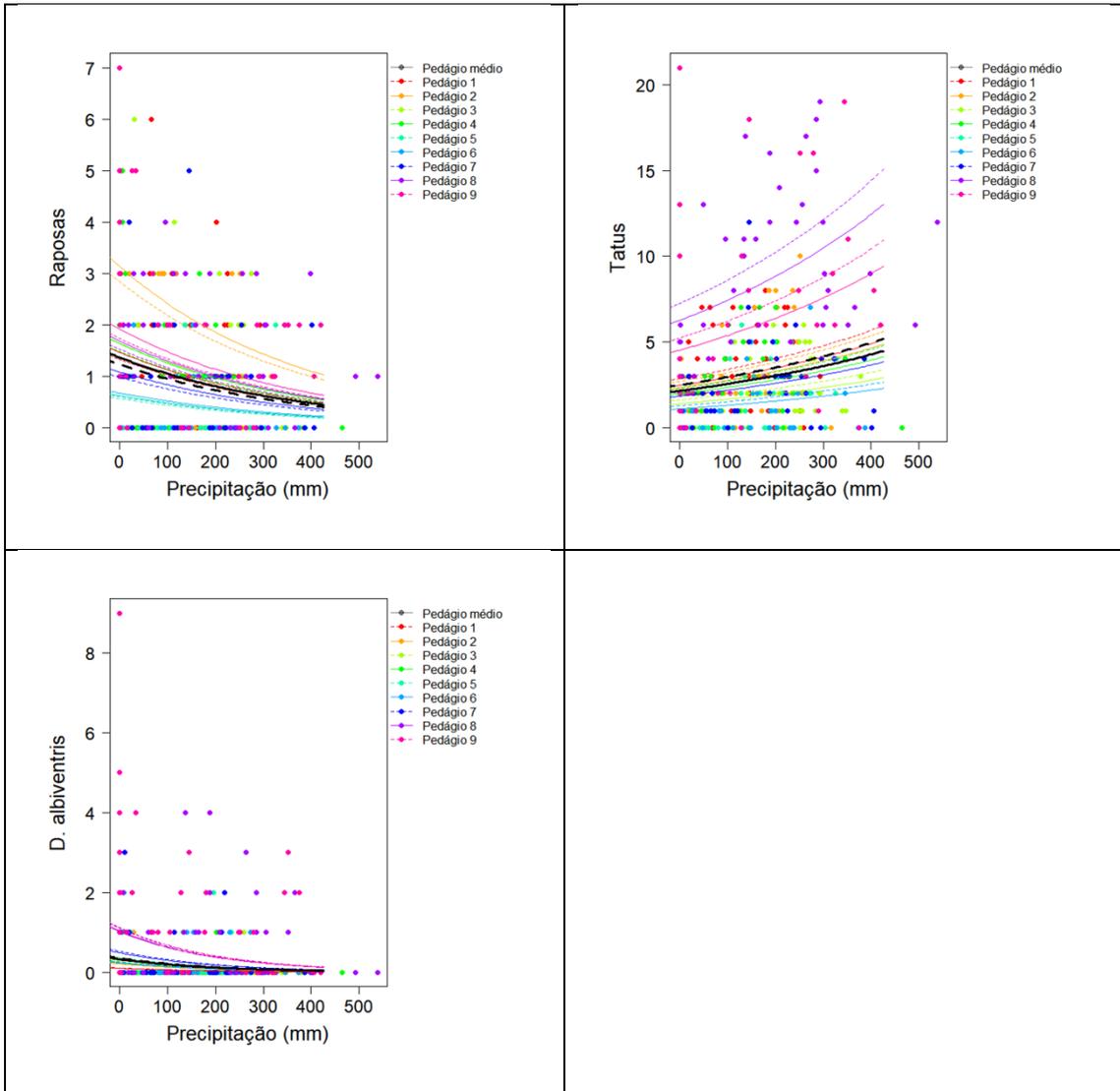


Figura 11: Relação da variável precipitação com o atropelamento de mamífero, considerando o fator aleatório pedágio. Somente as relações significativas estão apresentadas (ver Tabela 10).

## DISCUSSÃO

Um total de 30 espécies de mamíferos silvestres e a quantidade total de atropelamentos de mamíferos silvestres na rodovia apresentou sazonalidade ligada ao período chuvoso, assim como os tatus, individualmente. O grupo de mamíferos terrestres, o grupo de mamíferos arborícolas, raposas e o ouriço-cacheiro (*C. prehensilis*) apresentaram sazonalidade ligada ao período seco. Considerando as classes de veículos separadamente, o aumento no volume de tráfego de veículos comerciais pesados causou uma redução nos atropelamentos de mamíferos silvestres como um todo, do grupo de mamíferos terrestres, do gambá-de-orelha-branca (*D. albiventris*), do tamanduá-bandeira (*M. tridactyla*), das raposas e dos macacos-prego (*Sapajus* sp.). Somente o grupo de espécies escansoriais apresentou relação positiva com a variação de tráfego de veículos comerciais pesados. O atropelamento do grupo de espécies arborícolas e de macacos-prego (*Sapajus* sp.) esteve relacionado positivamente ao volume de veículos de passeio, mas o grupo de felinos esteve relacionado negativamente. A variação dos atropelamentos dos grupos de animais arborícolas e do ouriço-cacheiro (*C. prehensilis*) esteve relacionada com períodos de grande amplitude térmica. O tamanduá-mirim (*T. tetradactyla*) apresentou relação positiva com aumento da temperatura mínima. O gambá-de-orelha-branca (*D. albiventris*) e as raposas, apresentaram relação negativa com a precipitação. Já os tatus apresentaram resultado inverso, com relação positiva com a variável precipitação.

Os resultados obtidos indicaram uma taxa de atropelamento maior em trechos de pista simples que em trechos de pista dupla. No entanto, se considerarmos separadamente os trechos de Cerrado e Amazônia, os trechos de pista dupla no Cerrado apresentaram uma taxa de atropelamentos maior que os de pista simples. Já para o trecho de pista simples na transição entre o bioma Cerrado e Amazonia, a taxa de atropelamentos foi quase o dobro da registrada no bioma Cerrado. Dessa forma, o tipo de bioma parece exercer influência maior na taxa global de atropelamentos que a quantidade de pistas da rodovia e, ao menos nesse caso, devem ser tratados separadamente, pois no trecho de transição entre Cerrado e Amazônia não existem pistas duplas para que seja feita uma comparação.

O aumento da taxa de atropelamentos com o aumento da largura da pista é fator esperado, já que quanto mais larga a estrada, mais tempo um animal leva para atravessá-la e assim maiores são as chances de ser atropelado por um veículo. No entanto, essa variável foi incluída em poucos estudos sobre atropelamento de fauna (Barthelmess 2014). Segundo Barthelmess (2014), a largura da estrada provavelmente se torna mais importante à medida que o tamanho do animal diminui, já que as estradas ficam proporcionalmente mais largas com a redução do tamanho do corpo, aumentando a probabilidade de atropelamento desses animais. O efeito da largura da rodovia pode muitas vezes ser afetado pelo viés de detecção de animais maiores. Isso porque essas rodovias tendem a ter maior fluxo de tráfego, dificultando a detecção de animais menores seja por dificuldade para ver o animal ou por ele ser atropelado muitas vezes. No presente estudo, a maioria dos animais registrados é de médio e grande porte. Talvez por isso a diferença entre as taxas de atropelamento entre trechos de pista simples ou pista dupla não tenha sido tão evidente.

A divisão oficial entre Cerrado e Amazônia que ocorre no trecho do pedágio 9, foi utilizada para padronizar as análises e evitar interpretações subjetivas. No entanto, cabe ressaltar que nesse trecho onde o mapeamento aponta a existência de Cerrado, a fitofisionomia das áreas naturais remanescentes é, na verdade, mais semelhante ao bioma amazônico. De forma que, especificamente para as análises deste capítulo que consideram trechos específicos, podemos considerar que a maior influência do trecho do pedágio 9 é advinda do bioma amazônico. Logo, podemos afirmar que no bioma Cerrado, trechos de pista dupla tem uma taxa de atropelamentos maior que trechos de pista simples. E que trechos de pista simples no bioma Amazônia, tem uma taxa de atropelamentos muito superior a trechos de pista simples ou dupla do bioma Cerrado. Essa diferença entre as taxas de atropelamento dos dois biomas pode estar ligada a região amazônica ser uma região de alta diversidade, pois estudos mostram que rodovias com tráfegos intensos e localizadas em áreas com alta biodiversidade, tendem a apresentar maiores taxas de mortalidade de animais silvestres (Cunha *et al.* 2010, Grilo *et al.* 2010, Souza *et al.* 2017, González-Suárez *et al.* 2018). Somado a isso, o trecho do pedágio 9 foi mais recentemente ocupada por humanos e mantém ainda fragmentos próximos a estrada que se conectam a porções de mata continua, principalmente a leste da rodovia, no Parque Indígena do Xingu.

## Efeitos do tráfego

Tendo em vista que a BR-163 é a principal via de ligação do estado do Mato Grosso com as regiões norte e sudeste do país, já era esperado que o tráfego fosse ser uma variável importante para o estudo. E que houvesse diferenças nos resultados para a relação de atropelamentos com o tráfego de veículos comerciais pesados e veículos de passeio, pois a variação dessas duas classes de veículos responde a diferentes eventos. O volume de veículos de passeio na rodovia aumenta com o período de férias escolares que ocorrem nos meses de dezembro, janeiro e julho. Já o volume de veículos comerciais pesados aumenta em períodos de colheita e transporte de grãos, especialmente nos meses de junho, julho e agosto.

Esperávamos que o aumento do tráfego de veículos de ambas as classes estivesse relacionado de forma positiva com os atropelamentos de mamíferos, devido não só ao aumento do volume de tráfego, mas também pela aumento da oferta de alimento a beira da estrada (Grilo *et al.* 2010). Esse aumento ocorre tanto pelo lixo jogado por veículos de passeio como, principalmente, pelos grãos caídos dos caminhões de transporte. No entanto, aparentemente, somente os mamíferos escansoriais e arborícolas foram afetados dessa forma. Os mamíferos silvestres como um todo, os grupos de mamíferos terrestres e mais especificamente, o gambá-de-orelha-branca (*D. albiventris*), o tamanduá-bandeira (*M. tridactyla*) e as raposas (*C. thous* e *L. vetulus*), apresentaram resultado inverso do esperado, estando correlacionados de forma negativa com o tráfego de veículos comerciais pesados. Além disso, o grupo de felinos esteve negativamente associado ao tráfego de veículos de passeio.

O grupo de felinos é formado por cinco espécies de felinos silvestres (*Herpailurus yagouaroundi*, *Leopardus pardalis*, *Leopardus tigrinus*, *Panthera onca* e *Puma concolor*) que juntas somaram 64 registros. Segundo Cerqueira *et al.* (2021) o tipo de rodovia é o que explica melhor a ocorrência de atropelamentos de felinos silvestres no Brasil. Havendo uma incidência maior de atropelamentos em rodovias com maior número de faixas. No entanto, os autores presumem que o tipo de estrada pode ser um proxy da intensidade do tráfego, e que esses resultados sugerem que este pode ser um importante preditor de atropelamentos de felinos. O presente estudo obteve um resultado inverso do sugerido por Cerqueira *et al.* (2021), pois o atropelamento de felinos esteve correlacionado de forma negativa com o volume de tráfego de veículos de

passeio. O que indica a existência de um efeito evitação ou de barreira da rodovia, causado pelo aumento do tráfego sobre esses animais. Resultado semelhante foi encontrado por Alexander *et al.* (2005) na região das montanhas rochosas canadenses, onde constatou uma redução das tentativas de travessia da rodovia por parte de mamíferos carnívoros devido ao aumento do tráfego de veículos. O que ocasionou uma redução da permeabilidade no hábitat no entorno das rodovias da região.

Grandes volumes de tráfego podem reduzir a frequência de tentativas de travessia dos animais (Thurfjell *et al.* 2015, Kušta *et al.* 2017), levando a baixos números de atropelamentos e também podem fazer com que a estrada se torne uma barreira física para o movimento dos animais (Brody & Pelton 1989, Mccown *et al.* 2004, Whittington *et al.* 2004, Alexander *et al.* 2005, Blanco *et al.* 2005, Jaeger *et al.* 2005). O ruído do tráfego também é um agente de perturbação que se espalha pelo meio ambiente e é considerado um dos principais poluentes dos ambientes naturais (Lines *et al.* 1994). Devido a isso, algumas espécies podem perceber o ruído do tráfego como um sinal da presença humana e, conseqüentemente, evitar áreas barulhentas (Seiler 1998). É provável que em períodos de muito tráfego, movimento de veículos, e conseqüentemente o ruído, sejam constantes, inibindo assim a travessia dessas espécies. De acordo com Freitas *et al.* (2014), tamanduás-bandeira (*M. tridactyla*) evitam estradas quando o tráfego é maior que 2.600 veículos/dia, aumentando potencialmente os efeitos de fragmentação do hábitat e isolamento da população. Ursos-pardos norte-americanos (*Ursus arctos*), renas (*Rangifer tarandus*) e outros cervídeos norte-americanos evitam hábitats perto de estradas ou utilizam essas áreas com menos frequência, que o esperado para sua ocorrência (Klein 1971, Rost & Bailey 1979, McLellan & Shackleton 1988, Mace *et al.* 1996). Isso é um grande problema para a conservação das espécies pois pode aumentar o isolamento da população e reduzir a troca gênica, aumentando a chance de extinção dessas espécies. Para algumas espécies, como por exemplo os lince (*Lynx rufus*) e os coiotes (*Canis latrans*), existe evidência de que as rodovias bloqueiam o movimento dos indivíduos afetando a habilidade reprodutiva e acelerando a perda da diversidade genética (Epps *et al.* 2005, Riley *et al.* 2006, Strasburg 2006). Poucos estudos abordam essa perspectiva dos impactos de rodovias, especialmente no Brasil, mas esses resultados impõem sérias preocupações sobre a estabilidade e a sustentabilidade das populações de animais silvestres em

paisagens com presença de rodovias com grande volume de tráfego, como é o caso da BR-163 (Lodé 2000, Ramp *et al.* 2005).

A variação no atropelamento do grupo de espécies arborícolas e especificamente de macacos-prego (*Sapajus* sp.), esteve relacionada positivamente com o volume de veículos de passeio. Embora o resultado da sazonalidade de veículos de passeio tenha apontado sua concentração nos meses de dezembro e janeiro, fica claro a existência de um pico de volume de tráfego de veículos de passeio também no mês de julho. Esses meses correspondem ao período de festas de fim de ano e de férias escolares, época em que há aumento do volume de tráfego e da quantidade de lixo jogada na rodovia (Damato & Romanini 2006). Assim, é possível que algumas espécies estejam sendo atraídas para a rodovia em busca de alimentos que caem dos veículos. Como os meses de junho, julho e agosto são o período principal de transporte da segunda, e principal, safra de milho no Mato Grosso (CONAB 2019), a disponibilidade de alimento na beira da rodovia aumenta muito e pode ser um fator de atração tanto para esses primatas quanto para animais escansoriais, que apresentaram aumento na probabilidade de ser atropelados relacionada ao tráfego de veículos comerciais pesados. Um forte indício que isso esteja acontecendo foi o registro feito durante uma das verificações na rodovia. Quando foi possível flagrar um grupo de seis macacos-prego (*Sapajus* sp.), se arriscando na beira da estrada para consumir os grãos de milho caídos dos caminhões (Figura 12). Este registro foi submetido e aceito para a publicação em forma de nota, na revista *Frontiers in Ecology and the Environment* e pode ser conferido no Anexo 1.



Figura 12: Macaco-prego (*Sapajus apella*) se alimentando de grãos de milho caídos no acostamento da BR-163, na altura do município de SINOP.

### **Efeitos do clima**

Diferente do esperado, os resultados indicam que a taxa de atropelamentos de mamíferos na BR-163 foi maior durante a estação chuvosa que durante a estação seca. Estes resultados condizem com outros estudos que registraram mais atropelamentos durante a estação chuvosa. Ferregueti (2020) também registrou um maior número de atropelamentos durante o período chuvoso em uma rodovia na Mata Atlântica e Cáceres (2012), encontrou resultado similar em uma rodovia do Cerrado. No entanto, ressalto que os tatus apresentaram forte sazonalidade nos atropelamentos e foram o grupo mais atropelado no presente estudo, representando 34,6% do total de registros. Esse grande número de registros de um único grupo influenciou o resultado geral para uma sazonalidade de atropelamentos ligada ao período chuvoso, pois ao se retirar esse grupo da análise, o resultado deixa de ser significativo.

Em um ambiente altamente sazonal onde a precipitação varia de zero a 250 mm/mês e a temperatura pode variar até 17°C em um único dia, era esperado que o atropelamento de algumas espécies estivesse relacionado a essas variáveis. No entanto, diferenças sazonais nas taxas de atropelamento podem estar relacionadas a

características individuais de cada espécie, como forrageamento, dispersão, e reprodução (Grilo *et al.* 2009). Assim como ao fornecimento de alimentos ocasionado pelo florescimento e frutificação de diferentes espécies de plantas, aumentando a atividade e o movimento da fauna (Gumier-Costa & Sperber 2009). Dessa forma, a opção de analisar grupos específicos e as espécies individualmente contribui com informações sobre a dinâmica de atropelamentos das espécies e sobre quais medidas utilizar para mitigar esse impacto. Sendo possível propor medidas direcionadas e mais efetivas para evitar ou reduzir os atropelamentos.

Os tatus, o ouriço cacheiro, gambá-de-orelha-branca, o grupo de mamíferos terrestres e o grupo de mamíferos arborícolas apresentaram diferenças significativas, entre as estações seca e chuvosa, em suas taxas de atropelamento. Os tatus apresentaram um número de atropelamentos significativamente maior no período chuvoso, diferente das raposas e do ouriço-cacheiro (*C. prehensilis*) que foram mais atropelados no período seco. Os resultados obtidos da análise para a sazonalidade foram reforçados com os resultados obtidos pela análise de regressão, que apontou relação positiva da precipitação mensal com o atropelamento de tatus e negativa em relação ao atropelamento de raposas e do gambá-de-orelha-branca (*D. albiventris*). Cáceres (2012), em um estudo em uma rodovia no Cerrado do Mato Grosso do Sul, também obteve um número muito maior de registro de tatus durante o período chuvoso. Neste mesmo estudo, tatus e cachorros-do-mato (*C. thous*), foram as espécies de mamíferos mais registradas. No entanto, diferente do encontrado por Cáceres (2012), no presente estudo, as raposas apresentaram uma taxa de atropelamentos significativamente maior no período seco. Em outro estudo na rodovia BR-050 localizada no estado de Minas Gerais, Carvalho *et al.* (2017) encontraram resultado semelhante e constataram o aumento na quantidade mamíferos atropelados, relacionado ao aumento da precipitação e o aumento do atropelamento de tatus ao aumento da temperatura.

Todos os membros da superordem Xenarthra possuem temperaturas corporais e taxas metabólicas mais baixas do que outros mamíferos de massa corporal semelhante (McNab 1985) e por isso exibem atividade noturna e diurna como parte de um comportamento termorregulador para evitar a exposição durante as horas mais quentes ou mais frias do dia (Desbiez & Medri 2010). O aumento do atropelamento de tatus ligado ao aumento da precipitação pode estar relacionado a uma temperatura média

mais alta e estável devido ao aumento da umidade do ar, o que permite a esses animais expandir o horário de atividades, principalmente à noite, tornando-os mais suscetíveis ao atropelamento.

O grupo de mamíferos escansoriais esteve positivamente relacionado com a variável temperatura mínima, incluindo o tamanduá-mirim (*T. tetradactyla*), que faz parte desse grupo. Assim, como ocorre nos tatus, devido as temperaturas corporais e taxas metabólicas mais baixas das espécies do grupo Xernathra (McNab 1985), tamanduás-bandeira (*M. tridactyla*) evitam áreas abertas e se locomovem preferencialmente por áreas florestadas quando a temperatura ambiente cai abaixo de 17°C, provavelmente para se proteger dos ventos (Camilo-Alves & Mourão 2006). É possível que tamanduás-mirins (*T. tetradactyla*) apresentem comportamento semelhante e com o aumento da temperatura mínima, possam ampliar seu horário e área de atividade, aumentando assim a probabilidade de serem atropelados.

O canídeo *C. thous*, que faz parte do grupo raposas, é uma das espécies de mamíferos mais atropeladas nas estradas brasileiras (Cirino & Freitas 2019, Grilo *et al.* 2019). A maior taxa de atropelamentos desse grupo durante a estação seca, pode ter ocorrido devido ao início do período reprodutivo e de dispersão de jovens *Cerdocyon thous* (Berta 1982). O período reprodutivo dessa espécie ocorre entre agosto e setembro e faz com que os animais se desloquem mais (Macdonald & Courtenay 1996) e acabem cruzando mais a rodovia, aumentando assim a incidência de atropelamento.

O atropelamento de ouriço-cacheiro (*Coendou prehensilis*) e dos grupos de animais arborícolas e herbívoros estiveram correlacionados negativamente com a temperatura mínima e positivamente com a temperatura máxima. Isso que indica um maior número de atropelamentos no período de maior amplitude térmica, que ocorre nos meses de junho a setembro. Esse período corresponde a época de maior estiagem e a temporada de incêndios na região. Logo, é possível que a taxa de atropelamentos desses animais seja maior nesse período devido à falta de recursos alimentares, que força essas espécies a se deslocarem por áreas maiores (Bueno & Almeida 2010, Costa 2011), obrigando também as espécies que raramente descem ao solo, como a preguiça (*B. variegatus*) e o macaco-aranha (*A. marginatus*), a atravessarem a rodovia, devido à falta de pontes de dossel naturais (Al-Razi *et al.* 2019).

Tanto o clima quanto o tráfego se mostraram variáveis importantes na dinâmica de atropelamentos de mamíferos na BR-163, mas muitas vezes é difícil obter todos os dados. Pois só existe quantificação permanente de volume de tráfego em rodovias privatizadas e estas costumam ter seu próprio serviço de retirada de carcaças da estrada, devido a exigências legais do contrato com o governo. Isso torna o estudo praticamente inviável, se não houver parceria com a concessionária. Esta costuma ver com desconfiança a divulgação de seus dados de atropelamentos, devido ao risco de marketing negativo e cobranças da opinião pública e autoridades. Apesar disso, as essas parcerias são essenciais para evolução da ecologia de estradas e devem ser estimuladas, tanto para melhorar a qualidade dos estudos, quanto para auxiliar as concessionárias nas decisões sobre como reduzir os acidentes com fauna.

O aumento do volume de tráfego de veículos de passeio afetou diretamente o atropelamento de algumas espécies, mas o aumento do volume de tráfego de veículos comerciais pode ocasionar um efeito de barreira. Esse panorama necessita que medidas específicas sejam tomadas para cada um dos problemas, como por exemplo a implantação de passagens de fauna para evitar o isolamento de populações e redutores de velocidade para evitar o atropelamento por carros de passeio. Como o aumento do número de veículos de passeio ocorre durante o período de férias escolares, ações de educação ambiental com os motoristas e pontos provisórios de redução de velocidade em locais mais suscetíveis a atropelamentos também podem ser eficientes em reduzir a taxa de atropelamentos. Evitar o acúmulo de comida na beira das estradas, principalmente os grãos que caem dos caminhões, também pode ser eficiente em reduzir o atropelamento de algumas espécies. Esse tipo de desperdício está diretamente ligado a qualidade e idade dos caminhões de carga de grãos, mas o problema pode ser reduzido com uso de lonas e técnicas específicas para a cobertura da caçamba. Outra opção é a limpeza regular da margem da rodovia.

O efeito de atração dos animais para a rodovia devido a disponibilidade de alimento já foi documentado em outros estudos e é um problema causado, entre outros motivos, tanto pela queda de alimento dos veículos de carga, quanto pelo lixo jogado por motoristas (Forman 2000) e isso pode alterar o comportamento das espécies como parece estar ocorrendo com os primatas, que passam a tentar se adaptar a essa condição (Lapenta *et al.* 2008, Sabbatini *et al.* 2008, Sacramento 2014). Embora isso pareça

contrastar com o resultado de que há uma relação negativa do atropelamento de *Sapajus* sp. com o volume de tráfego de veículos comerciais pesados, é possível que esses animais estejam sendo atraídos até a beira da estrada pela disponibilidade de alimento, mas o grande volume de tráfego de veículos pesados iniba sua travessia. Outra possibilidade é que a redução da velocidade devido ao tráfego intenso de veículos pesados, que circulam em velocidade mais baixa, reduza a chance de os animais serem vitimados. No entanto, com o aumento do tráfego dos veículos de passeio, que são mais velozes e menos barulhentos que os veículos comerciais pesados, aumente a quantidade de atropelamento dessas espécies (Drews 1995, Smith-Patten & Patten 2008, Collinson *et al.* 2014)

Apesar de ter havido mais atropelamentos de mamíferos no período chuvoso, algumas espécies apresentaram sazonalidade bem definida e distinta. Desta forma, essa variável, apesar de importante, parece responder individualmente a biologia e ecologia de cada espécie. Assim, análises que considerem grupos de várias espécies podem se mostrar pouco precisas e ocultar padrões claros de atropelamentos. Isso ocorreu, no presente estudo, com o grupo de espécies terrestres que inclui raposas que apresentou maior número de atropelamentos na estação seca e também tatus, que foram mais atropelados na estação chuvosa

## CONCLUSÃO

O atropelamento de mamíferos silvestres na rodovia BR-163, no trecho que corta o estado do Mato Grosso, no Brasil central, apresentou relação com o clima, o tráfego de veículos e com o bioma em que o trecho da rodovia está inserido. Embora trechos de pista dupla tenham apresentado taxas de atropelamento maiores que os trechos de pista simples, o bioma em que o trecho da rodovia está inserido se mostrou mais importante que o número de pistas. Pois o trecho de pista simples situado na transição entre os biomas Amazônia e Cerrado apresentou taxas de atropelamento muito maiores que os trechos de Cerrado de pista simples ou dupla.

Ocorre uma quantidade maior de atropelamentos de mamíferos silvestres na rodovia BR-163 durante o período chuvoso, mas esse resultado foi influenciado pelo

grande número de tatus registrados, que apresentaram forte sazonalidade de atropelamentos ligada ao período chuvoso e foram a espécie mais registrada. Os demais grupos e espécies com resultados significativos apresentaram maior incidência de atropelamentos ligada ao período seco. O clima parece exercer forte influência no atropelamento não só de tatus, mas também de tamanduás, provavelmente por serem espécies com reduzida capacidade de termorregulação. Já a sazonalidade do atropelamento de espécies arborícolas e escansoriais não fica clara e pode estar ligada tanto a disponibilidade de recursos, que é reduzida no período de seca, quanto a variação de tráfego na rodovia.

O tráfego de veículos apresentou efeitos distintos dependendo do grupo de veículos e espécies em questão. Mamíferos arborícolas e escansoriais apresentaram uma probabilidade maior de serem atropelados com o aumento do tráfego de veículos de passeio. No entanto, a maioria dos outros mamíferos silvestres, apresentou uma redução na probabilidade de atropelamentos com o aumento do tráfego de veículos comerciais pesados sugerindo a existência de efeito barreira ou de evitação da rodovia durante o período de maior tráfego dessa classe. Desta forma, a inferência de uma relação simples e direta entre volume de tráfego e taxa de atropelamentos de mamíferos, sugerida por vários estudos (Fischer 1997, Prada 2004, Dussault *et al.* 2006, Coelho *et al.* 2008, Bouchard *et al.* 2009, Danks & Porter 2010, Eberhardt *et al.* 2013) não necessariamente é verdadeira. Em muitos casos (como no presente estudo), a categorização do tipo de veículo é importante para a avaliação adequada dos impactos destes na incidência de atropelamentos de mamíferos silvestres.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abra, Fernanda D., Huijser, M. P., Pereira, C. S., & Ferraz, K. M. P. M. B. (2018). How reliable are your data? Verifying species identification of road-killed mammals recorded by road maintenance personnel in São Paulo State, Brazil. *Biological Conservation*, 225(June), 42–52. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.019>
- Abra, Fernanda Delborgo, Granziera, B. M., Huijser, M. P., De Barros Ferraz, K. M. P. M., Haddad, C. M., & Paolino, R. M. (2019). Pay or prevent? Human safety, costs to society and legal perspectives on animal-vehicle collisions in São Paulo state, Brazil. *PLoS ONE*, 14(4), 1–22. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215152>
- Abreu, R. C. R., Hoffmann, W. A., Vasconcelos, H. L., Pilon, N. A., Rossatto, D. R., & Durigan, G. (2017). The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science Advances*, 3(8), 1–8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701284>
- Agritempo. (2021). *Agritempo - Sistema de Monitoramento Agrometeorológico*. <https://www.agritempo.gov.br/agritempo/index.jsp>
- Aguiar, L. M. S., Machado, R. B., & Marinho-Filho, J. (2004). A Diversidade Biológica do Cerrado. In *Cerrado: ecologia e caracterização* (p. 17–40). Embrapa Cerrados.
- Al-Razi, H., Maria, M., & Muzaffar, S. Bin. (2019). Mortality of primates due to roads and power lines in two forest patches in Bangladesh. *Zoologia*, 36, 1–6. <https://doi.org/10.3897/zoologia.36.e33540>
- Alexander, S. M., Waters, N. M., & Paquet, P. C. (2005). Traffic volume and highway permeability for a mammalian community in the Canadian Rocky Mountains. *Canadian Geographer*, 49(4), 321–331. <https://doi.org/10.1111/j.0008-3658.2005.00099.x>
- Anacleto, T. C. D. S. (2006). *Distribuição, dieta e efeitos das alterações antrópicas do cerrado sobre os tatus* (Número May). Universidade Federal de Goiás.
- Anselin, L., Syabri, I., & Kho, Y. (2006). GeoDa: An Introduction to Spatial Data Analysis. *Geographical Analysis*, 38(1), 5–22. <https://doi.org/10.1111/j.0016-7363.2005.00671.x>
- Antworth, R. L., Pike, D. A., & Stevens, E. E. (2005). Hit and Run: Effects of

- Scavenging on Estimates of Roadkilled Vertebrates. *Southeastern Naturalist*, 4(4), 647–656. [https://doi.org/10.1656/1528-7092\(2005\)004\[0647:hareos\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1656/1528-7092(2005)004[0647:hareos]2.0.co;2)
- Ascensão, F., Yogui, D. R., Alves, M. H., Alves, A. C., Abra, F., & Desbiez, A. L. J. (2021). Preventing wildlife roadkill can offset mitigation investments in short-medium term. *Biological Conservation*, 253(June 2020). <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108902>
- Ashcraft, G. C. (1979). Effects of fire on deer in chaparral. *Transactions of the Western Section of the Wildlife Society*, 177–189.
- Bachand, M., Trudel, O. C., Anseau, C., & Almeida-Cortez, J. (2009). Dieta de *Tapirus terrestris* Linnaeus em um fragmento de Mata Atlântica do Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, 7(2), 188–194.
- Bager, A. (2012). *Ecologia de estradas: tendências e pesquisas*.
- Baker, P. J., Dowding, C. V., Molony, S. E., White, P. C. L., & Harris, S. (2007). Activity patterns of urban red foxes (*Vulpes vulpes*) reduce the risk of traffic-induced mortality. *Behavioral Ecology*, 18(4), 716–724. <https://doi.org/10.1093/beheco/arm035>
- Banks, S. C., Dujardin, M., McBurney, L., Blair, D., Barker, M., & Lindenmayer, D. B. (2011). Starting points for small mammal population recovery after wildfire: Recolonisation or residual populations? *Oikos*, 120(1), 26–37. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18765.x>
- Barreto, G. R., & Quintana, R. D. (2012). Foraging Strategies and Feeding Habits of Capybaras. In *Capybara: Biology, Use and Conservation of an Exceptional Neotropical Species*. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-4000-0>
- Barrientos, R., & Bolonio, L. (2009). The presence of rabbits adjacent to roads increases polecat road mortality. *Biodiversity and Conservation*, 18(2), 405–418. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9499-9>
- Barthelmess, E. L. (2014). Spatial distribution of road-kills and factors influencing road mortality for mammals in Northern New York State. *Biodiversity and Conservation*, 23(10), 2491–2514. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0734-2>

- Barthelmeß, E. L., & Brooks, M. S. (2010). The influence of body-size and diet on road-kill trends in mammals. *Biodiversity and Conservation*, 19(6), 1611–1629. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9791-3>
- Bashore, T. L., Tzilkowski, W. M., Bellis, E. D., The, S., Management, W., & Press, A. (2008). Analysis of deer-vehicle collision sites in Pennsylvania. *Habitat*, 49(3), 769–774.
- Berta, A. (1982). *Cerdocyon thous*. *Mammalian Species*, 51(186), 1. <https://doi.org/10.2307/3503974>
- Bissonette, J. A., Kassar, C. A., & Cook, L. J. (2008). Assessment of costs associated with deer–vehicle collisions: human death and injury, vehicle damage, and deer loss. *Human – Wildlife Interactions*, 2(1), 17–27.
- Blackburn, A. M., Anderson, C. J., Veals, A. M., Tewes, M. E., Wester, D. B., Young, J. H., DeYoung, R. W., & Perotto-Baldivieso, H. L. (2021). Landscape patterns of ocelot–vehicle collision sites. *Landscape Ecology*, 36(2), 497–511. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01153-y>
- Blanco, J. C., Cortés, Y., & Virgós, E. (2005). Wolf response to two kinds of barriers in an agricultural habitat in Spain. *Canadian Journal of Zoology*, 83(2), 312–323. <https://doi.org/10.1139/z05-016>
- Bonato, V. M. (2002). *Ecologia e historia natural de tatus do cerrado de Itirapina, São Paulo (Xenarthra : Dasypodidae)*. Unicamp.
- Bond, W. J., & Keeley, J. E. (2005). Fire as a global “herbivore”: The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(7), 387–394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>
- Bouchard, J., Ford, A. T., Eigenbrod, F. E., & Fahrig, L. (2009). Behavioral responses of northern leopard frogs (*Rana pipiens*) to roads and traffic: Implications for population persistence. *Ecology and Society*, 14(2). <https://doi.org/10.5751/ES-03022-140223>
- Bowman, D. M. J. S., Balch, J., Artaxo, P., Bond, W. J., Cochrane, M. A., D’Antonio, C. M., Defries, R., Johnston, F. H., Keeley, J. E., Krawchuk, M. A., Kull, C. A.,

- Mack, M., Moritz, M. A., Pyne, S., Roos, C. I., Scott, A. C., Sodhi, N. S., & Swetnam, T. W. (2011). The human dimension of fire regimes on Earth. *Journal of Biogeography*, 38(12), 2223–2236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02595.x>
- Bowman, D. M. J. S., Balch, J. K., Artaxo, P., Bond, W. J., Carlson, J. M., Cochrane, M. A., D'Antonio, C. M., DeFries, R. S., Doyle, J. C., Harrison, S. P., Johnston, F. H., Keeley, J. E., Krawchuk, M. A., Kull, C. A., Marston, J. B., Moritz, M. A., Prentice, I. C., Roos, C. I., Scott, A. C., ... Pyne, S. J. (2009). Fire in the earth system. *Science*, 324(5926), 481–484. <https://doi.org/10.1126/science.1163886>
- Boycott, R. C. (1980). Cordylidae *Chamaesaura anguina* Cape grass lizard: Size, reproduction, and susceptibility to fire. *Journal of the Herpetological Association of Africa*, 37, 49.
- Boycott, R. C. (2015). Observations on the African grass lizards *Chamaesaura* Fitzinger (Reptilia: Sauria: Cordylidae) in Swaziland, with emphasis on fire impacts on populations in Malolotja Nature Reserve. *Durban Natural Science Museum*, 37, 30–39.
- Brady, C. A. (1979). Observations on the behavior and ecology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*). In *Vertebrate ecology in the northern neotropics* (p. 161–171). Smithsonian Institution Press. Washington, D.C.
- Breiman, L. (2002). *Manual On Setting Up, Using, And Understanding Random Forests V3.1*. [http://oz.berkeley.edu/users/breiman/%0AUsing\\_random\\_forests\\_V3.1.pdf](http://oz.berkeley.edu/users/breiman/%0AUsing_random_forests_V3.1.pdf).
- Briani, D. C., Palma, A. R. T., Vieira, E. M., & Henriques, R. P. B. (2004). Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 13(5), 1023–1037. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000014467.27138.0b>
- Brockie, R. E., Sadleir, R. M. F. S., & Linklater, W. L. (2009). Long-term wildlife road-kill counts in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology*, 36(2), 123–134. <https://doi.org/10.1080/03014220909510147>
- Brody, A. J., & Pelton, M. R. (1989). Effects of roads on black bear movements in western North Carolina. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 17(1), 5–10.

<https://doi.org/10.2307/3782028>

- Brook, B. W., Sodhi, N. S., & Bradshaw, C. J. A. (2008). Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(8), 453–460. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011>
- Bueno, C. C., Almeida, P. J. A. L., & José A. L. de Almeida, P. (2010). Sazonalidade de atropelamentos e os padrões de movimentos em mamíferos na BR-040 (Rio de Janeiro-Juiz de Fora). *Revista Brasileira de Zoociências*, 12(3), 219–226.
- Bueno, C., Sousa, C. O. M., & Freitas, S. R. (2015). Habitat or matrix: which is more relevant to predict road-kill of vertebrates? *Brazilian Journal of Biology*, 75(4 suppl 1), 228–238. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.12614>
- Bueno, Cecilia, Faustino, M. T., & Freitas, S. R. (2013). Influence of landscape characteristics on capybara road-kill on highway BR-040, Southeastern Brazil. *Oecologia Australis*, 17(2), 130–137. <https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1702.11>
- Burkpile, D. E., Thompson, D. I., Fynn, R. W. S., Koerner, S. E., Eby, S., Govender, N., Hagenah, N., Lemoine, N. P., Matchett, K. J., Wilcox, K. R., Collins, S. L., Kirkman, K. P., Knapp, A. K., & Smith, M. D. (2016). Fire frequency drives habitat selection by a diverse herbivore guild impacting top–down control of plant communities in an African savanna. *Oikos*, 125(11), 1636–1646. <https://doi.org/10.1111/oik.02987>
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (1998). *Model selection and multimodel inference: a practical informationtheoretic approach* (2<sup>o</sup> ed). Springer Verlag.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2004). *Model Selection and Multimodel Inference* (Kenneth P. Burnham & D. R. Anderson (orgs.)). Springer New York. <https://doi.org/10.1007/b97636>
- Caceres, N. C. (2011). Biological characteristics influence mammal road kill in an Atlantic Forest-Cerrado interface in south-western Brazil. *Italian Journal of Zoology*, 78(3), 379–389. <https://doi.org/10.1080/11250003.2011.566226>
- Cáceres, N. C. (2000). Population ecology and reproduction of the white-eared opossum *Didelphis albiventris* (Mammalia, Marsupialia) in an urban environment of Brazil.

*Ciencia e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, 52(3), 171–174.

Cáceres, N. C., Casella, J., Goulart, C. D. S., Neotropical, M., Federal, U., & Maria, S. (2012). Variação Espacial E Sazonal De Atropelamentos De Mamíferos No Bioma Cerrado, Rodovia Br 262, Sudoeste Do Brasil. *Mastozoología neotropical*, 19(1), 21–33.

Camargo, A. C. L., Barrio, R. O. L., de Camargo, N. F., Mendonça, A. F., Ribeiro, J. F., Rodrigues, C. M. F., & Vieira, E. M. (2018). Fire affects the occurrence of small mammals at distinct spatial scales in a neotropical savanna. *European Journal of Wildlife Research*, 64(6). <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1224-8>

Camilo-Alves, C. D. S. E. P., & Mourão, G. D. M. (2006). Responses of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) to variation in ambient temperature. *Biotropica*, 38(1), 52–56. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00106.x>

Carvalho, C. F., Custódio, A. E. I., & Junior, O. M. (2015). Wild vertebrates roadkill aggregations on the BR-050 highway, state of Minas Gerais, Brazil. *Bioscience Journal*, 31(3), 951–959. <https://doi.org/10.14393/BJ-v31n3a2015-27468>

Carvalho, C. F., Custódio, A. E. I., & Júnior, O. M. (2017). Influence of climate variables on roadkill rates of wild vertebrates in the cerrado biome, Brazil. *Bioscience Journal*, 1632–1641. <https://doi.org/10.14393/bj-v33n6a2017-39538>

Carvalho, F. M. V., De Marco, P., & Ferreira, L. G. (2009). The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*, 142(7), 1392–1403. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.031>

Cary, G., & Banks, J. G. (2000). Fire regime sensitivity to global climate change: an Australian perspective. In J. Innes, M. Beniston, & M. Verstraete (Orgs.), *Biomass burning and its inter-relationships with the climate system* (p. 233–246).

CBEE, C. B. de E. de E. (2016). *Atropelômetro*. <http://cbee.ufla.br/portal/atropelometro>

Cerqueira, R. C., & Grilo, C. (2021). Direct and indirect effects of roads on space use

by jaguars in Brazil. *Scientific Reports*, 1–9. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-01936-6>

Cerqueira, R. C., Leonard, P. B., da Silva, L. G., Bager, A., Clevenger, A. P., Jaeger, J. A. G., & Grilo, C. (2021). Potential Movement Corridors and High Road-Kill Likelihood do not Spatially Coincide for Felids in Brazil: Implications for Road Mitigation. *Environmental Management*, 67(2), 412–423. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01411-4>

Cherem, J. J., Kammers, M., Ghizoni-Jr., I. R., & Martins, A. (2007). Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. *Biotemas*, 20(2), 81–96.

Chia, E. K., Bassett, M., Nimmo, D. G., Leonard, S. W. J., Ritchie, E. G., Clarke, M. F., Bennett, A. F., & Peters, D. P. C. (2015). Fire severity and fire-induced landscape heterogeneity affect arboreal mammals in fire-prone forests. *Ecosphere*, 6(10). <https://doi.org/10.1890/ES15-00327.1>

Cirino, D. W., & Freitas, S. R. (2019). Quais são os mamíferos silvestres mais atropelados no Brasil? *Semana da Biologia UFABC*, November 2018, 48–56.

Clarke, G. P., White, P. C. L., & Harris, S. (1998). Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation*, 86(2), 117–124. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00018-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00018-4)

Clevenger, A. P., Chruszcz, B., & Gunson, K. E. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109(1), 15–26. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00127-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00127-1)

Coelho, C. M., De Melo, L. F. B., Sábato, M. A. L., Vaz Magni, E. M., Hirsch, A., & Young, R. J. (2008). Habitat use by wild maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) in a transition zone environment. *Journal of Mammalogy*, 89(1), 97–104. <https://doi.org/10.1644/06-MAMM-A-383.1>

Coelho, I. P., Kindel, A., & Coelho, A. V. P. (2008). Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, 54(4), 689–699. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0197-4>

- Coffin, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15(5), 396–406. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006>
- Collinson, W. J., Parker, D. M., Bernard, R. T. F., Reilly, B. K., & Davies-Mostert, H. T. (2014). Wildlife road traffic accidents: A standardized protocol for counting flattened fauna. *Ecology and Evolution*, 4(15), 3060–3071. <https://doi.org/10.1002/ece3.1097>
- CONAB. (2019). *Calendário de Plantio e Colheita de Grãos no Brasil 2019*. 75. <https://www.conab.gov.br/institucional/publicacoes/outras-publicacoes/item/7694-calendario-agricola-plantio-e-colheita>
- Conard, J. M., & Gipson, P. S. (2006). Spatial and seasonal variation in wildlife-vehicle collisions. *Prairie Naturalist*, 38(4), 251–260.
- Coombs, G. (2015). *High incidence of Cape grass lizard ( Chamaesaura anguina anguina ) mortality due to roadkill following fynbos fire* . 8(December).
- Corrêa, L. L. C., Silva, D. E., de Oliveira, S. V., Finger, J. V. G., dos Santos, C. R., & Petry, M. V. (2017). Levantamento de vertebrados atropelados em rodovias do sul do Brasil. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, 39(2), 219–225. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v39i2.33788>
- Costa, L. de S. (2011). Levantamento de mamíferos silvestres de pequeno e médio porte atropelados na BR 101, entre os municípios de Joinville e Piçarras, Santa Catarina. *Bioscience Journal*, 27(4), 666–672.
- da Cunha, H. F., Moreira, F. G. A., & Silva, S. de S. (2010). Roadkill of wild vertebrates along the GO-060 road between Goiânia and Iporá, Goiás State, Brazil. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, 32(3), 257–263. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v32i3.4752>
- Dalponete, Julio C. (2009). *Lycalopex vetulus* (Carnivora: Canidae). *Mammalian Species*, 847, 1–7. <https://doi.org/10.1644/847.1>
- Dalponete, Júlio C., & Tavares-Filho, J. A. (2004). Diet of the Yellow Armadillo, *Euphractus sexcinctus*, in South-Central Brazil. *Edentata*, 6(1), 37.

<https://doi.org/10.1896/1413-4411.6.1.37>

- Damato, M., & Romanini, P. U. (2006). *Gerenciamento de resíduos sólidos em rodovias concedidas do estado de São Paulo*. [http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/uruguay30/BR05420\\_DAMATO.pdf](http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/uruguay30/BR05420_DAMATO.pdf)
- Danks, Z. D., & Porter, W. F. (2010). Temporal, Spatial, and Landscape Habitat Characteristics of Moose–Vehicle Collisions in Western Maine. *Journal of Wildlife Management*, *74*(6), 1229–1241. <https://doi.org/10.2193/2008-358>
- Desbiez, A. L. J., & Medri, Í. M. (2010). Density and Habitat use by Giant Anteaters ( *Myrmecophaga tridactyla* ) and Southern Tamanduas ( *Tamandua tetradactyla* ) in the Pantanal Wetland, Brazil . *Edentata*, *11*(1), 4–10. <https://doi.org/10.1896/020.011.0102>
- DNIT. (2021). *Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes*. <https://www.gov.br/dnit/pt-br>
- do Vale, C. A., Sant’Anna, A. C., Júnior, J. G. C., & Prezoto, F. (2020). Reflections on Potential Risk Factors of Callitrichidae Run Over in an Urban Area: A Case Report of Marmoset Deaths. *Journal of Applied Animal Welfare Science*, *00*(00), 1–8. <https://doi.org/10.1080/10888705.2020.1785883>
- Dodd, N. L., Gagnon, J. W., Boe, S., & Schweisburg, R. E. (2007). Assessment of Elk Highway Permeability by Using Global Positioning System Telemetry. *Journal of Wildlife Management*, *71*(4), 1107–1117. <https://doi.org/10.2193/2006-106>
- Dotta, G., & Verdade, L. M. (2007). Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. *Biota Neotropica*, *7*(2), 287–292. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032007000200031>
- Drews, C. (1995). Road kills of animals by public traffic in Mikumi National Park, Tanzania, with notes on baboon mortality. *African Journal of Ecology*, *33*(2), 89–100. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.1995.tb00785.x>
- Dussault, C., Poulin, M., Courtois, R., & Ouellet, J.-P. (2006). Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology*, *12*(4), 415–425. <https://doi.org/10.2981/0909->

- Eberhardt, E., Mitchell, S., & Fahrig, L. (2013). Road kill hotspots do not effectively indicate mitigation locations when past road kill has depressed populations. *Journal of Wildlife Management*, 77(7), 1353–1359. <https://doi.org/10.1002/jwmg.592>
- Eby, S. L., Anderson, T. M., Mayemba, E. P., & Ritchie, M. E. (2014). The effect of fire on habitat selection of mammalian herbivores: The role of body size and vegetation characteristics. *Journal of Animal Ecology*, 83(5), 1196–1205. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12221>
- Epps, C. W., Palsbøll, P. J., Wehausen, J. D., Roderick, G. K., Ramey, R. R., & McCullough, D. R. (2005). Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. *Ecology Letters*, 8(10), 1029–1038. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00804.x>
- Espinosa A, S. J. A. M. A., Comarcal, O., & Forestales, D. A. (2012). Incidencia de los atropellos sobre la fauna vertebrada en el Valle de El Paular . LIC " Cuenca del río Lozoya y Sierra Norte " Incidence of roadkills on vertebrates within the Valle de El Paular. *Munibe*, 60(June), 209–236.
- Facure, K. G., Giaretta, A. A., & Monteiro-Filho, E. L. A. (2003). Food habits of the crab-eating-fox, *Cerdocyon thous*, in an altitudinal forest of the Mantiqueira Range, southeastern Brazil. *Mammalia*, 67(4), 503–511. <https://doi.org/10.1515/mamm-2003-0404>
- Farmer, R. G., & Brooks, R. J. (2012). Integrated risk factors for vertebrate roadkill in southern Ontario. *Journal of Wildlife Management*, 76(6), 1215–1224. <https://doi.org/10.1002/jwmg.358>
- Ferreguetti, A. C., Graciano, J. M., Luppi, A. P., Pereira-Ribeiro, J., Rocha, C. F. D., & Bergallo, H. G. (2020). Roadkill of medium to large mammals along a Brazilian road (BR-262) in Southeastern Brazil: spatial distribution and seasonal variation. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 55(3), 216–225. <https://doi.org/10.1080/01650521.2020.1719006>
- Ferreras, P., Aldama, J. J., Beltrán, J. F., & Delibes, M. (1992). Rates and causes of

- mortality in a fragmented population of Iberian lynx *Felis pardina* Temminck, 1824. *Biological Conservation*, *61*(3), 197–202. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91116-A](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91116-A)
- Fischer, W. A. (1997). Efeitos da BR-262 na mortalidade de vertebrados silvestres: síntese naturalística para a conservação da região do Pantanal, MS [Universidade Federal de Mato Grosso do Sul]. In *Mestrado em Ecologia e Conservação* (Número December). <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.32709.55528>
- Fisher, N. I. (1993). *Statistical analysis of circular data*. Cambridge University Press.
- Foerster, C. R., & Vaughan, C. (2002). Home range, habitat use, and activity of Baird's tapir in Costa Rica. *Biotropica*, *34*(3), 423–437. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2002.tb00556.x>
- Ford, A. T., & Fahrig, L. (2007). Diet and body size of North American mammal road mortalities. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, *12*(7), 498–505. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2007.07.002>
- Ford, W. M., Menzel, M. A., McGill, D. W., Laerm, J., & McCay, T. S. (1999). Effects of a community restoration fire on small mammals and herpetofauna in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management*, *114*(2–3), 233–243. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00354-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00354-5)
- Forero-Medina, G., & Vieira, M. V. (2009). Perception of a fragmented landscape by neotropical marsupials: Effects of body mass and environmental variables. *Journal of Tropical Ecology*, *25*(1), 53–62. <https://doi.org/10.1017/S0266467408005543>
- Forman, R. T. T. (2000). Estimate of the Area Affected Ecologically by the Road System in the United States. *Conservation Biology*, *14*(1), 31–35.
- 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, V. H., Fahrig, L., France, R. L., Goldman, C. R., Heanue, K., Jones, J., Swanson, F., Turrentine, T., & Winter, T. C. (2003). *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press.

- Foster, M. L., & Humphrey, S. R. (1995). Use of Highway Underpasses by Florida Panthers and Other Wildlife. *Wildlife Society Bulletin*, 23(1), 95–100. <http://www.jstor.org/stable/3783202%5Cnhttp://www.jstor.org/page/info/about/policies/terms.jsp>
- Franklin, J. F., Lindenmayer, D. B., Macmahon, J. A., McKee, A., Magnuson, J. J., Perry, D. A., Waide, R. B., & Foster, D. R. (2000). Threads of Continuity There are immense differences between even-aged silvicultural disturbances (especially clearcutting) and natural disturbances, such as windthrow, wildfire, and even volcanic eruptions. *Conservation in Practice*, 1, 8–17.
- Freitas, Carlos Henrique. (2009). *Atropelamento de vertebrados nas rodovias MG-428 e SP-334 com análise dos fatores condicionantes e valoração econômica da fauna*. Universidade Estadual Paulista.
- Freitas, Carlos H. de, Justino, C. S., & Setz, E. Z. F. (2014). Road-kills of the giant anteater in south-eastern Brazil: 10 years monitoring spatial and temporal determinants. *Wildlife Research*, 41(8), 673–680. <https://doi.org/10.1071/WR14220>
- Freitas, L. E. de. (2012). A influência Dos Padrões De Paisagem No Atropelamento De Fauna: O Caso Da Br-040. In *Programa de Pós-Graduação em Geografia*. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Freitas, Simone Rodrigues de, Oliveira, A. de N., Ciocheti, G., Vieira, M. V., Matos, D. M. da S., de Freitas, S. R., de Oliveira, A. N., Ciocheti, G., Vieira, M. V., & Matos, D. M. da S. (2015). How landscape features influence road-kill of three species of mammals in the Brazilian savanna? *Oecologia Australis*, 18, 35–45. <https://doi.org/10.4257/oeco.2014.18.05.02>
- Freitas, Simone R, Sousa, C. O. M., & Bueno, C. (2013). Effects of landscape characteristics on roadkill of mammals, birds and reptiles in a highway crossing the Atlantic forest in southeastern Brazil. *Proceedings of the 2013 International Conference on Ecology and Transportation (ICOET), March 2015*, 11 pp. [online: [www.icoet.net/ICOET\\_2013/proceedin](http://www.icoet.net/ICOET_2013/proceedin). <https://www.researchgate.net/publication/273439321>

- French, M. G., & French, S. P. (1996). Large mammal mortality in the 1988 Yellowstone fires. *2nd biennial conference on the Greater Yellowstone Ecosystem*, 113–115.
- George, L., Macpherson, J. L., Balmforth, Z., & Bright, P. W. (2011). Using the dead to monitor the living: Can road kill counts detect trends in mammal abundance? *Applied Ecology and Environmental Research*, 9(1), 27–41. [https://doi.org/10.15666/aeer/0901\\_027041](https://doi.org/10.15666/aeer/0901_027041)
- Gill, A. M., Groves, R. H., & Noble, I. R. (1981). *Fire and the Australian biota*. Australian Academy of Science. <https://doi.org/https://doi.org/10.1093/forestscience/42.2.259>
- 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), 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.001>
- Goebel, L. G. A., Santos, K. R. dos, & Gonçalves, M. S. (2019). Ocorrência de lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*, Illiger, 1815) no sul do estado de Rondônia, norte do Brasil. *Saber Científico*, 8(1), 156–161.
- González-Suárez, M., Zanchetta Ferreira, F., & Grilo, C. (2018). Spatial and species-level predictions of road mortality risk using trait data. *Global Ecology and Biogeography*, 27(9), 1093–1105. <https://doi.org/10.1111/geb.12769>
- Gordo, M., Calleia, F. O., Vasconcelos, S. A., Leite, J. J. F., & Ferrari, S. F. (2013). Primates in fragments: Complexity and resilience. In L. K. Marsh & C. A. Chapman (Orgs.), *Primates in Fragments: Complexity and Resilience* (p. 1–539). <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8839-2>
- Goulart, V. D. L. R., Teixeira, C. P., & Young, R. J. (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(4), 641–649. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0362-4>
- Grant, J., Hopcraft, C., Sinclair, A. R. E., & Packer, C. (2005). Planning for success: Serengeti lions seek prey accessibility rather than abundance. *Journal of Animal Ecology*, 74(3), 559–566. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2005.00955.x>

- Griffiths, A. D., & Brook, B. W. (2014). Effect of fire on small mammals: A systematic review. *International Journal of Wildland Fire*, 23(7), 1034–1043. <https://doi.org/10.1071/WF14026>
- Grilo, C., Bissonette, J. A., & Cramer, P. C. (2010). *Mitigation measures to reduce impacts on biodiversity*.
- Grilo, C., Bissonette, J. A., & Santos-Reis, M. (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biological Conservation*, 142(2), 301–313. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.026>
- Grilo, C., Coimbra, M. R., Cerqueira, R. C., Barbosa, P., Dornas, R. A. P., Gonçalves, L. O., Teixeira, F. Z., Coelho, I. P., Schmidt, B. R., Pacheco, D. L. K., Schuck, G., Esperando, I. B., Anza, J. A., Beduschi, J., Oliveira, N. R., Pinheiro, P. F., Bager, A., Secco, H., Guerreiro, M., ... Kindel, A. (2019). Brazil Road-Kill: A Dataset of Wildlife Terrestrial Vertebrate Road-Kills. *The Bulletin of the Ecological Society of America*, 100(1), e01449. <https://doi.org/10.1002/bes2.1449>
- Gumier-Costa, F., & Sperber, C. F. (2009). Atropelamentos de vertebrados na Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil. *Acta Amazonica*, 39(2), 459–466. <https://doi.org/10.1590/s0044-59672009000200027>
- Hammer, Y., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). *Past: Paleontological statistics software package for education and data analysis* (4.02). <https://palaeo-electronica.org/>
- Hegel, C. G. Z., Consalter, G. C., & Zanella, N. (2012). Mamíferos Silvestres Atropelados Na Rodovia Rs-135 E Entorno. *Biotemas*, 25(2), 165–170. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n2p165>
- Hengemühle, A., Cademartori, C. V., HENGEMÜHLE, Aneline CADEMARTORI, C. V., Hengemühle<sup>1</sup>, A., & Cademartori<sup>1</sup>, C. V. (2008). Levantamento De Mortes De Vertebrados Silvestres Devido a Atropelamento Em Um Trecho Da Estrada Do Mar (Rs-389). *Biodiversidade Pampea*, 6(2), 4–10.
- Herrera, E. A., Salas, V., Congdon, E. R., Corriale, M. J., & Tang-Martínez, Z. (2011). Capybara social structure and dispersal patterns: Variations on a theme. *Journal of Mammalogy*, 92(1), 12–20. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-S-420.1>

- Hobbs, R. J., & Huenneke, L. F. (1992). Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology*, 6(3), 324–337. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.06030324.x>
- Hoffmann, W. A., & Moreira A. G. (2002). The role of fire in population dynamics of woody plants. In P. S. Oliveira & R. J. Marquis (Orgs.), *The Cerrados of Brazil. Ecology and natural history of a Neotropical Savanna* (p. 159–177). Columbia University Press.
- 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. <https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1701.11>
- IBGE. (2021). *Estimativas da população residente no Brasil e unidades da federação com data de referência em 1º de julho de 2021*. [https://ftp.ibge.gov.br/Estimativas\\_de\\_Populacao/Estimativas\\_2021/estimativa\\_do\\_u\\_2021.pdf](https://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2021/estimativa_do_u_2021.pdf)
- ICMBio. (2018). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. In *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção* (Vol. 1).
- ICMBIO, I. C. M. de C. da B. (2018). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II – Mamíferos. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, II*, 622.
- INPE. (2020). *Banco de Dados de queimadas*. <http://www.inpe.br/queimadas/bdqueimadas>
- IUCN. (2021). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1*. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)
- Jaarsma, C. F., van Langevelde, F., Baveco, J. M., van Eupen, M., & Arisz, J. (2007). Model for rural transportation planning considering simulating mobility and traffic kills in the badger *Meles meles*. *Ecological Informatics*, 2(2), 73–82. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2007.04.004>
- Jackson, H. B., & Fahrig, L. (2012). What size is a biologically relevant landscape?

*Landscape Ecology*, 27(7), 929–941. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9757-9>

- Jácomo, A. T. de A., Silveira, L., & Diniz-Filho, J. A. F. (2004). Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology*, 262(1), 99–106. <https://doi.org/10.1017/S0952836903004473>
- Jaeger, J. A. G., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K., Gruber, B., & Von Toschanowitz, K. T. (2005). Predicting when animal populations are at risk from roads: An interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185(2–4), 329–348. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.12.015>
- Jedicke, E. (1994). *Biotopverbund - Grundlagen und Massnahmen einer neuen Naturschutzstrategie*. (2<sup>o</sup> ed). Editora Eugen Ulmer.
- Kang, W., Minor, E. S., Woo, D., Lee, D., & Park, C. R. (2016). Forest mammal roadkills as related to habitat connectivity in protected areas. *Biodiversity and Conservation*, 25(13), 2673–2686. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1194-7>
- Klein, D. R. (1971). Reaction of reindeer to obstructions and disturbances. *Science*, 173(3995), 393–398. <https://doi.org/10.1126/science.173.3995.393>
- Kovach, W. L. (2011). *Oriana – Circular Statistics for Windows* (4.02). Kovach Computing Services.
- Kučas, A., & Balčiauskas, L. (2021). Impact of Road Fencing on Ungulate–Vehicle Collisions and Hotspot Patterns. *Land*, 10(4). <https://doi.org/10.3390/land10040338>
- Kušta, T., Keken, Z., Ježek, M., Holá, M., & Šmíd, P. (2017). The effect of traffic intensity and animal activity on probability of ungulate-vehicle collisions in the Czech Republic. *Safety Science*, 91, 105–113. <https://doi.org/10.1016/j.ssci.2016.08.002>
- Langen, T. A., Gunson, K. E., Scheiner, C. A., & Boulterice, J. T. (2012). Road mortality in freshwater turtles: Identifying causes of spatial patterns to optimize road planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation*, 21(12), 3017–3034.

<https://doi.org/10.1007/s10531-012-0352-9>

- Lapenta, M. J., Procópio-De-Oliveira, P., Kierulff, M. C. M., & Motta, J. C. (2008). Frugivory and seed dispersal of golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia* (Linnaeus, 1766)) in a forest fragment in the Atlantic Forest, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68(2), 241–249. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000200004>
- Laurance, W. F., Albernaz, A. K. M., Schroth, G., Fearnside, P. M., Bergen, S., Venticinque, E. M., & Da Costa, C. (2002). Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography*, 29(5–6), 737–748. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00721.x>
- Laurance, W. F., Goosem, M., & Laurance, S. G. W. (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(12), 659–669. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.009>
- Lawes, M. J., Murphy, B. P., Fisher, A., Woinarski, J. C. Z., Edwards, A. C., & Russell-Smith, J. (2015). Small mammals decline with increasing fire extent in northern Australia: Evidence from long-Term monitoring in Kakadu National Park. *International Journal of Wildland Fire*, 24(5), 712–722. <https://doi.org/10.1071/WF14163>
- Legge, S., Murphy, S., Heathcote, J., Flaxman, E., Augusteyn, J., & Crossman, M. (2008). The short-term effects of an extensive and high-intensity fire on vertebrates in the tropical savannas of the central Kimberley, northern Australia. *Wildlife Research*, 35(1), 33–43. <https://doi.org/10.1071/WR07016>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.01.015>
- Liaw, A., & Wiener, M. (2002). Classification and Regression by randomForest. *R News*, 2(3), 18–22.
- Linden, B., Foord, S., Horta-Lacueva, Q. J. B., & Taylor, P. J. (2020). Bridging the gap: How to design canopy bridges for arboreal guenons to mitigate road collisions. *Biological Conservation*, 246, 108560.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108560>

- Lines, J. A., Lee, S. R., & Stiles, M. A. (1994). Noise in the countryside. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 57, 251–261.
- Lodé, T. (2000). Effect of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations. *Ambio*, 29(3), 163–166. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-29.3.163>
- Loretto, D., & Vieira, M. V. (2005). The effects of reproductive and climatic seasons on movements in the black-eared opossum (*Didelphis aurita* Wied-Neuwied, 1826). *Journal of Mammalogy*, 86(2), 287–293. <https://doi.org/10.1644/BEH-117.1>
- Lyra-Jorge, M. C., Ciocheti, G., & Pivello, V. R. (2008). Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 17(7), 1573–1580. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9366-8>
- Macdonald, D. W., & Courtenay, O. (1996). Enduring social relationships in a population of crab-eating zorros, *Cercocyon thous*, in Amazonian Brazil (Carnivora, Canidae). *Journal of Zoology*, 239(2), 329–355. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1996.tb05454.x>
- Mace, R. D., Waller, J. S., Manley, T. L., Lyon, L. J., & Zuuring, H. (1996). Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains Montana. *The Journal of Applied Ecology*, 33(6), 1395–1404. <https://doi.org/10.2307/2404779>
- Malo, J. E., Suárez, F., & Díez, A. (2004). Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology*, 41(4), 701–710. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00929.x>
- Mantovani, J. E. (2001). Determinação de área de vida de três carnívoros com rádio telemetria e tele.pdf. *Tese (Doutorado em Ciências - Ecologia e Recursos Naturais)*, 118.
- Martinelli, M. M., & Volpi, T. A. (2011). Mamíferos atropelados na Rodovia Armando Martinelli (ES-080), Espírito Santo, Brasil. *Natureza on line*, 9(3), 113–116.
- Mazón, M. (2016). Taking shortcuts to measure species diversity: parasitoid Hymenoptera subfamilies as surrogates of species richness. *Biodiversity and*

*Conservation*, 25(1), 67–76. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-1029-y>

Mccown, W., Kubilis, P., Eason, T., & Scheick, B. (2004). Black bear movements and habitat use relative to roads in Ocala National Forest. In *Florida Fish and Wildlife Conservation Commission* (Número May).

McGuire, T. M., & Morrall, J. F. (2000). Strategic highway improvements to minimize environmental impacts within the Canadian Rocky Mountain National Parks. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 27(3), 523–532. <https://doi.org/10.1139/199-096>

McLellan, B. N., & Shackleton, D. M. (1988). *Grizzly bears and resource-extraction industries: effects of roads on behaviour, habitat use and demography*. 25(2), 451–460.

McLennan, M. R., & Asiimwe, C. (2016). Cars kill chimpanzees: case report of a wild chimpanzee killed on a road at Bulindi, Uganda. *Primates*, 57(3), 377–388. <https://doi.org/10.1007/s10329-016-0528-0>

McNab, B. K. (1985). Energetics, population biology, and distribution of xenarthrans, living and extinct. In *The Evolution and Ecology of Armadillos, Sloths, and Vermilinguas* (p. 119–232). Smithsonian Institution Press.

Medici, E. P., Flesher, K., Beisiegel, B. D. M., & Keuroghlian, A. (2012). Avaliação do Risco de Extinção da Anta brasileira *Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758, no Brasil Emília. *Biodiversidade Brasileira*, 2(3), 103–116.

Medri, Í. M. (2008). Ecologia e história natural do tatu-peba, *Euphractus sexcinctus* (Linnaeus, 1758), no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. *Departamento de Ecologia*, 167.

Melo, E. S., & Santos-Filho, M. (2007). Efeitos da BR-070 na Província Serrana de Cáceres, Mato Grosso, sobre a comunidade de vertebrados silvestres. *Revista Brasileira de Zootecias*, 9(2), 185–192.

Mendonça, A. F., Armond, T., Camargo, A. C. L., Camargo, N. F., Ribeiro, J. F., Zangrandi, P. L., & Vieira, E. M. (2015). Effects of an extensive fire on arboreal small mammal populations in a neotropical savanna woodland. *Journal of*

*Mammalogy*, 96(2), 368–379. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv038>

Miller, J. D., Safford, H. D., Crimmins, M., & Thode, A. E. (2009). Quantitative evidence for increasing forest fire severity in the Sierra Nevada and southern Cascade Mountains, California and Nevada, USA. *Ecosystems*, 12(1), 16–32. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9201-9>

Minor, E. S., & Lookingbill, T. R. (2010). A multiscale network analysis of protected-area connectivity for mammals in the United States. *Conservation Biology*, 24(6), 1549–1558. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01558.x>

Miranda, J. E. S., Umetsu, R. K., de Melo, F. R., Melo, F. C. S. A., Pereira, K. F., & Oliveira, S. R. (2017). Roadkill in the Brazilian cerrado savanna: Comparing five highways in southwestern Goiás. *Oecologia Australis*, 21(3 Special Issue), 337–349. <https://doi.org/10.4257/oeco.2017.2103.10>

Møller, A. P., Erritzøe, H., & Erritzøe, J. (2011). A behavioral ecology approach to traffic accidents: interspecific variation in causes of traffic casualties among birds. *Zoological Research*, 32(2), 115–127. <https://doi.org/10.3724/SP.J.1141.2011.02115>

Moraga, A. D., Martin, A. E., & Fahrig, L. (2019). The scale of effect of landscape context varies with the species' response variable measured. *Landscape Ecology*, 9. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00808-9>

Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(2), 58–62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)

Newmark, W. D., Boshe, J. I., Sariko, H. I., & Makumbule, G. K. (1996). Effects of a highway on large mammals in Mikumi National Park, Tanzania. *African Journal of Ecology*, 34(1), 15–31. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.1996.tb00590.x>

Noonan, M. J., Ascensão, F., Yogui, D. R., & Desbiez, A. L. J. (2021). Roads as ecological traps for giant anteaters. *Animal Conservation*, 53798(53798), 1–32. <https://doi.org/10.1111/acv.12728>

Oliveira-Santos, L. G. R., Machado-Filho, L. C. P., Tortato, M. A., & Brusius, L.

- (2010). Influence of extrinsic variables on activity and habitat selection of lowland tapirs (*Tapirus terrestris*) in the coastal sand plain shrub, southern Brazil. *Mammalian Biology*, 75(3), 219–226. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2009.05.006>
- Oliveira, M. L. De, Ferreira, R. M., Gomes, M. D. P., Iha, D. S., Lorenzon, C. S., Maurício, J. B., Iha, D. S., Lorenzon, C. S., & Maurício, J. (2010). Estudo populacional de gambás, *Didelphis albiventris* (Mammalia, Didelphidae), em um pequeno fragmento florestal. *Mastozoologia Neotropical*, 17(1), 161–165.
- Orlandin, E., Piovesan, M., Favretto, M. A., & D’Agostini, F. M. (2015). Mamíferos de Médio e Grande Porte Atropelados no Oeste de Santa Catarina, Brasil. *Biota Amazônia*, 5(4), 125–130. <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v5n4p125-130>
- Orlowski, G., Nowak, L., Orlowski, G., & Nowak, L. (2006). Factors influencing mammal roadkills in the agricultural landscape of South-Western Poland. *Polish Journal of Ecology*, 54(2), 283–294.
- Paglia, A. P., Fonseca, G. A. B. da, Rylands, A. B., Herrmann, G., S., L. M. A., 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). Lista anotada dos mamíferos do Brasil. In *Occasional Papers in Conservation Biology* (Vol. 4, Número 6). <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Lista+Anotados+dos+Mamíferos+do+Brasil#0>
- Park, N., Biome, C., Carvalho-roel, C. F., Alves, G. B., Almeida, A. T. De, Moreira, R. A., Tôrres, N. M., & Silveira, L. (2021). Wildlife roadkill in the surroundings of Emas National Park, Cerrado Biome, Brazil. In *Oecologia Australis* (Número March).
- Pinheiro, B. F., & Turci, L. C. B. (2013). Vertebrados atropelados na estrada da Variante (BR-307), Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil. *Natureza on line*, 11(2), 68–78.
- Pivello, V. R. (2011). The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. *Fire Ecology*, 7(1), 24–39.

<https://doi.org/10.4996/fireecology.0701024>

- Prada, C. de S. (2004). *Atropelamento de vertebrados silvestres em uma região fragmentada no nordeste no estado de São Paulo: Quantificação do impacto e análise de fatores envolvidos*. Universidade Federal de São Carlos.
- Prevedello, J. A. (2009). Efeitos da heterogeneidade da matriz sobre a capacidade percentual e movimentos de marsupiais (Mammalia, Didelphimorphia) em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica. *Mastozoologia Neotropical*, 16(2), 519–520. <http://www.redalyc.org/pdf/995/99515223003.pdf>
- Prevedello, J. A., & Vieira, M. V. (2010). Plantation rows as dispersal routes: A test with didelphid marsupials in the Atlantic Forest, Brazil. *Biological Conservation*, 143(1), 131–135. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.016>
- Puig, J., McBride, J. R., Herrin, M. G., & Arnold, T. S. (2007). Roadkill and Landscape Scales on the California Central Coast. *ICOET*, 617–622. <https://doi.org/10.1177/1466138102003004016>
- QGIS Development Team. (2020). *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project*. <http://www.qgis.org/>
- Quamruzzaman, M., Debbarma, P., & Abu Hanifa Mehedi, M. (2016). Observations on some roadkill of snakes and mammals adjacent to Satchari National park, Bangladesh. *The Journal of Zoology Studies Journalofzoology.com The Journal of Zoology Studies JOZS*, 3(34), 87–90. <http://www.journalofzoology.com/volume3/v3i4/pdf/11.1.pdf>
- Quintana, R. D. (2003). Seasonal effects on overlap trophic niche between capybara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) and livestock, and on trophic niche breadths in a rangeland of Central Entre Ríos, Argentina. *Mammalia*, 67(1), 33–40. <https://doi.org/10.1515/mamm.2003.67.1.33>
- Ramp, D., Caldwell, J., Edwards, K. A., Warton, D., & Croft, D. B. (2005). Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation*, 126(4), 474–490. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.07.001>

- Rangel, T. F., Diniz-Filho, J. A. F., & Bini, L. M. (2010). SAM: A comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography*, *33*(1), 46–50. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06299.x>
- Reis, N. R. dos, Peracchi, A. L., Batista, C. B., & Rosa, G. L. M. (2015). *Primates do Brasil. Guia de Campo* (1º ed). Technical Books.
- Reis, M. N., Oshima, J. E. de F., Kanda, C. Z., Palmeira, F. B. L., de Melo, F. R., Morato, R. G., Bonjorne, L., Magioli, M., Leuchtenberger, C., Rohe, F., Lemos, F. G., Martello, F., Alves-Eigenheer, M., da Silva, R. A., Silveira dos Santos, J., Priante, C. F., Bernardo, R., Rogeri, P., Assis, J. C., ... Ribeiro, M. C. (2020). NEOTROPICAL CARNIVORES: a data set on carnivore distribution in the Neotropics. *Ecology*, *101*(11), 1–5. <https://doi.org/10.1002/ecy.3128>
- Ribeiro, C. V., Almeida, C., Andriolo, V. A., & Prezoto, F. (2018). Caracterizacao das interacoes entre saguis (*Callithrix penicillata*) e humanos. *Neotropical Primates*, *24*(1), 17–21. [http://static1.1.sqspcdn.com/static/f/1200343/28089184/1551555693067/NP\\_241\\_Ribeiro\\_et\\_al\\_saguis\\_e\\_humanos+\\_pp.17-21.pdf?token=TQCEXZZ1rnkCAVmbC9XTR6YotTE%3D](http://static1.1.sqspcdn.com/static/f/1200343/28089184/1551555693067/NP_241_Ribeiro_et_al_saguis_e_humanos+_pp.17-21.pdf?token=TQCEXZZ1rnkCAVmbC9XTR6YotTE%3D)
- Ricklefs, R. E. (2010). *A economia da natureza* (6ª edição). Guanabara Koogan.
- Riley, S. P. D., Pollinger, J. P., Sauvajot, R. M., York, E. C., Bromley, C., Fuller, T. K., & Wayne, R. K. (2006). A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology*, *15*(7), 1733–1741. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2006.02907.x>
- Rocha, V. J., Aguiar, L. M., Silva-Pereira, J. E., Moro-Rios, R. F., & Passos, F. C. (2008). Feeding habits of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora: Canidae), in a mosaic area with native and exotic vegetation in Southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, *25*(4), 594–600. <https://doi.org/10.1590/s0101-81752008000400003>
- Rodrigues, N. N., & Martinez, R. A. (2014). Wildlife in our backyard: Interactions between Wied's marmoset *Callithrix kuhlii* (primates: Callithrichidae) and residents of Ilhéus, Bahia, Brazil. *Wildlife Biology*, *20*(2), 91–96.

<https://doi.org/10.2981/wlb.13057>

- Rodríguez, A., Crema, G., & Delibes, M. (1997). Factors Affecting Crossing of Red Foxes and Wildcats through Non-Wildlife Passages across a High-Speed Railway. *Ecography*, *20*, 287–294.
- Romin, L. A., & Bissonette, J. A. (1996). Temporal and spatial distribution of highway mortality of mule deer on newly constructed roads at Jordanelle Reservoir, Utah. *Great Basin Naturalist*, *56*(1), 1–11.
- Rosa, A. O., & Mauhs, J. (2004). Atropelamento de Animas Silvestres na Rodovia RS - 040. *Caderno de pesquisa*, *16*, 35–42. <http://tspace.library.utoronto.ca/handle/1807/5369>
- Rosa, C. A. da, & Bager, A. (2012). Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. *Journal of Environmental Management*, *97*(1), 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.11.004>
- Rosa, O. A., & Mauhs, J. (2004). Atropelamento de animas silvestres na rodovia RS - 040. *Caderno de pesquisa*, *16*(1), 35–42. <http://tspace.library.utoronto.ca/handle/1807/5369>
- Rost, G. R., & Bailey, J. A. (1979). Distribution of Mule Deer and Elk in Relation to Roads. *The Journal of Wildlife Management*, *43*(3), 634. <https://doi.org/10.2307/3808741>
- Rowe-Rowe, D. T. (1982). Influence of fire on antelope distribution and abundance in the Natal Drakensberg. *South African Journal of Wildlife Research*, *12*(4), 124–129.
- Sabbatini, G., Stammati, M., Tavares, M. C. H., & Visalberghi, E. (2008). Behavioral flexibility of a group of bearded capuchin monkeys (*Cebus libidinosus*) in the National Park of Brasília (Brazil): Consequences of cohabitation with visitors. *Brazilian Journal of Biology*, *68*(4), 685–693. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000400002>
- Sacramento, T. S. (2014). Influência da disponibilidade de alimentos sobre os comportamentos de um grupo de *Sapajus libidinosus* e análise das interações e

- conflitos entre humanos e macacos-prego no Parque Nacional de Brasília, DF. In *Dissertação apresentada como requisito para obtenção do Grau de Mestre em Biologia Animal pelo programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade de Brasília.*
- Sadleir, R. M. F. S., & Linklater, W. L. (2016). Annual and seasonal patterns in wildlife road-kill and their relationship with traffic density. *New Zealand Journal of Zoology*, 43(3), 275–291. <https://doi.org/10.1080/03014223.2016.1155465>
- Santana, G. de S. (2010). Fatores influentes sobre atropelamentos de vertebrados silvestres em rodovias da região central do estado do Rio Grande do Sul. In *Dissertação de mestrado em Biodiversidade Animal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), Santa Maria, Rio Grande do Sul.* Universidade Federal de Santa Maria.
- Santana, G. de S. (2012). Fatores influentes sobre atropelamentos de vertebrados na região central do Rio Grande do Sul, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, 7(1), 26–40. <https://doi.org/10.4013/nbc.2012.71.05>
- Santos, E. F. dos. (2019). *Atropelamentos de animais silvestres e identificação das zonas de agregação no ecótono Amazônia - Cerrado.* Universidade Federal de Mato Grosso.
- Santos, P. M., Bocchiglieri, A., Chiarello, A. G., Paglia, A. P., Moreira, A., de Souza, A. C., Abba, A. M., Paviolo, A., Gatica, A., Medeiro, A. Z., Costa, A. N., Gallina, A. G., Yanosky, A. A., Jesus, A., Bertassoni, A., Rocha, A., Bovo, A. A. A., Bager, A., Mol, A. C., ... Galetti, M. (2019). NEOTROPICAL XENARTHTRANS: a data set of occurrence of xenarthran species in the Neotropics. *Ecology*, 100(7). <https://doi.org/10.1002/ecy.2663>
- Santos, R. A. L., Santos, S. M., Santos-Reis, M., De Figueiredo, A. P., Bager, A., Aguiar, L. M. S., & Ascensão, F. (2016). Carcass persistence and detectability: reducing the uncertainty surrounding wildlife-vehicle collision surveys. *PLoS ONE*, 11(11), 1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165608>
- Schaefer, J. A., & Pruitt Jr., W. O. (1991). Fire and woodland caribou in southeastern Manitoba. *Wildlife Monographs*, 116, 39 pp.

- Schmidt, G. M., Lewison, R. L., & Swarts, H. M. (2020). Identifying landscape predictors of ocelot road mortality. *Landscape Ecology*, *35*(7), 1651–1666. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01042-4>
- Schroeder, É. M., & Castro, J. C. De. (1996). Transporte Rodoviário de Carga: Situação Atual e Perspectivas. *Revista do Bndes*, 1–13. [http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes\\_pt/Galerias/Arquivos/conhecimento/revista/carga.pdf](http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes_pt/Galerias/Arquivos/conhecimento/revista/carga.pdf)
- Schroeder, W., Alencar, A., Arima, E., & Setzer, A. (2010). The Spatial Distribution and Interannual Variability of Fire in Amazonia. *Amazonia and Global Change*, 43–60. <https://doi.org/10.1029/2008GM000723>
- Schwab, A. C., & Zandbergen, P. A. (2011). Vehicle-related mortality and road crossing behavior of the Florida panther. *Applied Geography*, *31*(2), 859–870. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.10.015>
- Schwilk, D. W., & Keeley, J. E. (1998). Rodent populations after a large wildfire in California chaparral and coastal sage scrub. *Southwestern Naturalist*, *43*(4), 480–483.
- Seiler, A. (1998). Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters*, *7*(5), 317–333. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.1998.00308.x>
- Seiler, A. (2005). Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology*, *42*(2), 371–382. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01013.x>
- Sensenig, R. L., Demment, M. W., & Laca, E. A. (2010). Allometric scaling predicts preferences for burned patches in a guild of East African grazers. *Ecology*, *91*(10), 2898–2907. <https://doi.org/10.1890/09-1673.1>
- Silva, G. G. (2014). *A pomba-de-bando (Zenaida auriculata - aves, Columbidae) nas paisagens agrícolas do sudoeste do brasil: distribuição, abundância e interações com a agricultura*. Universidade Federal de Santa Maria.
- Silva, J. P. S. (2008). Recuperação ambiental de rodovias no Centro-Oeste brasileiro.

- Silva Júnior, J. de S., Fernandes, M. E. B., & Cerqueira, R. (2001). New Records of the Yellow Armadillo (*Euphractus sexcinctus*) in the State of Maranhão, Brazil (*Xenarthra*, *Dasypodidae*). *Edentata*, 4, 18–23.
- Simons, L. H. (1991). Rodent dynamics in relation to fire in the Sonoran Desert. *Journal of Mammalogy*, 72(3), 518–524.
- Singer, F. J., & Schullery, P. (1989). Yellowstone wildlife: populations in process. *Western Wildlands*, 15(2), 18–22.
- Smith-Patten, B. D., & Patten, M. A. (2008). Diversity, seasonality, and context of mammalian roadkills in the southern Great Plains. *Environmental Management*, 41(6), 844–852. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9089-3>
- Smith, J. K. (2000). Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna. In *Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station* (Vol. 1, Número January).
- Souza, C. M., Shimbo, J. Z., Rosa, M. R., Parente, L. L., Alencar, A. A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., Ferreira, L. G., Souza-Filho, P. W. M., de Oliveira, S. W., Rocha, W. F., Fonseca, A. V., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, E., ... Azevedo, T. (2020). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. *Remote Sensing*, 12(17). <https://doi.org/10.3390/RS12172735>
- Souza, V. E., Somavilla, J. P., Oliveira, J. S. de, Schalleberger, L. F., Buriol, G. A., & Domingues, A. L. (2017). Animais atropelados em um trecho da rodovia BR-158, região central do Rio Grande do Sul. *Disciplinarum Scientia*, 18(2), 265–276.
- Spironello, W. R. (1987). Range size of a group of *Cebus a. apella* in central Amazonia. *International Journal of Primatology*, 8(5), 522.
- Spironelo, W. R. (1991). Importância dos frutos de palmeiras (*Palmae*) na dieta de um grupo de *Cebus apella* (*Cebidae*, *Primates*) na Amazônia Central. In *A Primatologia no Brasil* (p. 285–296).

- Stannard, H. J., Wynan, M. B., Wynan, R. J., Dixon, B. A., Mayadunnage, S., & Old, J. M. (2021). Can virtual fences reduce wombat road mortalities? *Ecological Engineering*, *172*, 106414. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106414>
- Strasburg, J. L. (2006). Roads and genetic connectivity. *Nature*, *128*(15), 875–876. <https://doi.org/10.1021/ja057057b>
- Taylor, B. D., & Goldingay, R. L. (2004). Wildlife road-kills on three major roads in north-eastern New South Wales. *Wildlife Research*, *31*(1), 83–91. <https://doi.org/10.1071/WR01110>
- Taylor, B. D., & Goldingay, R. L. (2010). Roads and wildlife: Impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia. *Wildlife Research*, *37*(4), 320–331. <https://doi.org/10.1071/WR09171>
- Team, R. C. (2013). *R: A language and environment for computing*. (3.6). R Foundation for Statistical Computing. <http://www.r-project.org/>.
- Teixeira, F. Z., Coelho, A. V. P., Esperandio, I. B., & Kindel, A. (2013). Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation*, *157*, 317–323. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.006>
- 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 Neotropica*, *13*(1), 117–123. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032013000100013>
- Thomas, D. C., Barry, S. J., & Alaie, G. (1996). Fire - caribou - winter range relationships in northern Canada. *Rangifer*, *16*(2), 57. <https://doi.org/10.7557/2.16.2.1198>
- Thurfjell, H., Spong, G., Olsson, M., & Ericsson, G. (2015). Avoidance of high traffic levels results in lower risk of wild boar-vehicle accidents. *Landscape and Urban Planning*, *133*, 98–104. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.09.015>
- Toit, A. du. (2001). *The ecology of the cape grass lizard, Chamaesaura anguina*.

University of Stellenbosh.

- Trombulak, S. C., & Frissell, C. A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, *14*(1), 18–30. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>
- Trovati, R. G. (2015). Differentiation and characterization of burrows of two species of armadillos in the Brazilian Cerrado. *Revista Chilena de Historia Natural*, *88*. <https://doi.org/10.1186/s40693-015-0049-z>
- Tumeleiro, L. K., Koenemann, J., Ávila, M. C. N., Pandolfo, F. R., & Oliveira, É. V. (2006). Notas sobre mamíferos da região de Uruguiana: estudo de indivíduos atropelados com informações sobre a dieta e conservação. *Biodiversidade Pampeana*, *4*, 38–41.
- Turci, L. C. B., & Bernarde, P. S. (2009). Vertebrados atropelados na Rodovia Estadual 383 em Rondônia, Brasil. *Biotemas*, *22*(1), 121. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2009v22n1p121>
- Turner, M. G., Baker, W. L., Peterson, C. J., & Peet, R. K. (1998). Factors influencing succession: Lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems*, *1*(6), 511–523. <https://doi.org/10.1007/s100219900047>
- Turner, W. R., Bradley, B. A., Estes, L. D., Hole, D. G., Oppenheimer, M., & Wilcove, D. S. (2010). Climate change: Helping nature survive the human response. *Conservation Letters*, *3*(5), 304–312. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00128.x>
- Urquiaga, S., & Boddey, R. M. (2004). *Degradação de Pastagens, Matéria Orgânica do Solo e a Recuperação do Potencial Produtivo em Sistemas de Baixo “Input” Tecnológico na Região dos Cerrados*.
- Valeix, M., Loveridge, A. J., Chamaillé-Jammes, S., Davidson, Z., Murindagomo, F., Fritz, H., & Macdonald, D. W. (2009). Behavioral adjustments of African herbivores to predation risk by lions: Spatiotemporal variations influence habitat use. *Ecology*, *90*(1), 23–30. <https://doi.org/10.1890/08-0606.1>
- Valerio, F., Carvalho, F., Barbosa, A. M., Mira, A., & Santos, S. M. (2019). Accounting

- for Connectivity Uncertainties in Predicting Roadkills: a Comparative Approach between Path Selection Functions and Habitat Suitability Models. *Environmental Management*, 64(3), 329–343. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01191-6>
- Van De Vijver, C. A. D. M., Poot, P., & Prins, H. H. T. (1999). Causes of increased nutrient concentrations in post-fire regrowth in an East African savanna. *Plant and Soil*, 214(1–2), 173–185. <https://doi.org/10.1023/a:1004753406424>
- Van der Grift, E. A., Van der Ree, R., Fahrig, L., Findlay, S., Houlahan, J., Jaeger, J. A. G., Klar, N., Madriñan, L. F., & Olson, L. (2013). Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodiversity and Conservation*, 22(2), 425–448. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0421-0>
- Van der Ree, R., Jaeger, J. A. G., Van der Grift, E. A., & Clevenger, A. P. (2011). Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: Road ecology is moving toward larger scales. *Ecology and Society*, 16(1), 48. <https://doi.org/10.5751/ES-03982-160148>
- Vieira, E. M. (1996). Highway mortality of mammals in central Brazil. *Ciência e Cultura*, 4(48), 270–272.
- Vieira, E. M., & Port, D. (2007). Niche overlap and resource partitioning between two sympatric fox species in southern Brazil. *Journal of Zoology*, 272(1), 57–63. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00237.x>
- Vieira, Emerson M. (1999). Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. *Journal of Zoology*, 249(1), 75–81. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1999.tb01061.x>
- Voss, R. S. (2015). Family Erethizontidae Bonaparte. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas, & G. D'Elía (Orgs.), *Mammals of South America, Volume 2: Rodents*. The University of Chicago Press.
- Ward, D., & Lubin, Y. (1993). Habitat Selection and the Life History of a Desert Spider, *Stegodyphus lineatus* (Eresidae). *The Journal of Animal Ecology*, 62(2), 353. <https://doi.org/10.2307/5366>
- Ward, M., Tulloch, A. I. T., Radford, J. Q., Williams, B. A., Reside, A. E., Macdonald,

- S. L., Mayfield, H. J., Maron, M., Possingham, H. P., Vine, S. J., O'Connor, J. L., Massingham, E. J., Greenville, A. C., Woinarski, J. C. Z., Garnett, S. T., Lintermans, M., Scheele, B. C., Carwardine, J., Nimmo, D. G., ... Watson, J. E. M. (2020). Impact of 2019–2020 mega-fires on Australian fauna habitat. *Nature Ecology and Evolution*, 4(10), 1321–1326. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1251-1>
- Wattles, D. W., & Destefano, S. (2013). Space Use and Movements of Moose in Massachusetts: Implications for Conservation of Large Mammals in a Fragmented Environment. *Alces: A Journal Devoted to the Biology and Management of Moose*, 49(0), 65–81.
- Weiss, L. P., & Vianna, V. O. (2012). Levantamento do impacto das rodovias BR-376, BR-373 e BR-277, trecho de Apucarana a Curitiba, Paraná, no atropelamento de animais silvestres. *Publicatio UEPG: Ciencias Biologicas e da Saude*, 18(2), 121–133. <https://doi.org/10.5212/publ.biologicas.v.18i2.0007>
- Whelan, R. J. (1996). The Ecology of Fire. *Forest Science*, 42(2), 259–260.
- Whittington, J., St. Clair, C. C., & Mercer, G. (2004). Path tortuosity and the permeability of roads and trails to wolf movement. *Ecology and Society*, 9(1). <https://doi.org/10.5751/ES-00617-090104>
- Wilsey, B. J. (1996). Variation in use of green flushes following burns among African ungulate species: The importance of body size. *African Journal of Ecology*, 34(1), 32–38. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.1996.tb00591.x>
- Witmer, G., Saylor, R., Huggins, D., & Capelli, J. (2007). Ecology and management of rodents in no-till agriculture in Washington, USA. *Integrative Zoology*, 2(3), 154–164. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2007.00058.x>
- Woolley, L. A., Millspaugh, J. J., Woods, R. J., van Rensburg, S. J., Mackey, R. L., Page, B., & Slotow, R. (2008). Population and individual elephant response to a catastrophic fire in Pilanesberg National Park. *PLoS ONE*, 3(9). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0003233>
- Wright, H. A., & Bailey, A. W. (1982). *Fire ecology, United States and southern Canada*. (J. W. Sons (org.)).

- Zalesky, T., Rocha, V., Filipaki, S., & Monteiro-Filho, E. L. A. (2009). Atropelamentos de mamíferos silvestres na região do município de Telêmaco Borba, Paraná, Brasil. *Natureza & Conservação*, 7, 81–94.
- Zanzini, A. C. da S., Machado, F. S., de Oliveira, J. E., & de Oliveira, E. C. M. (2018). Roadkills of medium and large-sized mammals on highway BR-242, midwest Brazil: A proposal of new indexes for evaluating animal roadkill rates. *Oecologia Australis*, 22(3), 248–257. <https://doi.org/10.4257/oeco.2018.2203.04>
- Zimbres, B. Q. C. (2010). Efeito da fragmentação sobre a comunidade de tatus e tamanduás (Mammalia: Xenarthra) no Cerrado brasileiro: uma abordagem da ecologia de paisagens. *Dissertação*, vii, 119. [http://bdtd.bce.unb.br/tesesimplificado/tde\\_arquivos/5/TDE-2010-12-01T093141Z-5316/Publico/2010\\_BarbaraQueirozCZimbres.pdf](http://bdtd.bce.unb.br/tesesimplificado/tde_arquivos/5/TDE-2010-12-01T093141Z-5316/Publico/2010_BarbaraQueirozCZimbres.pdf)

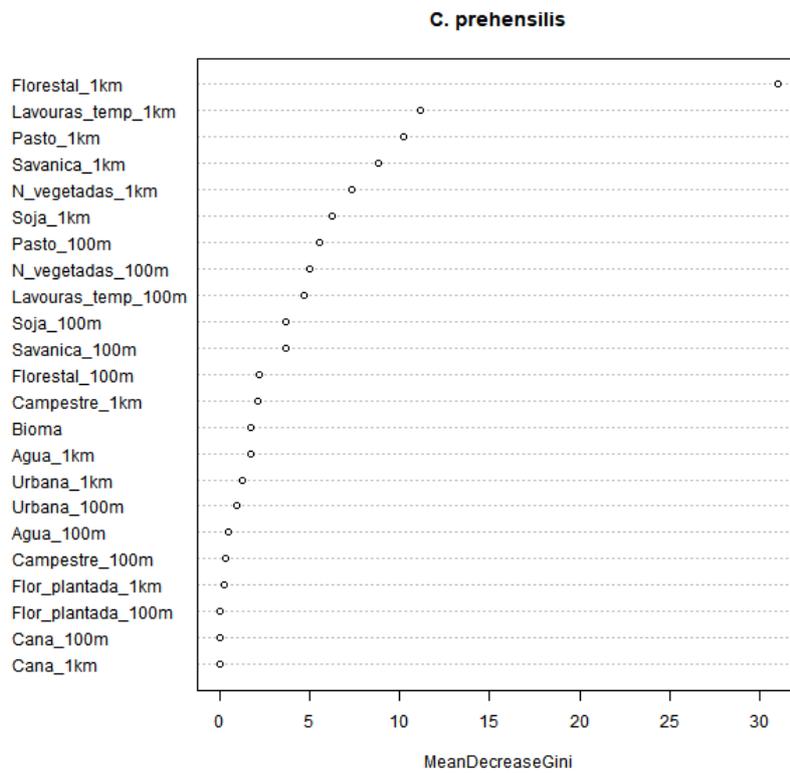
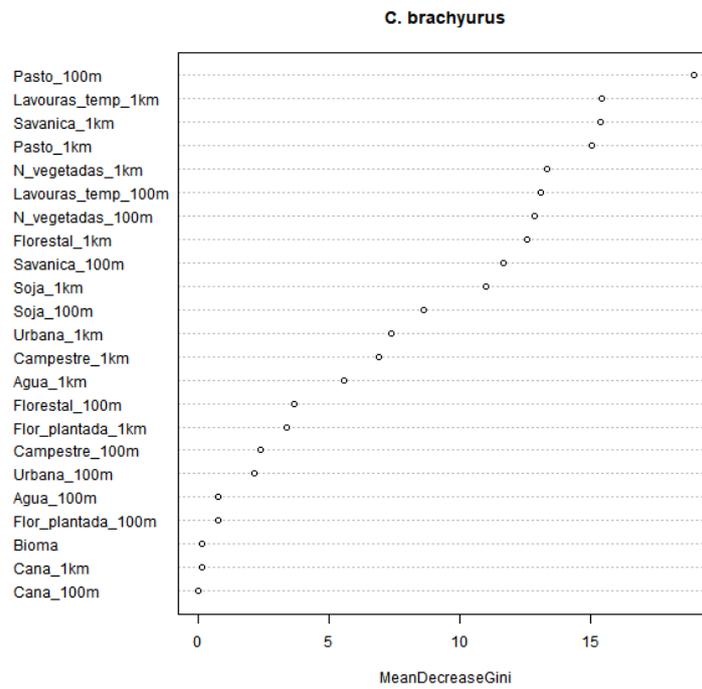
## APÊNDICES

Apêndice 1: Resultado da correlação de Pearson (r) entre as variáveis de uso do solo nos *buffers* de 100 m e 1 km. Os valores de “p” estão representados na diagonal superior e os de “r” na diagonal inferior.

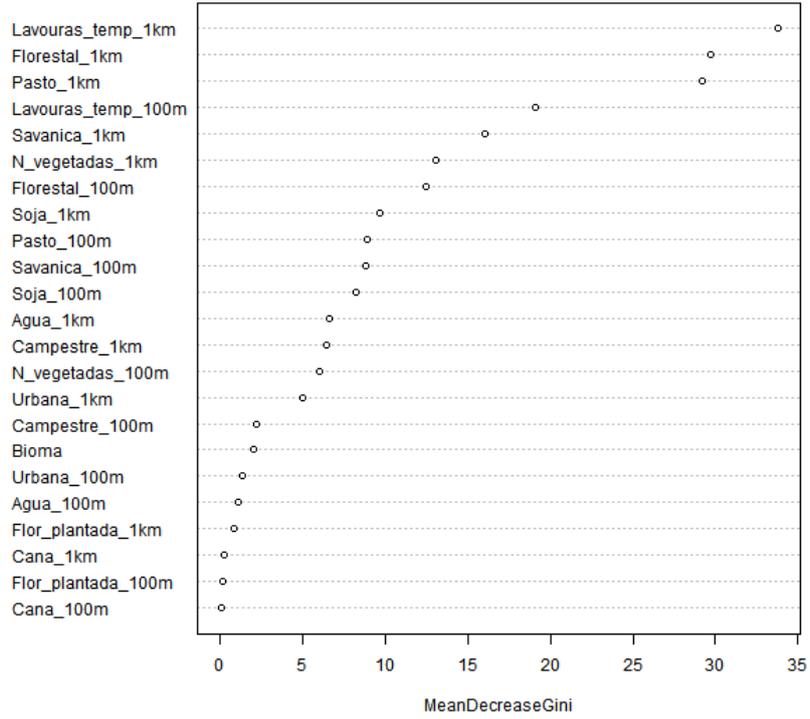
|                                | Floresta 100 m | Savana 100 m | Floresta plantada 100 m | Campestre 100 m | Pasto 100 m | Cana 100 m | Urbana 100 m | Água 100 m | Soja 100 m | Lavouras temp. 100 m | Não vegetada 100 m | Floresta 1 km | Savana 1 km | Floresta plantada 1 km | Campestre 1 km | Pasto 1 km | Cana 1 km | Urbana 1 km | Água 1 km | Soja 1 km | Lavouras temp. 1 km | Não vegetada 1 km |       |
|--------------------------------|----------------|--------------|-------------------------|-----------------|-------------|------------|--------------|------------|------------|----------------------|--------------------|---------------|-------------|------------------------|----------------|------------|-----------|-------------|-----------|-----------|---------------------|-------------------|-------|
| <b>Floresta 100 m</b>          |                | 0,32         | 0,03                    | 0,94            | <0,01       | 0,37       | <0,01        | 0,22       | <0,01      | <0,01                | <0,01              | <0,01         | <0,01       | <0,01                  | <0,01          | <0,01      | <0,01     | <0,01       | <0,01     | 0,31      | <0,01               | 0,02              | <0,01 |
| <b>Savana 100 m</b>            | 0,01           |              | 0,01                    | <0,01           | <0,01       | 0,84       | <0,01        | 0,37       | <0,01      | <0,01                | 0,20               | <0,01         | <0,01       | 0,70                   | <0,01          | <0,01      | <0,01     | <0,01       | <0,01     | <0,01     | <0,01               | <0,01             | <0,01 |
| <b>Floresta plantada 100 m</b> | -0,02          | -0,02        |                         | 0,37            | 0,27        | 0,89       | 0,05         | 0,56       | 0,82       | 0,71                 | 0,01               | <0,01         | 0,09        | <0,01                  | 0,70           | <0,01      | <0,01     | 0,07        | 0,07      | 0,08      | 0,94                | 0,09              |       |
| <b>Campestre 100 m</b>         | <0,01          | 0,04         | -0,01                   |                 | <0,01       | 0,61       | <0,01        | 0,01       | <0,01      | <0,01                | <0,01              | <0,01         | <0,01       | 0,20                   | <0,01          | <0,01      | 0,10      | <0,01       | <0,01     | <0,01     | 0,16                | <0,01             |       |
| <b>Pasto 100 m</b>             | -0,18          | -0,09        | 0,01                    | -0,03           |             | 0,43       | <0,01        | 0,01       | <0,01      | <0,01                | <0,01              | <0,01         | <0,01       | <0,01                  | <0,01          | <0,01      | 0,04      | <0,01       | 0,53      | <0,01     | <0,01               | <0,01             |       |
| <b>Cana 100 m</b>              | -0,01          | <0,01        | <0,01                   | -0,01           | 0,01        |            | 0,49         | 0,91       | 0,24       | 0,35                 | <0,01              | 0,13          | 0,72        | 0,81                   | 0,61           | 0,83       | <0,01     | 0,52        | <0,01     | 0,36      | 0,58                | 0,05              |       |
| <b>Urbana 100 m</b>            | -0,12          | -0,18        | -0,02                   | -0,07           | -0,18       | -0,01      |              | 0,02       | <0,01      | <0,01                | <0,01              | <0,01         | <0,01       | <0,01                  | 0,91           | <0,01      | 0,06      | <0,01       | 0,03      | <0,01     | <0,01               | <0,01             |       |
| <b>Água 100 m</b>              | 0,01           | 0,01         | -0,01                   | 0,03            | -0,03       | <0,01      | -0,02        |            | <0,01      | <0,01                | <0,01              | 0,42          | 0,72        | 0,32                   | <0,01          | 0,05       | <0,01     | 0,94        | <0,01     | <0,01     | <0,01               | 0,06              |       |
| <b>Soja 100 m</b>              | -0,21          | -0,43        | <0,01                   | -0,09           | -0,43       | -0,01      | -0,17        | -0,06      |            | <0,01                | <0,01              | <0,01         | <0,01       | 0,25                   | <0,01          | <0,01      | <0,01     | <0,01       | <0,01     | <0,01     | 0,09                | <0,01             |       |
| <b>Lavouras temp. 100 m</b>    | -0,09          | -0,32        | <0,01                   | -0,07           | -0,27       | -0,01      | -0,12        | -0,04      | 0,20       |                      | <0,01              | 0,17          | <0,01       | <0,01                  | <0,01          | <0,01      | <0,01     | <0,01       | <0,01     | <0,01     | <0,01               | <0,01             | <0,01 |
| <b>Não vegetada 100 m</b>      | -0,16          | -0,01        | 0,02                    | -0,09           | 0,16        | 0,03       | -0,17        | -0,04      | -0,30      | -0,23                |                    | <0,01         | <0,01       | <0,01                  | 0,03           | <0,01      | <0,01     | <0,01       | <0,01     | <0,01     | <0,01               | <0,01             | <0,01 |
| <b>Floresta 1 km</b>           | 0,76           | 0,11         | -0,03                   | 0,06            | -0,12       | -0,02      | -0,12        | -0,01      | -0,26      | -0,01                | -0,14              |               | <0,01       | <0,01                  | 0,02           | <0,01      | <0,01     | <0,01       | 0,01      | <0,01     | 0,05                | <0,01             |       |
| <b>Savana 1 km</b>             | -0,09          | 0,69         | -0,02                   | 0,09            | 0,11        | <0,01      | -0,10        | <0,01      | -0,46      | -0,35                | 0,22               | -0,03         |             | <0,01                  | <0,01          | <0,01      | <0,01     | <0,01       | <0,01     | <0,01     | <0,01               | <0,01             | <0,01 |
| <b>Floresta plantada 1 km</b>  | -0,03          | <0,01        | 0,52                    | -0,01           | 0,05        | <0,01      | -0,03        | -0,01      | -0,01      | -0,03                | 0,05               | -0,06         | -0,05       |                        | 0,02           | <0,01      | 0,59      | <0,01       | 0,02      | <0,01     | 0,03                | 0,02              |       |
| <b>Campestre 1 km</b>          | -0,03          | 0,12         | <0,01                   | 0,43            | 0,04        | 0,01       | <0,01        | 0,06       | -0,16      | -0,07                | -0,02              | 0,02          | 0,13        | -0,02                  |                | <0,01      | 0,17      | 0,85        | <0,01     | <0,01     | <0,01               | 0,76              |       |

|                            | Floresta 100 m | Savana 100 m | Floresta plantada 100 m | Campestre 100 m | Pasto 100 m | Cana 100 m | Urbana 100 m | Água 100 m | Soja 100 m | Lavouras temp. 100 m | Não vegetada 100 m | Floresta 1 km | Savana 1 km | Floresta plantada 1 km | Campestre 1 km | Pasto 1 km | Cana 1 km | Urbana 1 km | Água 1 km | Soja 1 km | Lavouras temp. 1 km | Não vegetada 1 km |
|----------------------------|----------------|--------------|-------------------------|-----------------|-------------|------------|--------------|------------|------------|----------------------|--------------------|---------------|-------------|------------------------|----------------|------------|-----------|-------------|-----------|-----------|---------------------|-------------------|
| <b>Pasto 1 km</b>          | -0,19          | 0,17         | -0,04                   | -0,05           | 0,73        | <0,01      | -0,09        | -0,02      | -0,53      | -0,33                | 0,33               | -0,21         | 0,22        | -0,06                  | 0,05           |            | 0,74      | <0,01       | 0,56      | <0,01     | <0,01               | <0,01             |
| <b>Cana 1 km</b>           | -0,03          | -0,04        | 0,03                    | -0,02           | 0,02        | 0,21       | -0,02        | 0,04       | -0,04      | 0,08                 | 0,08               | -0,05         | -0,05       | 0,01                   | -0,01          | <0,01      |           | 0,04        | <0,01     | <0,01     | <0,01               | <0,01             |
| <b>Urbana 1 km</b>         | -0,11          | -0,12        | -0,02                   | -0,05           | -0,16       | -0,01      | 0,85         | <0,01      | -0,18      | -0,12                | -0,12              | -0,13         | -0,10       | -0,03                  | <0,01          | -0,12      | -0,02     |             | 0,16      | <0,01     | 0,76                | <0,01             |
| <b>Água 1 km</b>           | 0,01           | 0,14         | -0,02                   | 0,06            | 0,01        | 0,08       | -0,02        | 0,51       | -0,11      | -0,07                | -0,05              | 0,03          | 0,07        | -0,02                  | 0,10           | 0,01       | 0,06      | -0,01       |           | <0,01     | <0,01               | 0,69              |
| <b>Soja 1 km</b>           | -0,15          | -0,46        | 0,02                    | -0,04           | -0,44       | -0,01      | -0,16        | -0,04      | 0,85       | 0,39                 | -0,26              | -0,27         | -0,58       | 0,03                   | -0,16          | -0,65      | -0,04     | -0,20       | -0,13     |           | <0,01               | <0,01             |
| <b>Lavouras temp. 1 km</b> | 0,02           | -0,24        | <0,01                   | 0,01            | -0,11       | 0,01       | 0,03         | 0,05       | -0,02      | 0,48                 | -0,05              | 0,02          | -0,32       | -0,02                  | 0,04           | -0,18      | 0,22      | <0,01       | 0,05      | 0,07      |                     | <0,01             |
| <b>Não vegetada 1 km</b>   | -0,18          | 0,09         | 0,02                    | -0,06           | 0,21        | 0,02       | -0,04        | -0,02      | -0,32      | -0,22                | 0,64               | -0,17         | 0,28        | 0,02                   | <0,01          | 0,35       | 0,05      | -0,03       | <0,01     | -0,35     | -0,07               |                   |

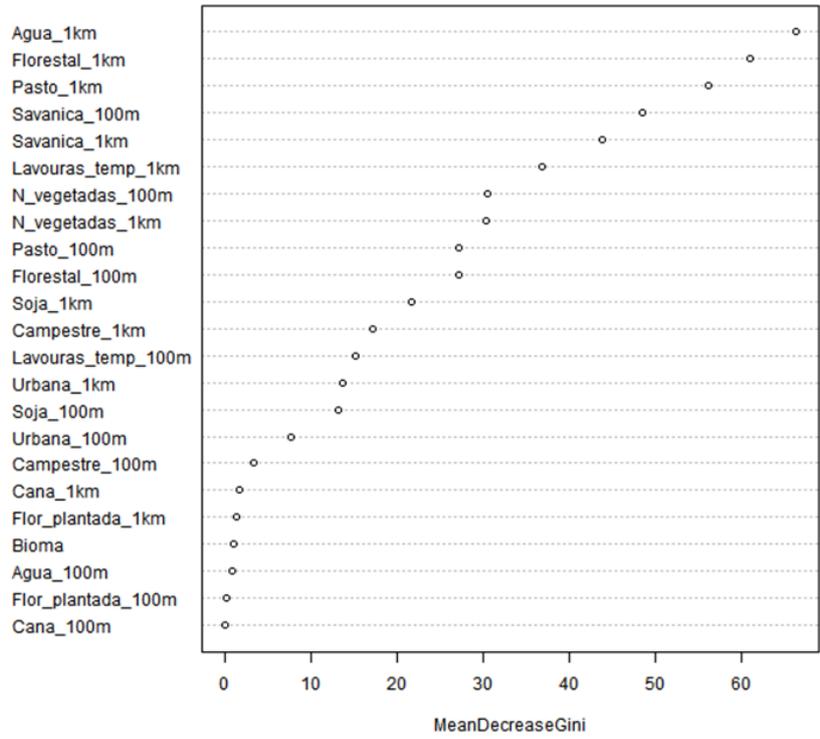
Apêndice 2: Gráficos dos resultados da diminuição média de Gini resultante da análise de florestas aleatórias para as variáveis de uso e cobertura do solo.



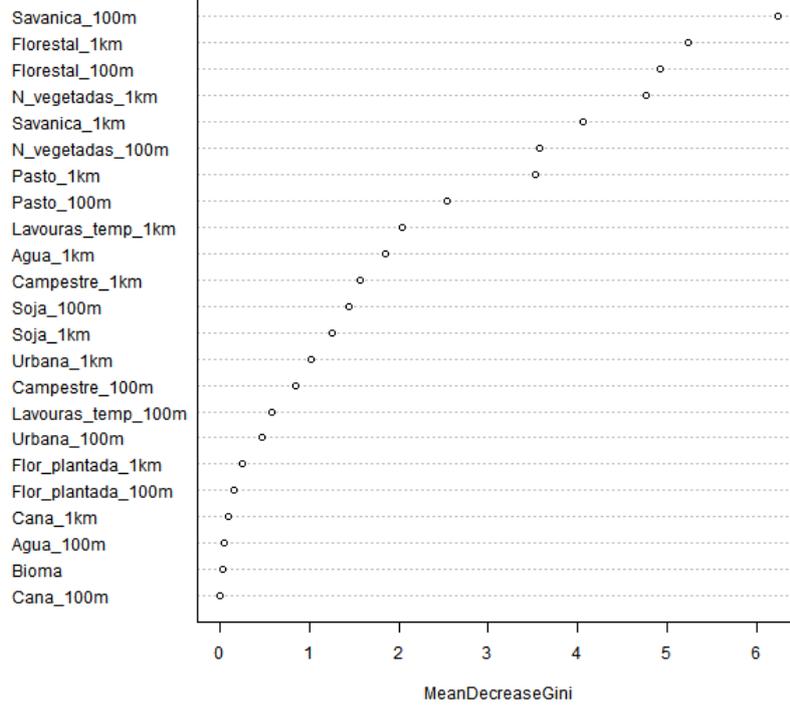
**D. albiventris**



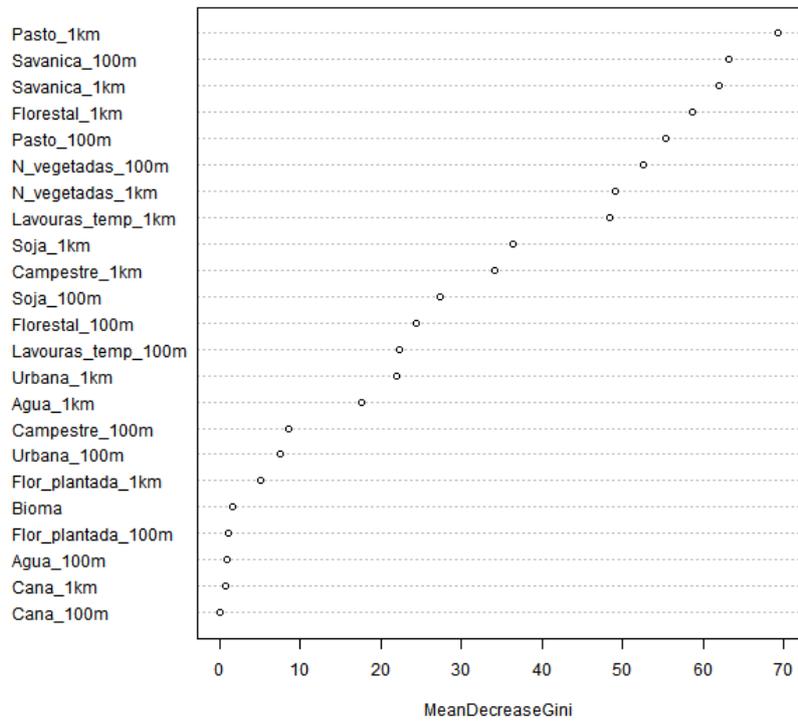
**H. hydrochaeris**



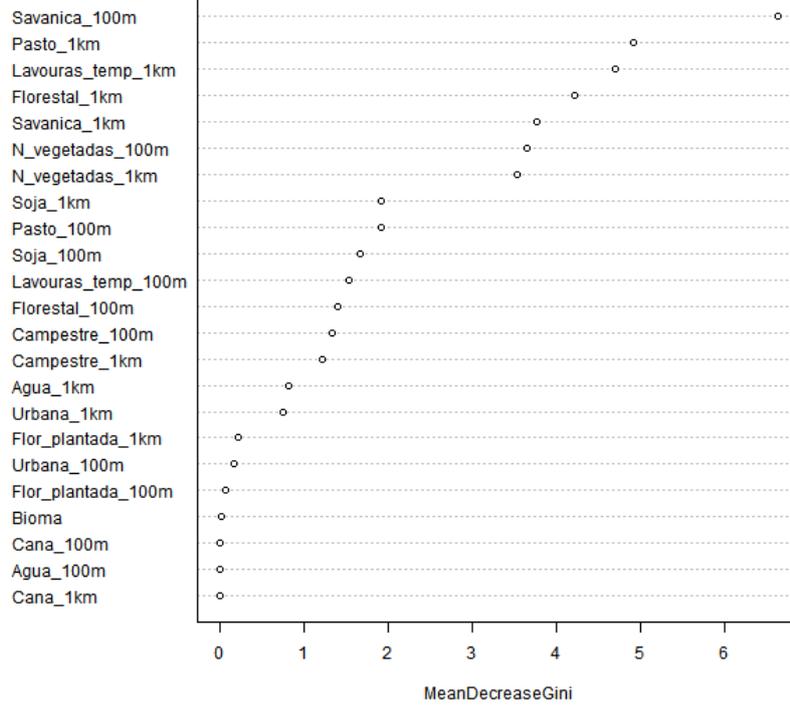
**Leopardus sp.**



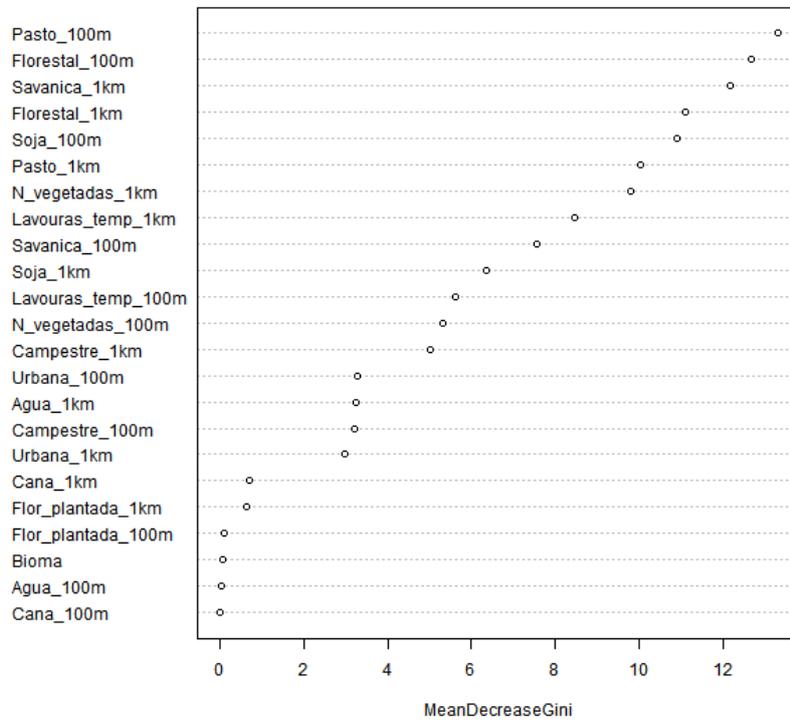
**M. tridactyla**



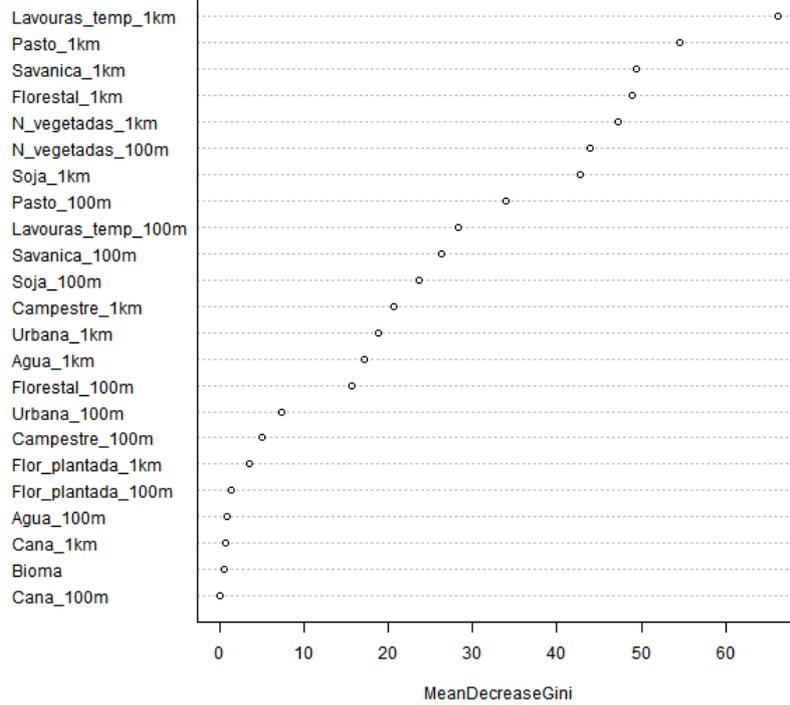
**Mazama sp.**



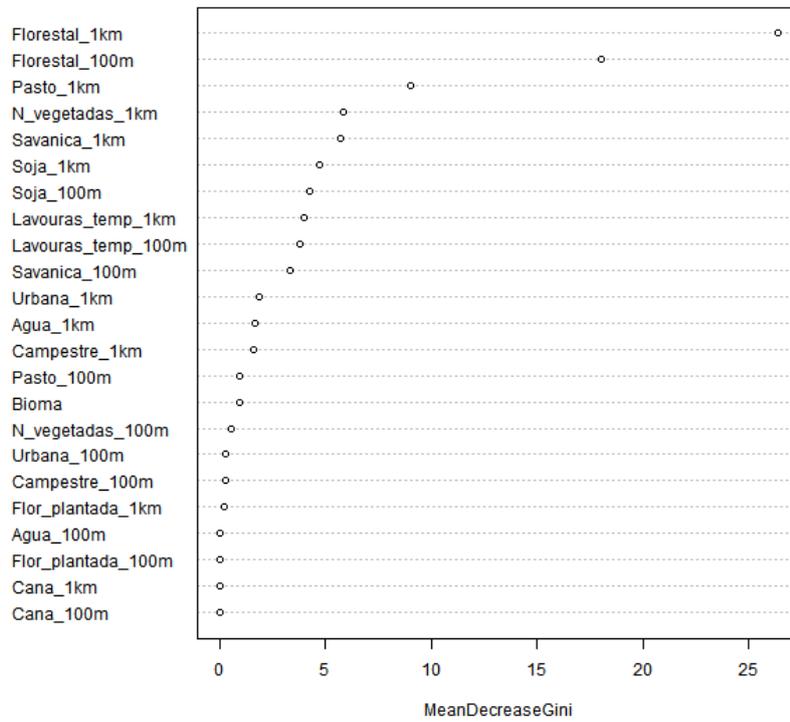
**N. nasua**



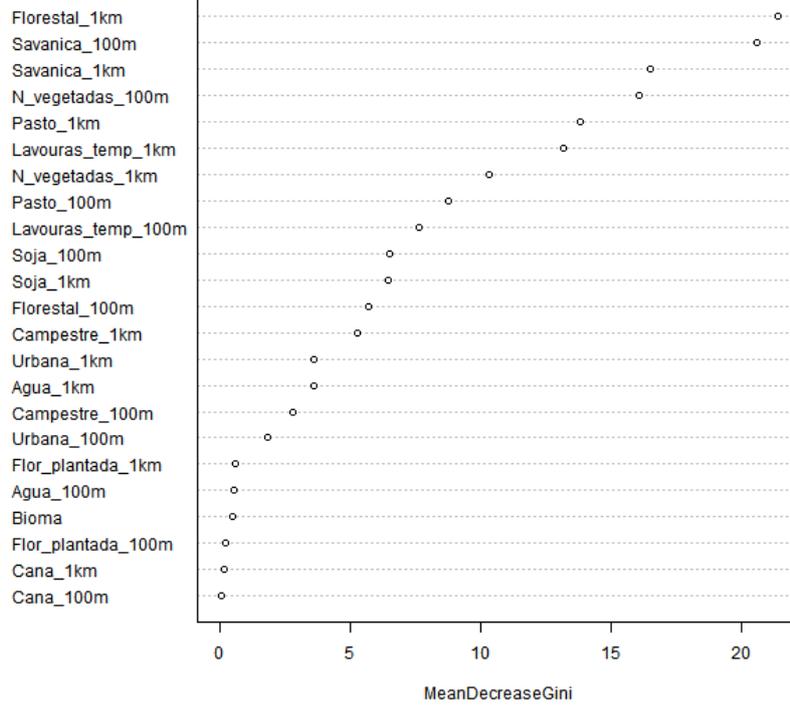
### Raposas



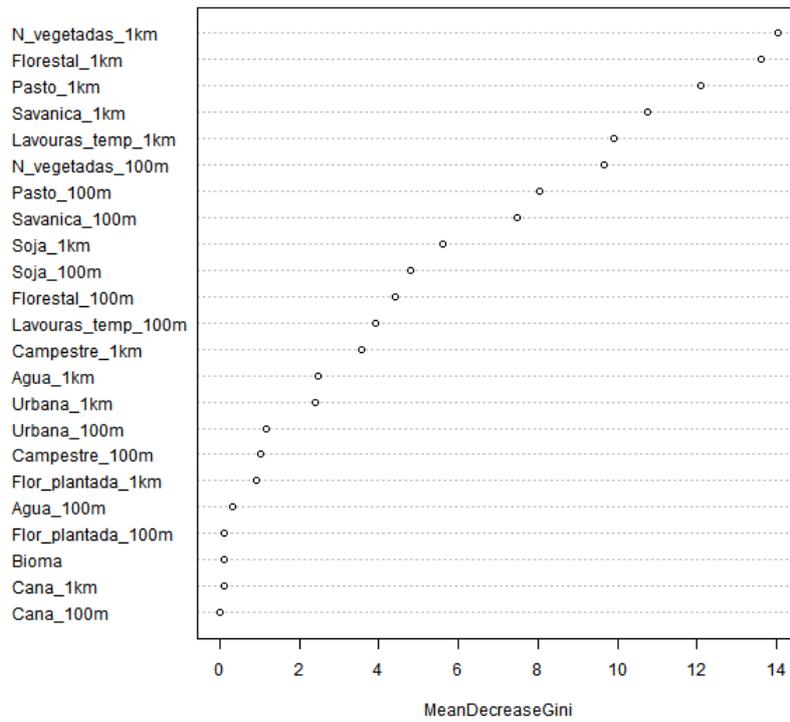
### Sapajus sp.



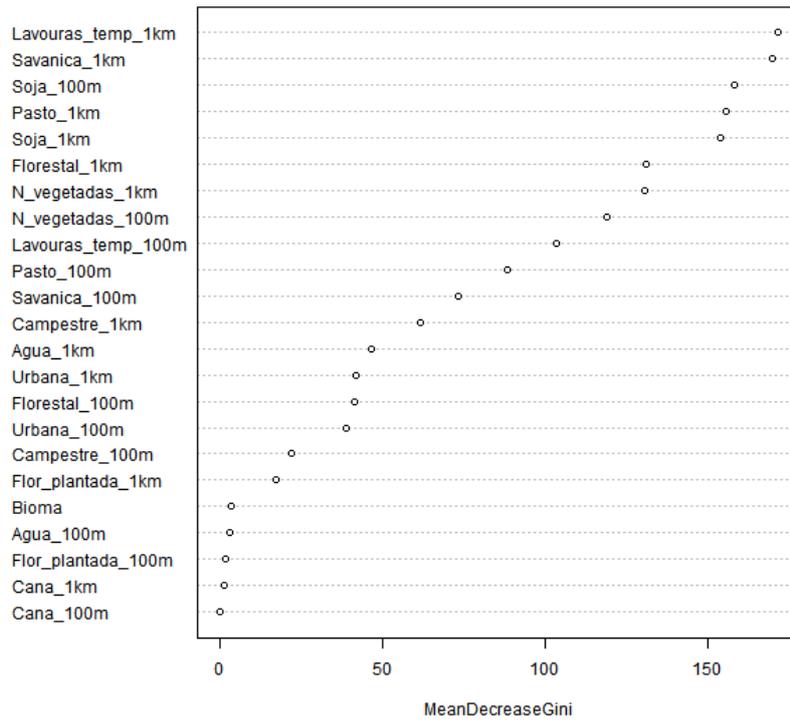
**T. terrestris**



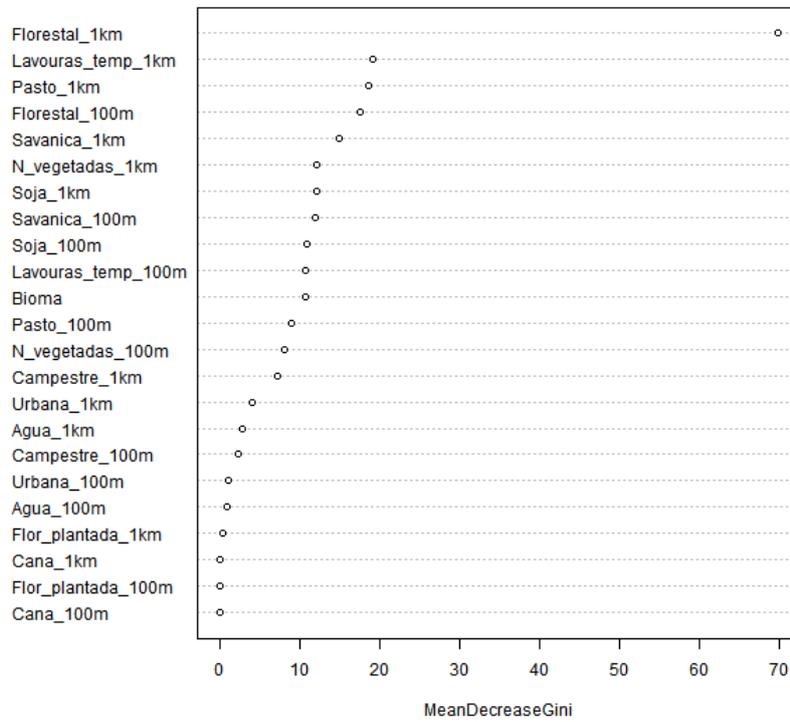
**T. tetradactyla**



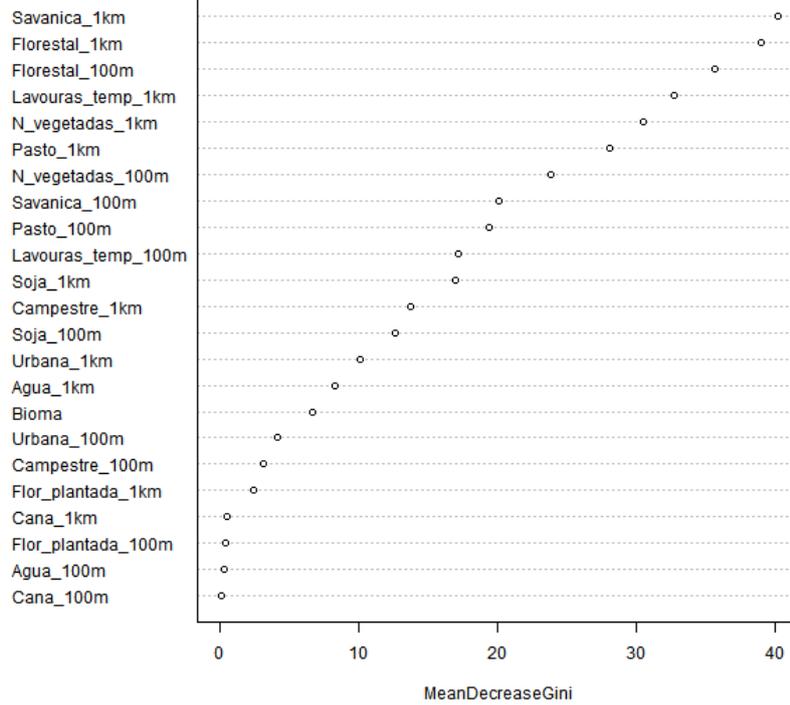
### Tatus



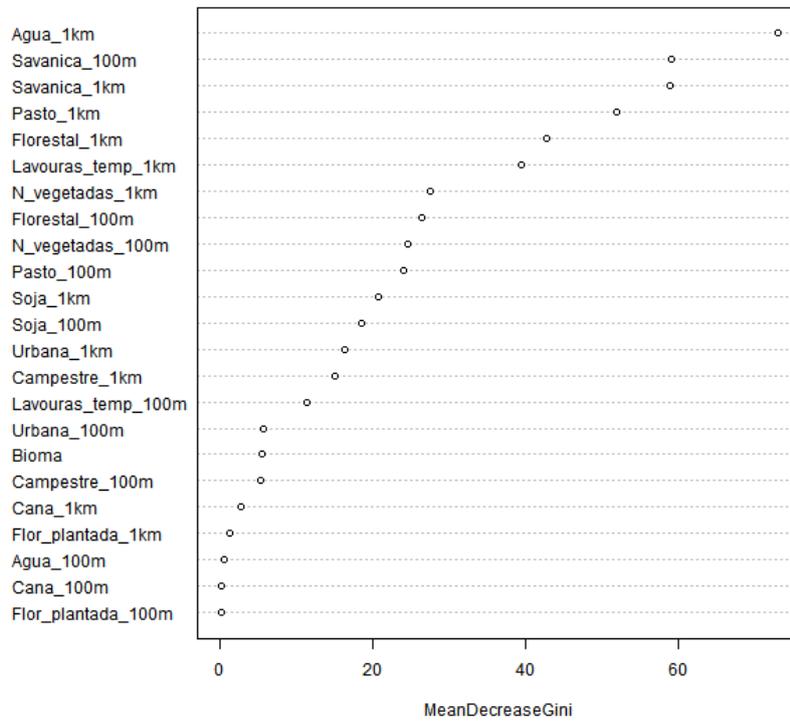
### Grupo Arborícolas



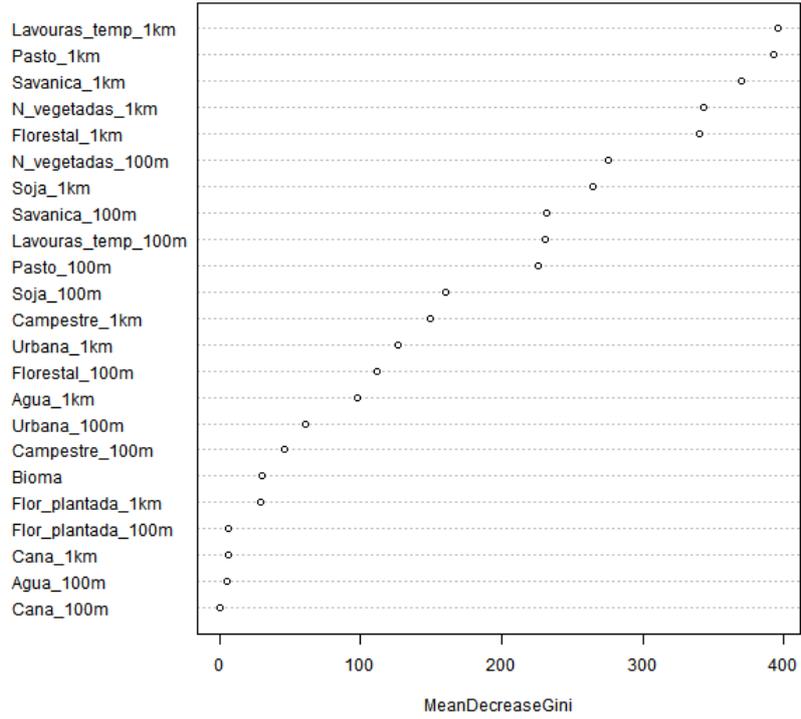
### Grupo Escansoriais



### Grupo Semiaquáticos



### Grupo terrestres



Apêndice 3: Variáveis mais importantes para cada espécie ou grupo de acordo com a diminuição média de Gini resultante da análise de floresta aleatória. Somente as variáveis com resultados acima de 70% do valor total estão representadas.

| <b>Táxons</b>                 | <b>Mean Decrease Gini</b> | <b>%</b> |
|-------------------------------|---------------------------|----------|
| <b><i>C. brachyurus</i></b>   |                           |          |
| Pasto 100 m                   | 18.97766164               | 100%     |
| Lavouras temporárias 1 km     | 15.45726569               | 81%      |
| Savana 1 km                   | 15.38151849               | 81%      |
| Pasto 1 km                    | 15.06760852               | 79%      |
| N vegetadas 1 km              | 13.35750526               | 70%      |
| <b><i>C. prehensilis</i></b>  |                           |          |
| Floresta 1 km                 | 31.03011989               | 100%     |
| <b><i>D. albiventris</i></b>  |                           |          |
| Lavouras temporárias 1 km     | 33.80660305               | 100%     |
| Floresta 1 km                 | 29.71464262               | 98%      |
| <b><i>H. hydrochaeris</i></b> |                           |          |
| Água 1 km                     | 66.33123317               | 100%     |
| Floresta 1 km                 | 61.00634685               | 92%      |
| Pasto 1 km                    | 56.06764282               | 85%      |
| Savana 100 m                  | 48.52879049               | 73%      |
| <b><i>Leopardus sp.</i></b>   |                           |          |
| Savana 100 m                  | 6.238964676               | 100%     |
| Floresta 1 km                 | 5.224662569               | 84%      |
| Floresta 100 m                | 4.926054899               | 79%      |
| Áreas não vegetadas 1 km      | 4.754600655               | 76%      |
| <b><i>M. tridactyla</i></b>   |                           |          |
| Pasto 1 km                    | 69.31640143               | 100%     |
| Savana 100 m                  | 63.21918442               | 91%      |
| Savana 1 km                   | 61.87754508               | 89%      |
| Floresta 1 km                 | 58.72244709               | 85%      |
| Pasto 100 m                   | 55.28389425               | 80%      |
| Áreas não vegetadas 100 m     | 52.51116314               | 76%      |

| <b>Táxons</b>                 | <b>Mean Decrease Gini</b> | <b>%</b> |
|-------------------------------|---------------------------|----------|
| Áreas não vegetadas 1 km      | 49.1411733                | 71%      |
| <b><i>Mazama sp.</i></b>      |                           |          |
| Savana 100 m                  | 6.644887621               | 100%     |
| Pasto 1 km                    | 4.919816017               | 74%      |
| Lavouras temporárias 1 km     | 4.711177474               | 71%      |
| <b><i>N. nasua</i></b>        |                           |          |
| Pasto 100 m                   | 13.31639869               | 100%     |
| Floresta 100 m                | 12.66112378               | 95%      |
| Savana 1 km                   | 12.15953903               | 91%      |
| Floresta 1 km                 | 11.11147168               | 83%      |
| Soja 100 m                    | 10.9049082                | 82%      |
| Pasto 1 km                    | 10.02033324               | 75%      |
| Áreas não vegetadas 1 km      | 9.788518446               | 74%      |
| <b>Raposas</b>                |                           |          |
| Lavouras temporárias 1 km     | 66.25385788               | 100%     |
| Pasto 1 km                    | 54.52558718               | 82%      |
| Savana 1 km                   | 49.42231904               | 75%      |
| Floresta 1 km                 | 48.91354856               | 74%      |
| Áreas não vegetadas 1 km      | 47.2048186                | 71%      |
| <b><i>Sapajus sp.</i></b>     |                           |          |
| Floresta 1 km                 | 26.41569033               | 100%     |
| <b><i>T. terrestris</i></b>   |                           |          |
| Floresta 1 km                 | 21.44254756               | 100%     |
| Savana 100 m                  | 20.61633284               | 96%      |
| Savana 1 km                   | 16.54625972               | 77%      |
| Áreas não vegetadas 100 m     | 16.09283442               | 75%      |
| <b><i>T. tetradactyla</i></b> |                           |          |
| N vegetadas 1 km              | 14.04601553               | 100%     |
| Floresta 1 km                 | 13.61893848               | 97%      |
| Pasto 1 km                    | 12.09868024               | 86%      |
| Savana 1 km                   | 10.75495979               | 77%      |
| Lavouras temporárias 1 km     | 9.916313158               | 71%      |

| <b>Táxons</b>             | <b>Mean Decrease Gini</b> | <b>%</b> |
|---------------------------|---------------------------|----------|
| <b>Tatus</b>              |                           |          |
| Lavouras temporárias 1 km | 171.5683497               | 100%     |
| Savana 1 km               | 169.6066199               | 99%      |
| Soja 100 m                | 158.1260441               | 92%      |
| Pasto 1 km                | 155.6205521               | 91%      |
| Soja 1 km                 | 153.9792433               | 90%      |
| Floresta 1 km             | 130.8361049               | 76%      |
| Áreas não vegetadas 1 km  | 130.6161312               | 76%      |
| <b>Arborícolas</b>        |                           |          |
| Floresta 1 km             | 69.94706116               | 100%     |
| <b>Escansoriais</b>       |                           |          |
| Savana 1 km               | 40.27243357               | 100%     |
| Floresta 1 km             | 39.01851922               | 97%      |
| Floresta 100 m            | 35.70378498               | 89%      |
| Áreas não vegetadas 1 km  | 32.71922254               | 81%      |
| N vegetadas 1 km          | 30.58348857               | 76%      |
| <b>Semiaquáticos</b>      |                           |          |
| Água 1 km                 | 73.0799374                | 100%     |
| Savana 100 m              | 59.14565639               | 81%      |
| Savana 1 km               | 58.82078446               | 80%      |
| Pasto 1 km                | 51.98912913               | 71%      |
| <b>Terrestres</b>         |                           |          |
| Lavouras temporárias 1 km | 396.028665                | 100%     |
| Pasto 1 km                | 392.2942937               | 99%      |
| Savana 1 km               | 370.2877513               | 94%      |
| N vegetadas 1 km          | 343.1214656               | 87%      |
| Floresta 1 km             | 340.1995281               | 86%      |

Apêndice 4: Índice de correlação de Pearson (r) para as variáveis temporais e geográficas para a ocorrência de focos de incêndios. Fogo1 – focos de incêndio em um *buffer* de 1 km, Fogo5 – focos de incêndio em um *buffer* de 5 km, 3d – focos de incêndio ocorridos a até três dias antes do registro do atropelamento, 1m – focos de incêndio ocorridos a até um mês antes do registro do atropelamento, 3m – focos de incêndio ocorridos a até três meses antes do registro do atropelamento, 6m – focos de incêndio ocorridos a até seis meses antes do registro do atropelamento. Os valores de “p” estão representados na diagonal superior e os de “r” na diagonal inferior.

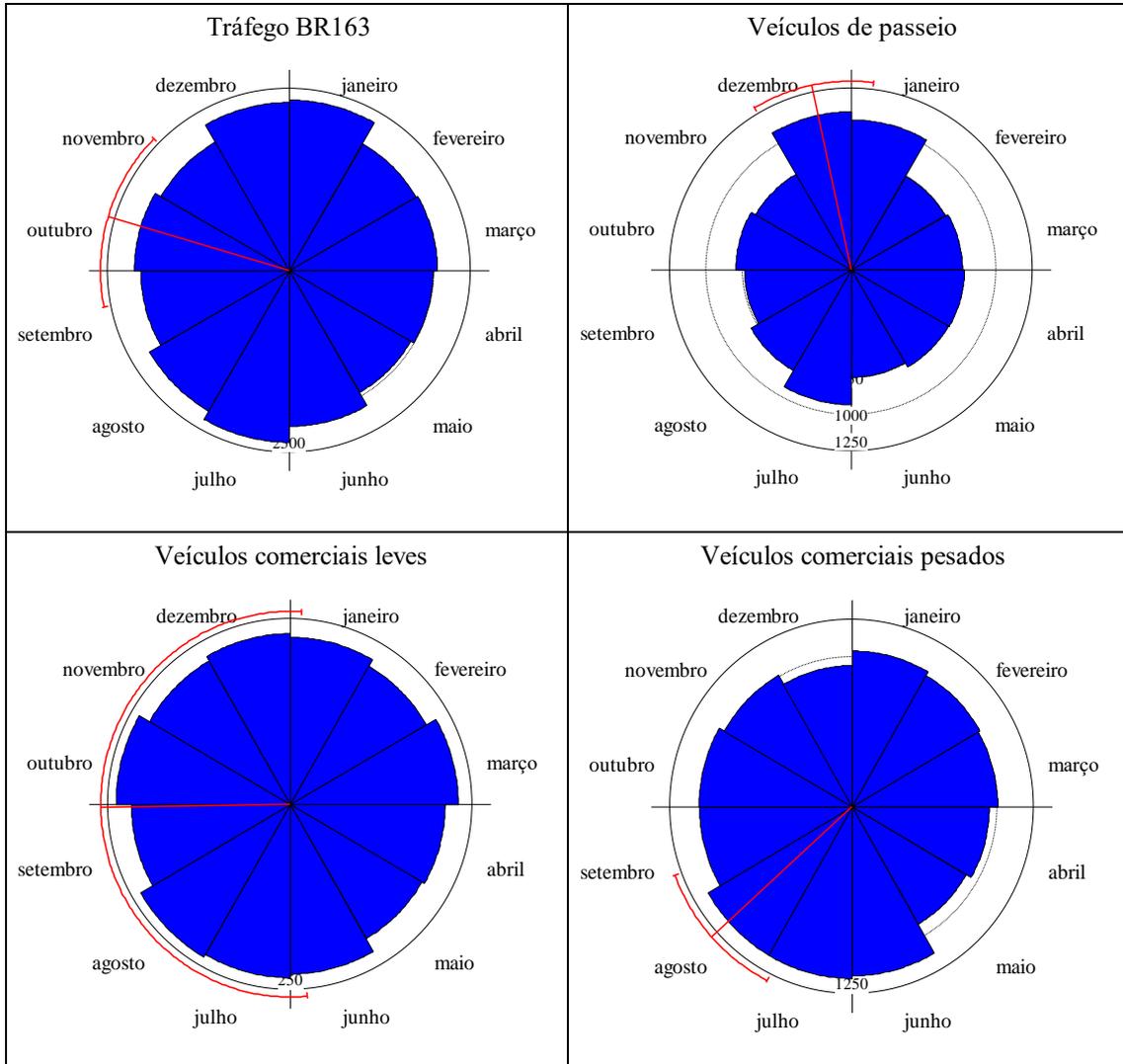
|                 | <b>Fogo1<br/>3d</b> | <b>Fogo1<br/>1m</b> | <b>Fogo1<br/>3m</b> | <b>Fogo1<br/>6m</b> | <b>Fogo5<br/>3d</b> | <b>Fogo5<br/>1m</b> | <b>Fogo5<br/>3m</b> | <b>Fogo5<br/>6m</b> |
|-----------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| <b>Fogo1 3d</b> |                     | < 0,001             | < 0,001             | < 0,001             | < 0,001             | < 0,001             | < 0,001             | 0,001               |
| <b>Fogo1 1m</b> | 0,312               |                     | < 0,001             | < 0,001             | < 0,001             | < 0,001             | < 0,001             | < 0,001             |
| <b>Fogo1 3m</b> | 0,182               | 0,584               |                     | < 0,001             | < 0,001             | < 0,001             | < 0,001             | < 0,001             |
| <b>Fogo1 6m</b> | 0,130               | 0,418               | 0,716               |                     | < 0,001             | < 0,001             | < 0,001             | < 0,001             |
| <b>Fogo5 3d</b> | 0,278               | 0,138               | 0,089               | 0,067               |                     | < 0,001             | < 0,001             | < 0,001             |
| <b>Fogo5 1m</b> | 0,101               | 0,325               | 0,266               | 0,216               | 0,365               |                     | < 0,001             | < 0,001             |
| <b>Fogo5 3m</b> | 0,060               | 0,193               | 0,330               | 0,302               | 0,217               | 0,593               |                     | < 0,001             |
| <b>Fogo5 6m</b> | 0,041               | 0,132               | 0,226               | 0,316               | 0,148               | 0,406               | 0,684               |                     |

Apêndice 5: Regressão logística para relação do atropelamento das espécies de mamíferos silvestres, com mais de 200 registros e grupos de espécies, com a presença de focos de incêndios no entorno da rodovia. Fogo1 – focos de incêndio em um *buffer* de 1 km, Fogo5 – focos de incêndio em um *buffer* de 5 km, 3d – focos de incêndio ocorridos a até três dias antes do registro do atropelamento, 1m – focos de incêndio ocorridos a até um mês antes do registro do atropelamento, 6m – focos de incêndio ocorridos a até seis meses antes do registro do atropelamento.

| Espécies e grupos             | Parameter   | Estimate | Std. Error | p       | Odds Ratio | Intervalo de confiança |         |
|-------------------------------|-------------|----------|------------|---------|------------|------------------------|---------|
|                               |             |          |            |         |            | Lower                  | Upper   |
| <b>Silvestres</b>             | (Intercept) | 0,058    | 0,020      | 0,004   | -          | -                      | -       |
|                               | Fogo1 6m    | -0,165   | 0,052      | 0,001   | 0,848      | -0,079                 | -0,251  |
|                               | Fogo5 3d    | -0,254   | 0,101      | 0,012   | 0,775      | -0,101                 | -0,407  |
|                               | Fogo5 1m    | -0,128   | 0,047      | 0,007   | 0,880      | -0,047                 | -0,210  |
| <b><i>C. brachyurus</i></b>   | (Intercept) | -2,061   | 0,094      | < 0,001 | -          | -                      | -       |
|                               | Fogo5 6m    | -0,373   | 0,131      | 0,004   | 0,689      | -0,197                 | -0,549  |
| <b><i>D. albiventris</i></b>  | (Intercept) | -2,05159 | 0,0599     | <0,001  | -          | -                      | -       |
|                               | Fogo1 1m    | -1,054   | 0,593      | 0,075   | 0,348      | -0,650                 | -1,459  |
| <b><i>H. hydrochaeris</i></b> | (Intercept) | -1,360   | 0,070      | < 0,001 | -          | -                      | -       |
|                               | Fogo1 3d    | -14,015  | 312,097    | 0,964   | < 0,001    | -14,014                | -14,015 |
|                               | Fogo1 1m    | 0,593    | 0,222      | 0,008   | 1,809      | 1,380                  | -0,194  |
|                               | Fogo5 6m    | 0,216    | 0,088      | 0,014   | 1,241      | 0,430                  | 0,002   |
| <b><i>M. tridactyla</i></b>   | (Intercept) | -0,902   | 0,042      | < 0,001 | -          | -                      | -       |
|                               | Fogo5 1m    | -0,352   | 0,101      | < 0,001 | 0,703      | -0,213                 | -0,492  |
| <b><i>T. terrestris</i></b>   | (Intercept) | -2,038   | 0,093      | < 0,001 | -          | -                      | -       |
|                               | Fogo5 6m    | -0,606   | 0,137      | < 0,001 | 0,545      | -0,460                 | -0,752  |
| <b>Raposas</b>                | (Intercept) | -1,134   | 0,041      | < 0,001 | -          | -                      | -       |
|                               | Fogo5 3d    | -0,356   | 0,235      | 0,129   | 0,701      | -0,034                 | -0,678  |
| <b>Tatus</b>                  | (Intercept) | 0,041    | 0,031      | 0,191   | -          | -                      | -       |
|                               | Fogo5 3d    | -0,337   | 0,178      | 0,058   | 0,714      | -0,088                 | -0,585  |
|                               | Fogo5 1m    | -0,235   | 0,078      | 0,003   | 0,790      | -0,114                 | -0,356  |
| <b>Arborícolas</b>            | (Intercept) | -2,069   | 0,094      | < 0,001 | -          | -                      | -       |
|                               | Fogo1 1m    | 0,874    | 0,382      | 0,022   | 2,396      | 2,668                  | -0,920  |

| Espécies e grupos    | Parameter   | Estimate | Std. Error | p       | Odds Ratio | Intervalo de confiança |         |
|----------------------|-------------|----------|------------|---------|------------|------------------------|---------|
|                      |             |          |            |         |            | Lower                  | Upper   |
|                      | Fogo1 6m    | -0,673   | 0,245      | 0,006   | 0,510      | -0,428                 | -0,918  |
|                      | Fogo5 6m    | 0,228    | 0,122      | 0,063   | 1,256      | 0,529                  | -0,074  |
| <b>Escansoriais</b>  | (Intercept) | -1,650   | 0,079      | < 0,001 | -          | -                      | -       |
|                      | Fogo5 1m    | -0,251   | 0,132      | 0,057   | 0,778      | -0,050                 | -0,451  |
|                      | Fogo5 6m    | 0,217    | 0,107      | 0,043   | 1,243      | 0,479                  | -0,044  |
| <b>Semiaquáticos</b> | (Intercept) | -1,348   | 0,069      | < 0,001 | -          | -                      | -       |
|                      | Fogo1 3d    | -14,015  | 312,097    | 0,964   | < 0,001    | -14,014                | -14,015 |
|                      | Fogo1 1m    | 0,578    | 0,222      | 0,009   | 1,782      | 1,353                  | -0,197  |
|                      | Fogo5 6m    | 0,219    | 0,088      | 0,012   | 1,245      | 0,433                  | 0,005   |
| <b>Terrestres</b>    | (Intercept) | -0,147   | 0,029      | < 0,001 | -          | -                      | -       |
|                      | Fogo1 1m    | -0,270   | 0,127      | 0,034   | 0,764      | -0,080                 | -0,460  |
|                      | Fogo5 3d    | -0,280   | 0,114      | 0,014   | 0,756      | -0,111                 | -0,448  |
|                      | Fogo5 1m    | -0,147   | 0,057      | 0,010   | 0,863      | -0,050                 | -0,244  |
|                      | Fogo5 6m    | -0,138   | 0,041      | 0,001   | 0,871      | -0,068                 | -0,208  |

Apêndice 6: Resultados para a sazonalidade do fluxo de veículos nas nove praças de pedágio BR-163, MT. As barras azuis representam o número médio de animais atropelados por mês. E a linha vermelha indica o mês e o intervalo de confiança da concentração de atropelamentos. Escalas representam o valor real dividido por 100.



Apêndice 7: Índice de correlação de Pearson (r) para as variáveis climáticas e de tráfego. Os valores de p estão representados na diagonal superior e os de r na diagonal inferior.

|                           | <b>Precipitação</b> | <b>Temp. mínima</b> | <b>Temp. média</b> | <b>Temp. máxima</b> | <b>Passeio</b> | <b>Comercial leve</b> | <b>Comercial pesado</b> |
|---------------------------|---------------------|---------------------|--------------------|---------------------|----------------|-----------------------|-------------------------|
| <b>Precipitação</b>       |                     | < 0,001             | < 0,001            | 0,188               | 0,342          | 0,286                 | 0,138                   |
| <b>Temperatura mínima</b> | 0,551               |                     | < 0,001            | < 0,001             | 0,239          | 0,693                 | 0,427                   |
| <b>Temperatura média</b>  | 0,332               | 0,878               |                    | < 0,001             | 0,828          | 0,527                 | 0,555                   |
| <b>Temperatura máxima</b> | -0,068              | 0,341               | 0,675              |                     | 0,002          | 0,011                 | < 0,001                 |
| <b>Passeio</b>            | 0,049               | 0,061               | -0,011             | 0,160               |                | < 0,001               | < 0,001                 |
| <b>Comercial leve</b>     | -0,055              | 0,020               | -0,033             | 0,130               | 0,636          |                       | 0,000                   |
| <b>Comercial pesado</b>   | -0,076              | -0,041              | -0,030             | 0,187               | 0,203          | 0,774                 |                         |

Apêndice 8: Taxas de atropelamentos atropelamento, tipo de pista e bioma local dos trechos monitorados da BR-163, MT.

| <b>Pedágio</b> | <b>Km</b> | <b>Bioma</b>     | <b>Pista</b> | <b>Taxa mensal estação seca</b> | <b>Taxa mensal estação chuvosa</b> | <b>Taxa mensal</b> | <b>Taxa anual</b> |
|----------------|-----------|------------------|--------------|---------------------------------|------------------------------------|--------------------|-------------------|
| 1              | 33        | Cerrado          | Dupla        | 0.15                            | 0.17                               | 0.16               | 1.93              |
| 2              | 133       | Cerrado          | Dupla        | 0.19                            | 0.20                               | 0.19               | 2.36              |
| 3              | 235       | Cerrado          | Dupla        | 0.08                            | 0.12                               | 0.10               | 1.26              |
| 4              | 302       | Cerrado          | Dupla        | 0.16                            | 0.17                               | 0.16               | 1.96              |
| 5              | 398       | Cerrado          | Simples      | 0.07                            | 0.09                               | 0.08               | 0.93              |
| 6              | 498       | Cerrado          | Dupla        | 0.07                            | 0.08                               | 0.07               | 0.87              |
| 7              | 586       | Cerrado          | Simples      | 0.09                            | 0.11                               | 0.10               | 1.23              |
| 8              | 664       | Cerrado          | Simples      | 0.15                            | 0.26                               | 0.21               | 2.52              |
| 9              | 766       | Cerrado/Amazônia | Simples      | 0.20                            | 0.30                               | 0.25               | 3.03              |

Apêndice 9: Resultado do melhor modelo utilizando AIC na comparação entre modelos com e sem fatores aleatórios.

| <b>Espécies e grupos</b> | <b>Tipo de regressão</b> | <b>K</b> | <b>AICc</b> | <b>Delta_AICc</b> | <b>AICcWt</b> | <b>Cum,Wt</b> | <b>Res,LL</b> |
|--------------------------|--------------------------|----------|-------------|-------------------|---------------|---------------|---------------|
| Silvestres               | Com fator aleatório      | 9        | 2208,53     | 0                 | 1             | 1             | -1095,02      |
|                          | Sem fator aleatório      | 8        | 2295,44     | 86,91             | 0             | 1             | -1139,53      |
| Arborícolas              | Com fator aleatório      | 9        | 939,93      | 0                 | 1             | 1             | -460,72       |
|                          | Sem fator aleatório      | 8        | 965,08      | 25,15             | 0             | 1             | -474,34       |
| Escansoriais             | Com fator aleatório      | 9        | 841,53      | 0                 | 1             | 1             | -411,52       |
|                          | Sem fator aleatório      | 8        | 919,8       | 78,27             | 0             | 1             | -451,71       |
| Semiaquáticos            | Com fator aleatório      | 9        | 1361,29     | 0                 | 0,91          | 0,91          | -671,4        |
|                          | Sem fator aleatório      | 8        | 1365,9      | 4,61              | 0,09          | 1             | -674,75       |
| Terrestres               | Com fator aleatório      | 9        | 1752,22     | 0                 | 0,99          | 0,99          | -866,87       |
|                          | Sem fator aleatório      | 8        | 1762,78     | 10,56             | 0,01          | 1             | -873,2        |
| Felinos*                 | Com fator aleatório      | 9        | 470,33      | 1,28              | 0,34          | 1             | -225,92       |
|                          | Sem fator aleatório      | 8        | 469,05      | 0                 | 0,66          | 0,66          | -226,33       |
| Raposas                  | Com fator aleatório      | 9        | 1263,09     | 0                 | 1             | 1             | -622,3        |
|                          | Sem fator aleatório      | 8        | 1293,5      | 30,4              | 0             | 1             | -638,55       |
| Sapajus sp.*             | Com fator aleatório      | 9        | 495,38      | 1,68              | 0,3           | 1             | -238,44       |
|                          | Sem fator aleatório      | 8        | 493,7       | 0                 | 0,7           | 0,7           | -238,66       |
| Tatus                    | Com fator aleatório      | 9        | 1891,57     | 0                 | 1             | 1             | -936,54       |
|                          | Sem fator aleatório      | 8        | 1959,27     | 67,7              | 0             | 1             | -971,44       |
| <i>C. brachyurus*</i>    | Com fator aleatório      | 9        | 836,51      | 1,18              | 0,36          | 1             | -409,01       |
|                          | Sem fator aleatório      | 8        | 835,34      | 0                 | 0,64          | 0,64          | -409,47       |
| <i>C. Prehensilis</i>    | Com fator aleatório      | 9        | 670,46      | 0                 | 1             | 1             | -325,98       |
|                          | Sem fator aleatório      | 8        | 695,18      | 24,72             | 0             | 1             | -339,4        |
| <i>D. albventris</i>     | Com fator aleatório      | 9        | 942,58      | 0                 | 1             | 1             | -462,04       |
|                          | Sem fator aleatório      | 8        | 953,63      | 11,06             | 0             | 1             | -468,62       |
| <i>H. hydrochaeris</i>   | Com fator aleatório      | 9        | 1354,09     | 0                 | 0,79          | 0,79          | -667,8        |
|                          | Sem fator aleatório      | 8        | 1356,76     | 2,67              | 0,21          | 1             | -670,19       |
| <i>M. tridactyla</i>     | Com fator aleatório      | 9        | 1410,89     | 0                 | 0,61          | 0,61          | -696,2        |
|                          | Sem fator aleatório      | 8        | 1411,81     | 0,92              | 0,39          | 1             | -697,71       |
| <i>N. nasua</i>          | Com fator aleatório      | 9        | 749,43      | 0                 | 0,93          | 0,93          | -365,47       |
|                          | Sem fator aleatório      | 8        | 754,57      | 5,14              | 0,07          | 1             | -369,09       |
| <i>T. terrestris</i>     | Com fator aleatório      | 9        | 837,63      | 0                 | 0,56          | 0,56          | -409,57       |
|                          | Sem fator aleatório      | 8        | 838,07      | 0,44              | 0,44          | 1             | -410,84       |

Apêndice 10: Resultados dos modelos de regressão sem fatores aleatórios que obtiveram  $\Delta AIC$  menor que os modelos com fatores aleatórios.

| <b>Táxons e grupos de espécies</b> | <b>Estimates</b>   | <b>Coef.</b> | <b>Std. Error</b> | <b>DF</b> | <b>t-value</b> | <b>p-value</b> |
|------------------------------------|--------------------|--------------|-------------------|-----------|----------------|----------------|
| Felinos                            | Intercepto         | -0,134       | 0,102             | 364       | -1,308         | 0,192          |
|                                    | Passeio            | 0,000        | 0,000             | 364       | 3,229          | 0,001          |
|                                    | Comercial pesado   | -0,121       | 0,039             | 364       | -3,129         | 0,002          |
|                                    | Precipitação       | 0,009        | 0,029             | 364       | 0,310          | 0,757          |
|                                    | Temperatura mínima | -0,030       | 0,031             | 364       | -0,964         | 0,336          |
|                                    | Temperatura máxima | 0,024        | 0,030             | 364       | 0,803          | 0,422          |
|                                    | <i>Sapajus</i> sp  | Intercepto   | 0,293             | 0,062     | 364            | 4,765          |
| Passeio                            |                    | 0,000        | 0,000             | 364       | -2,150         | 0,032          |
| Comercial pesado                   |                    | -0,004       | 0,022             | 364       | -0,176         | 0,861          |
| Precipitação                       |                    | -0,037       | 0,027             | 364       | -1,371         | 0,171          |
| Temperatura mínima                 |                    | 0,017        | 0,029             | 364       | 0,602          | 0,547          |
| Temperatura máxima                 |                    | -0,038       | 0,025             | 364       | -1,536         | 0,126          |
| <i>C. Brachyurus</i>               |                    | Intercepto   | 0,429             | 0,107     | 364            | 4,011          |
|                                    | Passeio            | 0,000        | 0,000             | 364       | -0,193         | 0,847          |
|                                    | Comercial pesado   | -0,042       | 0,039             | 364       | -1,079         | 0,281          |
|                                    | Precipitação       | -0,055       | 0,045             | 364       | -1,229         | 0,220          |
|                                    | Temperatura mínima | -0,038       | 0,047             | 364       | -0,807         | 0,420          |
|                                    | Temperatura máxima | -0,038       | 0,042             | 364       | -0,915         | 0,361          |

## ANEXO 1

Nota aceita para publicação na revista *Frontiers in Ecology and the Environment* em 28/10/2021.

### Attracted to death

Luis Renato Bernardo and Emerson M. Vieira

Departamento de Ecologia, Laboratório de Ecologia de vertebrados, Universidade de Brasília, Brasília, Distrito Federal, Brazil.

The expansion of agriculture in areas originally occupied by native forests calls out for the need to expand the transport infrastructure. Agricultural production is mainly transported through highways, but part of this production is lost on roads because of their poor conditions and an old truck fleet. Only in the state of Mato Grosso (Brazil), >100,000 tons of grains are wasted annually on the roads. This surplus food attracts animals, which may end up being roadkilled. One of these animals is the capuchin monkey (*Sapajus apella*). This primate is common in the Brazilian Amazon, being able to tolerate and adapt its behavior to human-induced environmental changes. Our unpublished results from Mato Grosso highways indicate that 3.76 monkeys per 100 km are roadkilled every year.

One of us (LRB) observed a group of six capuchin monkeys collecting and consuming corn grains that had fallen on the Highway BR-163 in Mato Grosso. The monkeys took turns watching from above trees and collecting the grains on the side of the road. When trucks approached, they ran back into the woods, but they were not inhibited by the approach of small vehicles. This behavior raises some questions, such as: Considering the amount of food available on the roads, what is the importance of this food supplementation for wild animals? How much does this food availability on the roads influence the roadkill of primates and other animals - mainly birds and mammals - that use this kind of resource? These questions require further investigation.



Figura 13: Capuchin monkeys collecting and consuming corn grains that had fallen on the Highway BR-163 in Mato Grosso.