



Capítulo 9

Vertebrados Silvestres Atropelados em Rodovias do Sul de Santa Catarina, Brasil

DOI: <http://dx.doi.org/10.18616/geop09>

Jairo José Zocche

Samuel Costa

Polliana Zocche-de-Souza

Ivan Réus Viana

Denise Lidório de Mattia

Cristiane Scussel

Caroline Magagnin Zocche

Jader Lima Pereira

Fernando Carvalho

VOLTAR AO SUMÁRIO

INTRODUÇÃO

As mudanças na paisagem, naturais ou antrópicas, podem ocasionar a perda de *habitat* (FAHRIG, 2003; JACKSON; FAHRIG, 2013), que por consequência pode resultar na fragmentação da matriz paisagística (METZGER, 2013). Fragmentação e perda de *habitat* produzem heterogeneidade na paisagem, característica dependente da escala de análise e do modelo biológico que está sendo analisado (FORMAM, 1995; LANG; BLASCHKE, 2009; MORAES *et al.*, 2015; FAHRIG, 2017).

Embora a fragmentação de *habitat* seja frequentemente associada à perda e à descontinuidade de *habitat*, a fragmentação *per se* não implica diretamente na perda de *habitat* (MCGARIGAL; CUSHMAN, 2002). A fragmentação, com a perda de *habitat*, ocorre quando há a conversão de uma extensa área de *habitat* contínuo em um número maior de manchas de tamanhos menores, as quais se tornam cada vez mais isoladas entre si pela presença de uma matriz de *habitat* diferente do original (FAHRIG, 2003; JACKSON; FAHRIG, 2013; MORAES *et al.*, 2015; SACCO *et al.*, 2015).

Dentre os fatores antrópicos, a construção e a operação de rodovias representam uma das principais causas da fragmentação da paisagem com a perda de *habitat* (LAURANCE *et al.*, 2009; CROOKS *et al.*, 2017), pois resultam na fragmentação da matriz pela remoção da cobertura vegetal original, geram efeito de borda, funcionam como corredor de dispersão de espécies exóticas e alteram a estrutura e a função dos ecossistemas (FORMAN; DEBLINGER, 2000; TROMBULAK; FRISSELL, 2000; FORMAN *et al.*, 2003; HAWBAKER; RADELOFF, 2004; SEILER; HELLDIN, 2006; LAURANCE *et al.*, 2009; ROSA; BAGER, 2013; BAGER *et al.*, 2016; ASCENSÃO *et al.*, 2017; CROOKS *et al.*, 2017).

Os animais silvestres, que estão inseridos nesses ambientes modificados, interagem com as rodovias e isso pode resultar em redução da abundância populacional, com a morte dos indivíduos por atropelamentos, o que é reconhecidamente uma das principais ameaças à biodiversidade; alteração

comportamental causada pelo efeito filtro/barreira, o que leva à diminuição na acessibilidade a novos *habitat* e; a redução no fluxo gênico entre os fragmentos (KUIKEN, 1988; TROMBULAK; FRISSELL, 2000; FAHRIG; RYTWINSKI, 2009; LAURANCE *et al.*, 2009; JACKSON; FAHRIG, 2011; ROSA; BAGER, 2013; BAGER *et al.*, 2016; ASCENSÃO *et al.*, 2017; CROOKS *et al.*, 2017).

As colisões com veículos são, na atualidade, uma das maiores causas de mortalidade de vertebrados (TROMBULAK; FRISSELL, 2000), superando, inclusive, os números de animais mortos pela caça ilegal (SEILER; HELLDIN, 2006). Esse panorama tem impactos diretos sobre a conservação da biodiversidade, principalmente em países em rápido desenvolvimento (SEILER; HELLDIN, 2006; BAGER *et al.*, 2015), como, por exemplo, o Brasil (BAGER *et al.*, 2015). Em outras regiões do mundo, esse padrão se repete e, mesmo que as estimativas sejam ainda imprecisas, os números anuais de atropelamentos de animais silvestres são alarmantes: 159 mil mamíferos e 653 mil pássaros na Holanda (VAN DER ZANDE *et al.*, 1980); 5,5 milhões de serpentes, lagartos, tartarugas e anfíbios na Austrália (BENNETT, 1991); 7 milhões de pássaros na Bulgária; 200 mil mamíferos de médio e grande porte na Suécia; e 365 milhões de vertebrados nos Estados Unidos (SEILER; HELLDIN, 2006).

Os efeitos das rodovias sobre a paisagem de seu entorno só podem ser reconhecidos em sua totalidade décadas após a sua implantação (FINDLAY; BOURDAGES, 2000) e, ainda, se forem desenvolvidos estudos de longa duração (FORMAN; ALEXANDER, 1998). A crescente preocupação com o impacto das rodovias sobre a fauna silvestre fez surgir uma nova ciência, a Ecologia de Estradas, termo cunhado por Richard Forman, o qual se refere à ciência que investiga o impacto das rodovias nos componentes, nos processos e na estrutura dos ecossistemas (FORMAN; ALEXANDER, 1998). Essa nova ciência inclui áreas como Ecologia, Geografia, Engenharia e Planejamento Urbano (FORMAN *et al.*, 2003).

Estudos sobre ecologia de estradas destacam, principalmente, os efeitos negativos das estruturas viárias sobre a fauna silvestre (LAURANCE *et al.*, 2009). No entanto, os vertebrados silvestres também podem responder de forma positiva ou neutra à presença de rodovias em seu *habitat* (JAEGER

et al., 2005; ROSA; BAGER, 2013; RUIZ-CAPILLAS *et al.*, 2013; RYTWINSKI; FAHRIG, 2013). Espécies que apresentam respostas positivas são classificadas em três grupos: as que são atraídas devido à disponibilidade de recursos, mas que evitam a proximidade com veículos; as que evitam a estrada propriamente dita, mas não a sua borda; e as que se beneficiam com a redução na abundância do principal predador em função da presença da malha viária (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009).

Estudos relacionados ao impacto das rodovias sobre biodiversidade têm aumentado nas últimas décadas (SANTOS *et al.*, 2017). No Brasil, dados sobre atropelamentos de vertebrados silvestres podem ser considerados recentes (GLISTA *et al.*, 2009; BAGER; FONTOURA, 2012), têm pouco destaque entre as questões que envolvem as ameaças à biodiversidade faunística (GLISTA *et al.*, 2009), mas estão em franco crescimento nas duas últimas décadas, como pode ser observado em Grilo *et al.* (2018).

Segundo dados do Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes – DNIT (BRASIL, 2014), circulam por ano nas rodovias e estradas do Brasil 17,9 milhões de automóveis, 3,1 milhões de veículos comerciais leves, 1,17 milhões de caminhões e 258 mil ônibus. Ainda segundo a mesma fonte, mais de 60% do transporte de cargas é realizado por rodovias, a malha viária nacional possui pouco mais de 1,7 milhões de km, dos quais apenas 221.820 km (aproximadamente 12,9%) são pavimentados, 1.363,74 km (79,5%) não são pavimentados e o restante 128.904 km (7,5%) são estradas planejadas. Desse total, 119.936 km (7%) são de estradas federais, 255.040 km (14,8%) são de estradas estaduais e 1.339.260 km (78,11%) são de estradas municipais. Santa Catarina, por sua vez, possui 7.194 km de rodovias, das quais 3.800 km são pavimentados, 1.272 km não estão pavimentados e 2.121 km são de rodovias planejadas.

Nessa malha viária, segundo dados disponibilizados pelo CBEE (2017), 475 milhões de animais silvestres podem estar morrendo por ano. Essa estimativa é alta e certamente é agravada em rodovias com grande fluxo e naquelas que cruzam áreas com alta diversidade e abundância de animais (VIEIRA, 1996). Quando as rodovias atravessam ou contornam Unidades de

Conservação, o problema se torna ainda mais grave, uma vez que em muitas dessas áreas existem espécies ameaçadas de extinção (RODRIGUES *et al.*, 2002).

Em face às questões acima apresentadas, este estudo teve por objetivos: 1 – inventariar as espécies de vertebrados silvestres atropeladas em duas rodovias no sul de Santa Catarina; 2 – avaliar o *status* de conservação das espécies de vertebrados silvestres atropeladas em duas rodovias no sul de Santa Catarina; 3 – Avaliar a taxa de atropelamentos de vertebrados silvestres em duas rodovias no sul de Santa Catarina; 4 – analisar se a distribuição dos atropelamentos (total, por grupos e por espécie) apresenta segregação estacional; e 5 – analisar a relação da paisagem do entorno na ocorrência e na intensidade de agregações de atropelamentos em duas rodovias no sul de Santa Catarina.

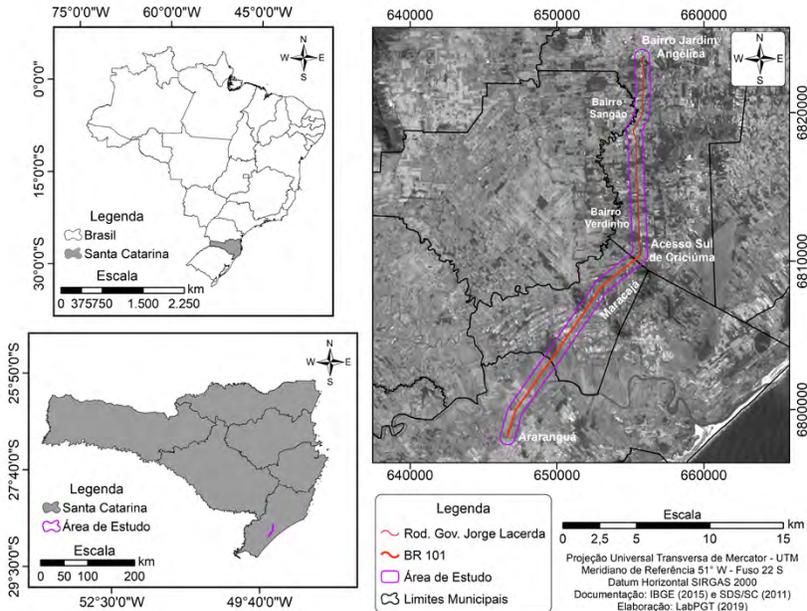
Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em 30 km de rodovias, sendo metade do percurso pertencente à Rodovia Federal BR 101, localizado entre os municípios de Araranguá e Maracajá (Km 411 a 396), e os demais 15 km pertencentes à Rodovia Governador Jorge Lacerda, localizados entre o acesso sul do município de Criciúma, a partir da BR 101 e do bairro Jardim Angélica, na cidade de Criciúma, sul de Santa Catarina (Figura 1). Nos trechos estudados, as duas rodovias eram, à época da coleta de dados, constituídas de pista simples de rodagem de mão dupla e com a presença de acostamentos.

O clima regional, segundo a classificação climática de Köppen, é do tipo Cfa, subtropical úmido, sem estação seca definida e com verões quentes (ALVARES *et al.*, 2014). As temperaturas médias variam de 17,0 a 19,3 oC, e a precipitação pluviométrica de 1.220 a 1.660 mm anuais (ALVARES *et al.*, 2014). A cobertura vegetal é representada por remanescentes da Floresta Ombrófila Densa Submontana e das Terras Baixas (IBGE, 2012). A paisagem é constituída por formações secundárias da Floresta Ombrófila Densa, por áreas agrícolas, pastagens, plantações de *Pinus spp.*, *Eucalyptus spp.* e *Musa*

paradisiaca L., áreas de extração de argila, antigos depósitos de rejeitos de carvão, além de aglomerados urbanos.

Figura 1 - Localização da área de estudo com destaque aos trechos das rodovias estudadas



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Delineamento Amostral

As amostragens foram realizadas entre janeiro e dezembro de 2003. O trecho total de 30 km foi monitorado diariamente no início da tarde, cinco vezes por semana, resultando em 7.470 km, percorridos em 249 dias. O levantamento de dados foi realizado com veículo automotor, percorrendo-se as rodovias com velocidade máxima de 40 km/h, sempre por dois observadores. Qualquer vestígio que pudesse indicar ocorrência de carcaças de vertebrados foi vistoriado. Quando encontrada uma carcaça, foram obtidos os seguintes dados: fotografia da carcaça; coordenadas geográficas de locali-

zação, obtidas por meio de sistema de posicionamento global (GPS) de mão, DATUM-WGS 84 e precisão de 10 m; e identificação da espécie. Carcaças que apresentavam melhor estado de conservação foram coletadas e adicionadas à coleção do Museu de Zoologia Professora Morgana Cirimbelli Gaidzinski para servir de material testemunho. As demais foram removidas da pista e ou do acostamento para evitar a reamostragem. As carcaças de animais domésticos foram apenas removidas, não sendo contabilizadas.

Os espécimes foram identificados com o auxílio de guias de campo de anuros (IZECKSOHN; CARVALHO-E-SILVA, 2001; LOEBMANN, 2005; DEIQUES *et al.*, 2007), lagartos e serpentes (FREITAS, 2003; FREITAS; SANTOS-SILVA, 2006; DEIQUES *et al.*, 2007), aves (SICK, 1997; DE LA PEÑA; RUMBOLL, 1998) e mamíferos (EMMONS; FEER, 1997; CANEVARI; VACCARO, 2007). A nomenclatura taxonômica seguiu Paglia *et al.* (2012) para mamíferos, exceto para o gênero *Leopardus*, que seguiu Nascimento e Feijó (2017); Piacentini *et al.* (2015) para aves; Segala *et al.* (2016) para anuros; e Costa e Bernelis (2018) para lagartos e serpentes.

O *status* de conservação das espécies seguiu as listas das espécies ameaçadas de extinção da *International Union for Conservation of Nature – The IUCN Red List of Threatened Species* (IUCN, 2019) –, em nível mundial; do Ministério do Meio Ambiente do Brasil (BRASIL, 2014), em nível nacional; e do Conselho Estadual do Meio Ambiente (SANTA CATARINA, 2011), em nível estadual.

Mapeamento de Cobertura e Uso da Terra no Entorno das Rodovias

A paisagem do entorno das rodovias estudadas foi analisada a partir da classificação das formas de cobertura e uso da terra, com base em imagens fotogramétricas com resolução espacial de 1,0 m, datadas do ano de 2006 e ortorretificadas. Sobre a carta imagem ortorretificada foi lançado o trajeto das duas rodovias estudadas, a partir do qual foi definido o *buffer*

de 0,5 km de cada lado das rodovias para fins de classificação da cobertura e do uso da terra.

O mapeamento da cobertura e do uso da terra com uso do *software ArcGis*, versão 10.3.1 (ESRI, 2010), deu-se a partir dos seguintes passos: 1 – interpretação visual, vetorização manual em tela de computador e individualização dos polígonos de manchas homogêneas, com base em elementos de reconhecimento como tonalidade/cor, textura, tamanho, forma, sombra e localização (FLORENZANO, 2002); 2 – classificação e atribuição de identificador (ID) às formas de cobertura e uso da terra; 3 – extração de dados numéricos sobre a área total ocupada pelo polígono formado pelo *buffer* de 0,5 km no entorno das duas rodovias e pelas classes de cobertura e uso da terra identificadas; 4 – produção de mapa temático de cobertura e uso da terra ao longo das rodovias estudadas. Foi adotada a mesma nomenclatura proposta por Zocche *et al.* (2012), modificada e adaptada à realidade do presente estudo para a denominação das classes de cobertura e uso da terra (Quadro 1).

Quadro 1 – Denominação das classes e descrição das formas de cobertura e uso da terra que as compõem, adotadas para o mapeamento da área de *buffer* de 0,5 km em cada margem dos trechos estudados da BR 101 e da Rodovia Governador Jorge Lacerda, no sul de Santa Catarina, Brasil, entre janeiro e dezembro de 2003

Classes de Cobertura e Uso	Composição
Antrópico	Construções civis em áreas rurais, núcleos urbanos, estradas pavimentadas, não pavimentadas e acessos.
Áreas Alteradas	Áreas degradadas por atividades de exploração mineral (mineração de carvão, argila e rocha basáltica).
Agroecossistemas	Cultivos agrícolas anuais, incluindo as culturas irrigadas (arroz) e os cultivos de sequeiro (milho, fumo, feijão, etc.).
Monoculturas	Plantios de <i>Eucalyptus</i> spp., <i>Pinus</i> spp. e cultivos de <i>Musa paradisiaca</i> .
Vegetação Herbácea	Campo antrópico, vegetação ruderal e áreas de cultivo abandonadas.
Vegetação Arbórea	Cobertura florestal secundária em diversos estágios de regeneração (incluindo desde o estrato arbustivo até o arbóreo).
Corpos d'água	Massas d'água, naturais e artificiais.

Fonte: Adaptado de Zocche *et al.* (2012).

Análise dos Dados

Cada um dos 12 meses foi considerado uma amostra, sendo que as amostragens diárias realizadas no mesmo mês foram agrupadas. Foram determinadas as taxas de atropelamento total (TAT) e por grupo (anuros, lagartos e serpentes, aves e mamíferos), as quais foram calculadas dividindo-se o número de atropelamentos de cada respectivo grupo, pelo total de quilômetros amostrados (PRADA, 2004).

Para analisar se a distribuição dos atropelamentos (total, por grupos e por espécie) apresentou segregação estacional, foi utilizado o teste de Rayleigh (Z), com nível de significância de 0,05, calculado pelo *software* Oriana, versão 4.3 (KOVACH, 2011). Para determinar se o número de atropelamentos total e dos respectivos grupos difere entre as estações do ano, foi utilizado o teste de Qui-quadrado (χ^2) para proporções iguais esperadas. Esse teste foi realizado no *software* PAST (HAMMER *et al.*, 2001), adotando-se 0,05 como nível de significância. Nesta análise, os meses de janeiro, fevereiro e março foram considerados como pertencentes à estação do verão; abril, maio e junho, ao outono; julho, agosto e setembro, ao inverno; e outubro, novembro e dezembro, à primavera.

A ocorrência de agregações espaciais de atropelamentos foi avaliada pelo teste 2D *Ripley K-Statistics* (análise K de Ripley) no programa Siriema V. 2.0 (COELHO *et al.*, 2014), utilizando-se a função L(r) para avaliar a intensidade de agregação em diferentes escalas. Para essa análise, foi determinado o raio inicial de 100 metros, incremento de raio de 500 metros, limite de confiança de 95% e mil simulações (CARVALHO, 2014). A análise espacial dos atropelamentos foi realizada considerando-se Araranguá como sendo o início e Criciúma como sendo o ponto final do trecho monitorado.

A identificação dos trechos das rodovias com maior quantidade de atropelamentos de vertebrados silvestres (*hotspots*) foi avaliada pelo Teste *2D HotSpot Identification*, utilizando-se a função $N_{events} - N_{simulated}$ para a identificação dos locais nas rodovias onde ocorre agregação de atropelamentos maior do que a esperada ao acaso (COELHO *et al.*, 2014).

As análises da influência das estações do ano no número total de atropelamentos, no número de atropelamentos por grupo e por espécie; da existência de estacionalidade nos atropelamentos; da ocorrência de agregações de atropelamentos e dos locais com maior quantidade de atropelamentos (*hotspots*) foram executadas apenas para os grupos e para as espécies com 10 ou mais espécimes atropelados: vertebrados silvestres, mamíferos, aves, *Didelphis albiventris* e *Cerdocyon thous*.

A relação entre a intensidade das agregações de atropelamentos de vertebrados silvestres com a paisagem foi avaliada por meio da análise da distribuição dos atropelamentos e da representatividade das diferentes classes de cobertura e uso da terra na área de *buffer* mapeada ao longo das rodovias estudadas.

Ao longo do estudo, foram registrados 139 vertebrados silvestres atropelados, assim distribuídos: 87 (62,59%) mamíferos, 41 (29,50%) aves, nove (6,47%) lagartos e serpentes, e dois (1,44%) anuros (Tabela 2). Esse total representa 31 espécies, 24 famílias e 15 ordens de quatro classes. O grupo das aves foi o mais rico ($n = 16$ spp.), seguido pelos mamíferos ($n = 12$ spp.), lagartos e serpentes ($n = 02$ spp.) e anuros ($n = 01$ sp.). A taxa de atropelamentos total (TAT) registrada foi de 0,019 animais/km/ano, com os mamíferos e aves sendo os grupos mais atropelados (Tabela 1).

Tabela 1 - Distribuição mensal do número de vertebrados silvestres atropelados nos trechos estudados da BR 101 e da Rodovia Governador Jorge Lacerda, no sul de Santa Catarina, Brasil, entre janeiro e dezembro de 2003. Em que: % = percentual sobre o total de registros; TA = taxa de atropelamentos/km/ano; e TAT = taxa de atropelamento total/km/ano

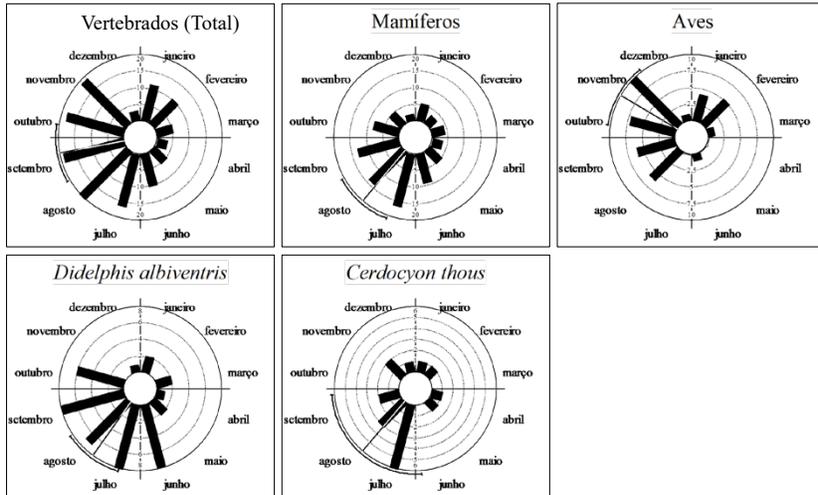
Taxa	Número de Registros/Estações do Ano/Mês												Total	%	TA		
	Verão			Outono			Inverno			Primavera							
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D					
ANUROS																	
Bufonidae																	
<i>Rhinella icterica</i> (Spix, 1824)				1										1	2	1,4	4
Subtotal				1										1	2	1,4	0,00
Subtotal da classe/estação				1		0		0						1			
LAGARTOS E SERPENTES																	
SQUAMATA																	
Teiidae																	
<i>Salvator merianae</i> (Duméril e Bibron, 1839)				1	1									2	3	7	5,0
Dipsadidae																	
<i>Philodryas patagoniensis</i> (Girard, 1858)				1										1	2	1,4	4
Subtotal				2	1									3	3	9	0,00
Subtotal da classe/estação				3		0		0						6			
AVES																	
TINAMIFORMES																	
Tinamidae																	
<i>Nothura maculosa</i> (Temminck, 1815)														1	1	0,7	2
GRUIFORMES																	
Rallidae																	
<i>Pardirallus nigricans</i> (Vicillot, 1819)														1	1	0,7	2
<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)														1	1	1,4	4
CHARADRIIFORMES																	
Charadriidae																	
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)					1									1	2	1,4	4
COLUMBIFORMES																	
Columbidae																	
<i>Columbina picui</i> (Temminck, 1813)														1	1	0,7	2
CUCULIFORMES																	
Cuculidae																	
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)				1										1	2	1,4	4

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

As espécies com maior número de atropelamentos foram *D. albiventris* (n = 45), *C. thous* (n = 18), *C. ani* (n = 08), *S. merianae* (n = 07), *G. cuja* (n = 06), *P. cancrivorus* e *G. guira* (n = 05 cada), as quais totalizam 67,63% dos atropelamentos. Dentre as espécies registradas, *L. guttulus* (n = 3 registros) e *L. wiedii* (n = 1 registro) encontram-se ameaçadas (Tabela 2).

Houve diferença no número total de atropelamentos quando comparadas as estações do ano ($\chi^2 = 23,565$; $p < 0,001$). O inverno foi à estação em que se registrou o maior número de atropelamentos de vertebrados silvestres (n = 55), seguido da primavera (n = 40), do verão (n = 25) e do outono (n = 18). Em termos de variação mensal no número de atropelamentos, para todas as análises foi observada a segregação temporal (vertebrados: $Z = 15,09$ e $p < 0,001$; mamíferos: $Z = 13,94$ e $p < 0,001$; e aves $Z = 11,27$ e $p < 0,001$). O maior número de vertebrados (total) atropelados ocorreu de agosto a novembro, com a média ficando próxima a setembro. Para os mamíferos, o maior número de animais atropelados foi observado entre julho e setembro e a média ficou próxima a setembro. Para as aves, o pico de atropelamento ocorreu entre agosto e novembro, cuja média se estabeleceu próxima a novembro. *D. albiventris* teve os atropelamentos concentrados de junho a outubro, com média próxima a agosto ($Z = 12,76$; $P < 0,001$), enquanto que *C. thous* de julho a setembro, também com média próxima a agosto ($Z = 2,85$; $P < 0,05$) (Figura 2).

Figura 2 - Diagrama circular de distribuição mensal de atropelamentos de vertebrados (total), mamíferos, aves silvestres, *D. albiventris* e *C. thous* nos trechos estudados da BR 101 e da Rodovia Governador Jorge Lacerda, no sul de Santa Catarina, Brasil, entre janeiro e dezembro de 2003

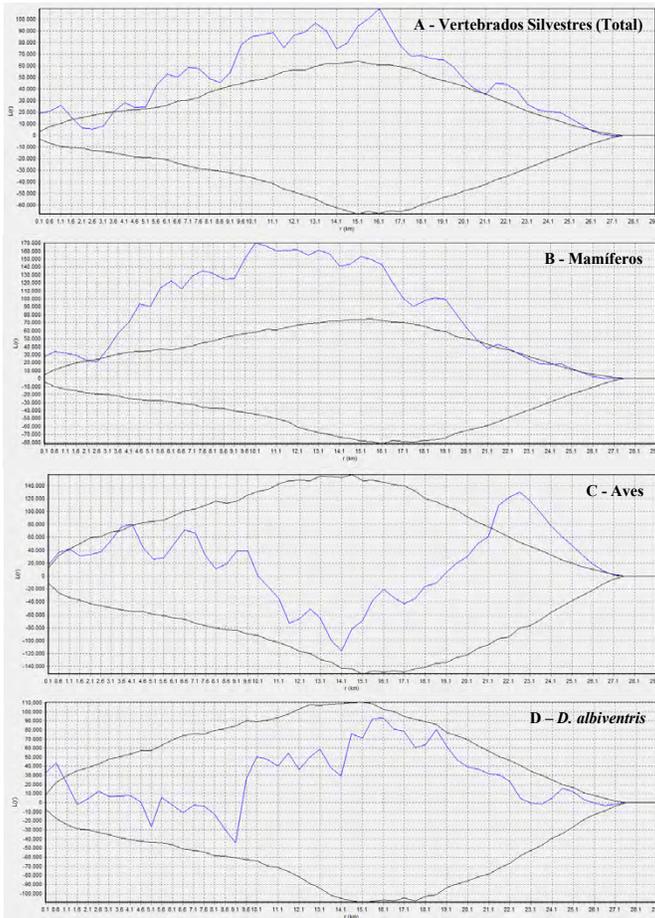


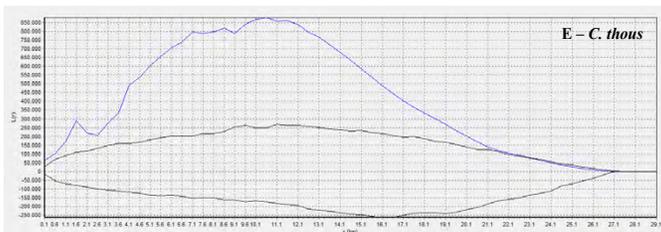
Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Foram encontradas agregações espaciais de atropelamentos para vertebrados silvestres (total), mamíferos, aves, *D. albiventris* e *C. thous* (Figuras 3A-E). Foram identificados 18 *hotspots* de atropelamentos de vertebrados silvestres (total) (Figura 4A), dentre os quais os três com maior grau de intensidade ocorreram, respectivamente, entre os quilômetros 6,50 e 7,00; 3,25 e 3,50; e 16,50 e 16,75. Para os mamíferos, foram registrados 12 *hotspots* (Figura 4B), cuja ocorrência dos três com maior grau de intensidade se deu, respectivamente, entre os quilômetros 6,75 e 7,0; 16,50 e 16,75; e 10,2 e 10,50. Para as aves, foram registrados oito *hotspots* (Figura 4C), dentre os quais os três com maior grau de intensidade ocorreram, respectivamente, entre os quilômetros 6,75 e 7,0; 24,0 e 24,25; e 15,50 e 16,0. Em relação a *D. albiventris*, seis *hotspots* de atropelamentos foram evidenciados (Figura 4D), sendo os mais representativos localizados, respectivamente, entre os quilômetros 16,50 e 16,75; 6,70 e 7,00; e 10,75 e 11,00. Para *C. thous* (Figura 4E)

foram observados oito *hotspots*, dentre os quais os três que se destacaram com as maiores intensidades ocorreram, respectivamente, entre os quilômetros 10,50 e 10,75; 6,75 e 7,00; e 3,50 e 3,75.

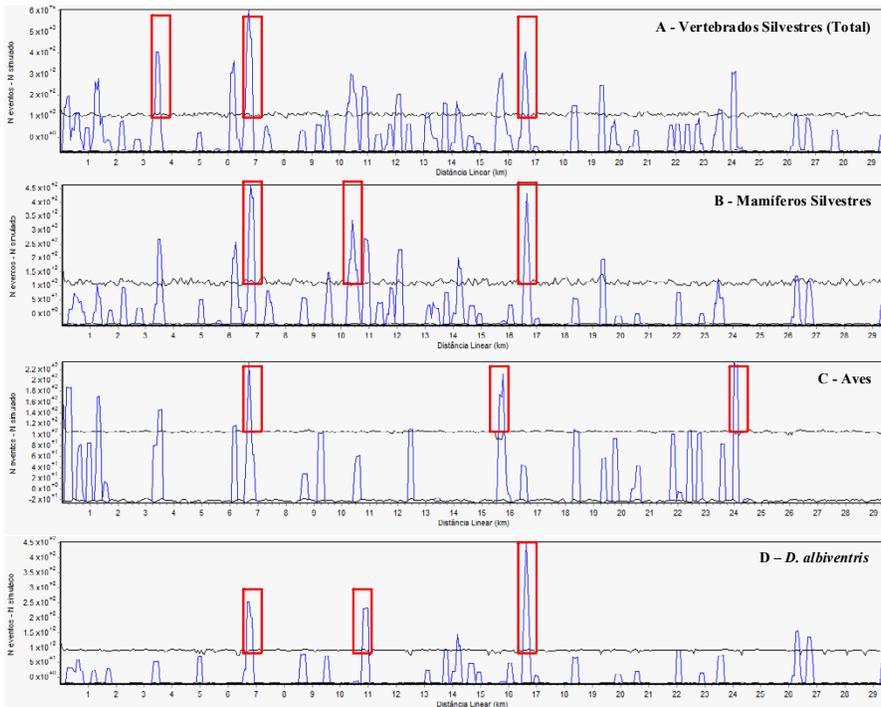
Figuras 3A-E - Agregações de atropelamentos de vertebrados silvestres (total), mamíferos, aves, *D. albiventris* e *C. thous*, de acordo com os raios de análise, ao longo dos trechos estudados da BR 101 e da Rodovia Governador Jorge Lacerda, no sul de Santa Catarina, Brasil, entre janeiro e dezembro de 2003. Valores de $L(r)$ (linha azul) acima do limite superior, ou abaixo do limite inferior de confiança (linhas pretas) indicam escalas com ocorrência de agregação dos atropelamentos.

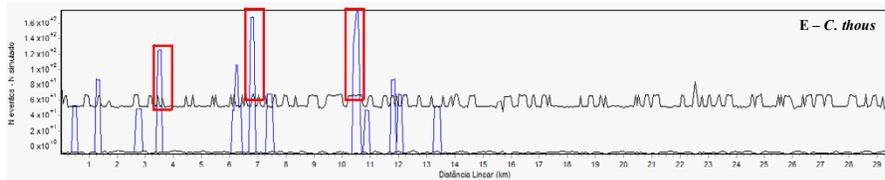




Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Figuras 4A-E - Localização das agregações de atropelamentos de vertebrados silvestres ao longo dos trechos estudados da BR 101 e da Rodovia Governador Jorge Lacerda, no sul de Santa Catarina, Brasil, entre janeiro e dezembro de 2003. Valores de $N_{\text{events}} - N_{\text{simulated}}$ (linha azul) que se encontram acima do limite superior de confiança (linha preta) indicam os locais de ocorrência de hotspots. Em destaque (retângulos vermelhos) se encontram os três hotspots com maior grau de intensidade de cada grupo ou espécie analisada

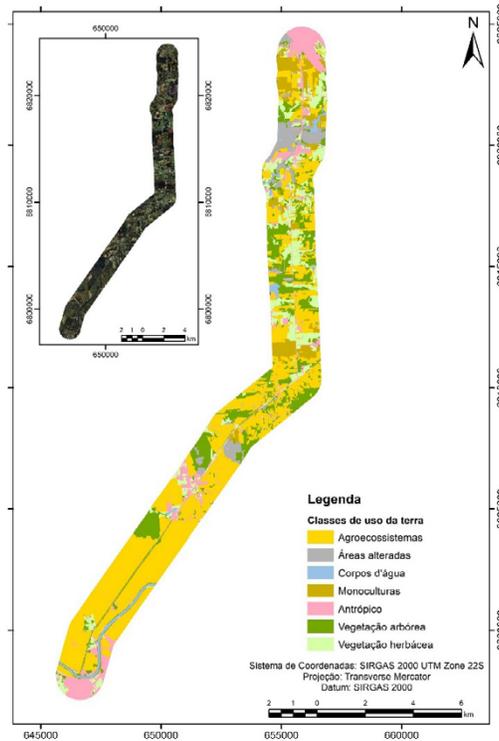




Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

No que se refere à cobertura e ao uso da terra, a classe Agroecossistemas ocupa 46,52% da paisagem mapeada, seguida pelas classes Vegetação Arbórea (16,92%), Vegetação Herbácea (11,92%) e Antrópico (11,50%). As três demais classes evidenciaram baixos percentuais de representatividade, variando de 2,04 a 5,97% (Figura 5 e Tabela 2). A classe Antrópico está distribuída em três manchas principais: duas na porção sudoeste da área estudada (representadas pelas cidades de Araranguá e Maracajá) e a terceira na porção norte, representada pela grande Criciúma (Figura 5).

Figura 5 - Mapa de cobertura do uso da terra na área de *buffer* de 0,5 km ao longo dos trechos estudados da BR 101 e da Rodovia Governador Jorge Lacerda, no sul de Santa Catarina, Brasil, entre janeiro e dezembro de 2003



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

A classe Agroecossistemas se distribui por toda a área mapeada e fragmenta a classe Vegetação Arbórea em quatro grandes blocos (Figura 5). Os dois primeiros estão localizados na porção sudoeste da área, a oeste da BR 101; o terceiro, um conjunto de pequenos fragmentos florestais, está localizado no centro da área mapeada, em ambos os lados da BR 101, e o quarto bloco, também representado por pequenas manchas de vegetação florestal, está localizado no centro-norte da área e distribui-se em ambos os lados da Rodovia Governador Jorge Lacerda.

Tabela 2 – Classes de cobertura e uso da terra, área ocupada em ha e percentuais de contribuição de cada classe em relação à área total mapeada ao longo dos trechos estudados da BR 101 e da Rodovia Governador Jorge Lacerda, no sul de Santa Catarina, Brasil

Classes de Uso e Cobertura da Terra	Área ocupada em ha	Contribuição %
1 – Antrópico	708,91	11,50
2 – Áreas Alteradas	316,56	5,13
3 – Agroecossistemas	2.869,17	46,52
4 – Monoculturas	368,11	5,97
5 – Vegetação Herbácea	735,44	11,92
6 – Vegetação Arbórea	1.043,47	16,92
7 – Corpos d’água	126,02	2,04
Totais	6.167,67	100

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

A análise conjunta da distribuição espacial dos três *hotspots* com maior grau de intensidade de cada grupo e espécie avaliada e da distribuição das classes de cobertura e uso da terra na paisagem permite a identificação conjunta da ocorrência de cinco *hotspots* de atropelamentos com maior intensidade, os quais ocorreram entre os quilômetros 3,00 e 4,00; 6,50 e 7,00; 10,00 e 11,00; 15,00 e 17,00; 24,00 e 24,50 (Figuras 4A-E). Os dois primeiros trechos, de aproximadamente 0,5 km cada, estão localizados, respectivamente, próximo à cidade de Araranguá (onde foram registrados seis atropelamentos de cinco espécies) e em frente ao Parque Ecológico de Maracajá (onde foram registrados 19 atropelamentos de nove espécies). O terceiro, um trecho de 1,0 km, está situado entre o acesso principal e o acesso norte de Maracajá (onde foram registrados 17 atropelamentos de nove espécies). O quarto, um trecho de 2,0 km, está localizado entre o acesso sul a Criciúma e o bairro Verdinho, na Rodovia Governador Jorge Lacerda (onde foram registrados seis atropelamentos de quatro espécies). E o quinto, um trecho de 0,25 k, está localizado entre a rótula de acesso e a área central do Bairro Sangão, Criciúma, também na Rodovia Governador Jorge Lacerda (onde foram registrados oito atropelamentos de sete espécies, das quais seis pertencem às aves).

A riqueza, o número de atropelamentos e a taxa de atropelamentos de animais/km/ano registrados neste estudo foram inferiores a outros realizados no sul do Brasil (p. ex.: DORNELES *et al.*, 2012; TEIXEIRA; KINDEL, 2012; SILVA *et al.*, 2013; DE MATTIA, 2016), ainda que o esforço amostral tenha sido menor que o despendido no presente estudo, exceto para Dorneles *et al.* (2012). Tais diferenças se justificam porque a composição da fauna vítima de atropelamentos varia mesmo quando analisada dentro da mesma região geográfica. Isso decorre de fatores ligados à ecologia dos organismos atropelados, às características das rodovias (largura, presença de curvas, tipo de pavimento, número de pistas, presença e tipo de divisórias entre as pistas), à velocidade e ao fluxo de veículos e à estrutura da paisagem do entorno das rodovias consideradas (JAEGER; FAHRIG, 2004; JAEGER *et al.*, 2005; SANTOS *et al.*, 2011; FARMER; BROOKS, 2012; FREITAS, 2012; SANTOS *et al.*, 2015). Anfíbios, serpentes e lagartos tendem a ser particularmente suscetíveis em rodovias com duas pistas e com intensidade de tráfego de baixa a moderada. Médios e grandes mamíferos são especialmente suscetíveis em rodovias com duas pistas e de alta velocidade, enquanto que com aves e pequenos mamíferos isso ocorre em rodovias duplicadas e de alta velocidade (FORMAN; ALEXANDER, 1998).

Em termos de abundância, mamíferos e aves representaram os grupos com os maiores números de animais atropelados quando comparados a serpentes, lagartos e anuros. Aves foi o grupo mais diverso, enquanto que os mamíferos correspondem àquele com maior abundância, padrão semelhante ao observado em estudos realizados na região sul do Brasil (ROSA; MAUHS, 2004; DORNELES *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2013; DE MATTIA, 2016). A maior riqueza de aves atropeladas neste estudo reflete a composição da paisagem do entorno das rodovias estudadas, assim como as características das espécies registradas, as quais se mostraram tolerantes aos efeitos da fragmentação dos *habitat*, são generalistas, sinantrópicas, apresentam voo baixo e lento e ocorrem frequentemente nas margens de rodovias com vegetação herbáceo-arbustiva (SICK, 1997).

Dentre as sete espécies mais atropeladas em nosso estudo, quatro pertencem aos mamíferos (*D. albiventris*, *C. thous*, *G. cuja* e *P. cancrivorus*), duas pertencem às aves (*C. ani* e *G. guira*) e uma aos lagartos (*S. merianae*). Grilo *et al.* (2018) publicaram um *data paper* sobre atropelamentos de animais silvestres em rodovias brasileiras, e nossos dados corroboram as hipóteses elencadas por eles. Os autores destacam que em 26 estudos publicados em periódicos, teses e relatórios revisados por pares e em 45 comunicações pessoais de atropelamentos foram relatados 21.512 registros, 83% dos quais foram identificados ao nível da espécie (n = 450 espécies). As espécies com maior número de registros foram: *D. albiventris* (n = 1.549), *Volatinia jacarina* (Linnaeus, 1766) (n = 1.238), *C. thous* (n = 1.135), *Helicops infrataeniatus* (Jan, 1865) (n = 802) e *R. icterica* (n = 692).

Didelphis albiventris, a espécie com maior percentual de registros neste estudo (32,37%), apresenta atividade noturna e crepuscular, dieta onívora e ocorre em diversos *habitat*, incluindo os antrópicos (SILVA, 1994; ROSSI *et al.*, 2006; CANEVARI; VACCARO, 2007). Em relação ao gênero *Didelphis*, Cherem *et al.* (2007) assinalam que em Santa Catarina ocorrem duas espécies: *D. albiventris*, que se distribui por toda a parte continental do Estado, e *D. aurita*, aparentemente restrita à faixa litorânea e a algumas ilhas. Ambas foram registradas no presente estudo, entretanto, *D. albiventris* com número muito maior quando comparado com *D. aurita*. Espécies de *Didelphis* estiveram entre as mais amostradas em 26 estudos sobre atropelamentos realizados no Brasil (GRILO *et al.*, 2018). *Didelphis aurita* foi registrada com maior frequência em trabalhos realizados na região norte (PEREIRA *et al.*, 2006; TURCI; BERNARDE, 2009; GUMIER-COSTA; SPERBER, 2009), enquanto que *D. albiventris* nas regiões central (RODRIGUES *et al.*, 2002; CASELLA *et al.*, 2006), sudeste (PRADA, 2004) e sul do País (ROSA; MAUHS, 2004; CHEREM *et al.*, 2007; DELAZERI *et al.*, 2011; DE MATTIA, 2016; GRILO *et al.*, 2018).

Cerdocyon thous, espécie crepuscular e noturna, possui grande plasticidade alimentar e ocupa diversos *habitat* (SILVA, 1994; CANEVARI; VACCARO, 2007), inclusive áreas degradadas e próximo de habitações humanas (LOPES *et al.*, 2015). Foi a segunda espécie com maior número de

atropelamentos. Também está entre as espécies mais atropeladas em Santa Catarina, conforme registraram Cherem *et al.* (2007) e De Mattia (2016), assim como em outros estudos de várias regiões do Brasil (VIEIRA, 1996; RODRIGUES *et al.*, 2002; GRILO *et al.*, 2018) e da América do Sul (PINOWSKI, 2005). Por incluir carniça em sua dieta (CHEIDA *et al.*, 2006), torna-se um dos mamíferos com grande índice de atropelamentos (RODRIGUES *et al.*, 2002; OLIVEIRA; SILVA, 2012).

Galictis cuja apresenta tanto hábitos noturnos quanto diurnos, de dieta basicamente carnívora, alimenta-se de pequenos vertebrados, como roedores, serpentes e lagartos, especialmente lagartixas, anuros, aves e ovos (CANEVARI; VACCARO, 2007; CHEIDA *et al.*, 2006; LOPES *et al.*, 2015). Vive em ambientes variados, preferencialmente abertos, próximos à água, inclusive em áreas rurais e urbanas (CANEVARI; VACCARO, 2007). Foi a quinta espécie mais atropelada neste estudo, a segunda entre as registradas por Rosa e Mauhs (2004), a nona nos estudos de Cherem *et al.* (2007), a terceira entre os vertebrados e a segunda entre os mamíferos no estudo de De Mattia (2016).

Procyon cancrivorus, juntamente com *G. guira*, ocupa a sexta posição entre os taxa mais atropelados neste estudo. Habita ambientes variados sempre próximos à água, onde busca alimentos (CANEVARI; VACCARO, 2007). Apresenta hábitos crepusculares e noturnos, com dieta variada, incluindo caranguejos, rãs, caracóis, peixes e, em menor proporção, insetos, pequenas aves, frutos e sementes (SILVA, 1994; CANEVARI; VACCARO, 2007). No presente estudo, foi a quarta espécie com maior número de atropelamentos entre os mamíferos e a terceira na região do planalto catarinense, conforme Cherem *et al.* (2007), mas foi registrada apenas três vezes nos estudos de De Mattia (2016), no sul de Santa Catarina. Ocorreu também com elevados números nos estudos de Vieira (1996), na região central e sudeste do Brasil, sendo menos comum nos estudos de Rosa e Mauhs (2004), na região sul, e de Prada (2004), na região sudeste do País. Casella *et al.* (2006) verificaram uma forte tendência de atropelamentos de *P. cancrivorus* próximo a cursos d'água e a áreas naturais (fragmentos florestais) em função da dependência

por água, por *habitat* ribeirinhos e por fragmentos florestais como corredores, fatos também observados neste estudo.

Crotophaga ani e *G. guira* (terceira e sexta espécies mais atropeladas, respectivamente) são espécies onívoras, alimentam-se de insetos e pequenos vertebrados, complementando sua dieta com frutos (SICK, 1997). Apresentam voo baixo e pouco potente e costumam ocorrer em áreas antropizadas, como campos, lavouras abandonadas e ambientes abertos (SICK, 1997; DE LA PEÑA; RUMBOLL, 1998) ao longo de rodovias (BELTON; DUNNING, 1993; ROSA; MAUHS, 2004), tornando-se as aves mais atropeladas (ROSA; MAUHS, 2004), assim como mais comuns ao longo de estradas (SICK, 1997; DE LA PEÑA; RUMBOLL, 1998).

Salvator merianae tem hábitos diurnos, habita matas, campos, capões e ambientes antrópicos (PÉRES JUNIOR, 2003). Apresenta dieta variada, incluindo desde invertebrados (insetos, larvas, minhocas), pequenos vertebrados (mamíferos e aves), frutos e ovos (KIEFER; SAZIMA, 2002; PÉRES JUNIOR, 2003; DEIQUES *et al.*, 2007). Predador ativo de ninhos, motivo pelo qual é sistematicamente perseguido em áreas rurais (KIEFER; SAZIMA, 2002). Figura como a quarta espécie mais atropelada neste estudo (n = sete) e em De Mattia (2016) (n = 31). Rosa e Mauhs (2004) registraram frequência de 23,8% de atropelamentos de *S. merianae* e média de 0,4 animais mortos diariamente em seus estudos, destacando-se como a segunda mais atropelada, com nove registros. A espécie apresenta atividade sazonal e unimodal (VAN-SLUYS; ROCHA, 1999), sendo mais ativa nos meses de novembro e dezembro (WINCK *et al.*, 2011).

Apesar de a maioria dos atropelamentos de animais silvestres ser acidental, principalmente devido ao excesso de velocidade, alguns podem ser propositais. Muitos dos atropelamentos de serpentes e de lagartos são de caráter intencional, inclusive com casos de motoristas que direcionam o veículo ao acostamento para atingirem o animal, fato presenciado neste estudo. Isso se deve ao fato de as pessoas, em geral, agirem por ignorância, medo e por não gostarem desses animais. Fatos semelhantes ocorrem com animais

de caça consumidos por humanos, como tatus, lebres, veados e perdizes, entre outros (RODRIGUES *et al.*, 2002).

A frequência dos atropelamentos de vertebrados silvestres pode ser influenciada por variações sazonais, sendo que a magnitude dessa variação depende do táxon. Trabalhos em regiões de clima temperado mostram que os atropelamentos podem se concentrar na primavera (ERRITZOE *et al.*, 2003; SMITH; DODD, 2003), no verão (CLEVENGER *et al.*, 2003) e no outono (SMITH; DODD, 2003). Em locais com esse regime climático, as taxas de atropelamento de serpentes, lagartos e tartarugas são comumente mais altas em estações mais quentes, que correspondem ao período de maior atividade desses animais (BONNET *et al.*, 1999). Para aves, é difícil identificar um padrão em relação à variação sazonal, e isso ocorre provavelmente devido à grande diversidade desse grupo e à necessidade de um maior esforço de amostragem quando comparado aos demais grupos, o que nem sempre é realizado (BAGER; ROSA, 2011). Anuros, por sua vez, costumam ter atropelamentos concentrados em grandes eventos de deslocamentos, que, assim como alguns lagartos e serpentes os realizam para reprodução ou dispersão de juvenis (MAZEROLLE, 2004). Médios e grandes mamíferos não costumam apresentar variações sazonais em ambientes subtropicais (CARO *et al.*, 2000; COELHO *et al.*, 2008).

Os atropelamentos de *D. albiventris* foram registrados durante todo o ano, com maior incidência no final do outono, durante todo o inverno e início da primavera, enquanto que de *C. thous*, embora também tenham sido registrados durante todo o ano, evidenciou-se maior frequência no inverno (julho e agosto), estação em que a disponibilidade de alimentos de origem vegetal tende a diminuir na região estudada. Os atropelamentos das duas espécies estiveram em sua maioria associados aos ambientes com maior grau de antropização, sempre próximo a habitações humanas e frequentemente após eventos de chuvas. A observação, ainda que não testada, de relação entre a ocorrência de precipitação e de atropelamentos dessas duas espécies corrobora os resultados obtidos por estudos similares ao presente, que

apontam correlação positiva entre precipitação e atropelamentos (FORMAN; ALEXANDER, 1998; PINOWSKI, 2005; SMITH; DODD, 2003; DE MATTIA, 2016).

A relação entre as características da paisagem e os atropelamentos de vertebrados silvestres já vem sendo discutida no Brasil há algum tempo, mas ainda é pouco explorada na literatura (FREITAS, 2012). Vários estudos discutem essa relação (ver, por exemplo: FORMAN; ALEXANDER, 1998; CLEVINGER *et al.*, 2003; FORMAN *et al.*, 2003; CARVALHO; MIRA, 2011; TEIXEIRA *et al.*, 2013a, 2013b; CARVALHO, 2014; FREITAS *et al.*, 2014; SANTOS *et al.*, 2015; ASCENSÃO *et al.*, 2017) e têm mostrado padrões de concentração de atropelamentos em trechos de rodovias que apresentam determinadas características, especialmente associadas à cobertura vegetal e à presença de recursos hídricos. Em estudos realizados em áreas de Mata Atlântica, Dornelles e Schlickman (2011) e Coelho *et al.* (2008) comprovaram a não aleatoriedade dos atropelamentos de fauna.

Entender como os padrões espaciais de atropelamentos estão ligados à estrutura da paisagem do entorno de rodovias é crucial, por exemplo, na implementação de medidas de mitigação (SANTOS *et al.*, 2017; ASCENSÃO *et al.*, 2017). Os atropelamentos ocorrem porque a rodovia corta o *habitat* de determinado táxon, interferindo assim na sua rota de deslocamento natural (como nos períodos de migração e de reprodução), e a disponibilidade de alimentos no decorrer das rodovias serve como atrativo para a fauna (FORMAN; ALEXANDER, 1998; CLEVINGER *et al.*, 2003). Clevinger *et al.* (2003) destacam que a existência ou não de agregação de atropelamentos, isto é, agrupamento ou dispersão entre os diferentes grupos/espécies de animais pode estar refletindo as respostas deles/as às variações/pressões ocorrentes no seu *habitat*, as quais podem facilitar ou bloquear o movimento dos animais silvestres através das estradas.

Estudos realizados no Brasil sobre atropelamentos de animais silvestres têm identificado a ocorrência de agregações de atropelamentos ao longo de rodovias, com diferentes graus de intensidades, associados a variações na paisagem (COELHO *et al.*, 2008; TEIXEIRA *et al.*, 2013a, 2013b; CARVALHO, 2014; SANTOS *et al.*, 2017). Em relação à estrutura da paisagem

neste estudo, foi verificado que houve maior ocorrência de atropelamentos em locais das rodovias cujas margens eram cobertas em ambos os lados por vegetação arbórea, perfazendo o total de 17,7% dos casos. Fragmentos da Floresta Ombrófila Densa às margens das rodovias estiveram relacionados ao total de 13,5% dos atropelamentos registrados, e as formações secundárias associadas a corpos d'água ao total de 5,5%. Em locais de transição onde havia a presença nos dois lados das rodovias de vegetação herbáceo-arbustiva (pastagens) associada a áreas de culturas de sequeiro ocorreram 46,1% dos atropelamentos, e em locais onde havia nos dois lados da BR 101 culturas de arroz irrigado, ocorreram 6,9%. Em áreas urbanizadas próximas a Araranguá, Maracajá e Criciúma, houve 10,3% dos registros.

Há muitos aspectos no desenho paisagístico das estradas que afetam as taxas de atropelamento. Bordas e aterros, por exemplo, mantêm corredores secundários de fauna, como as faixas estreitas de vegetação marginal. Esses corredores, devido aos recursos oferecidos (alimento e abrigo), atraem várias espécies para junto das rodovias (FORMAN; ALEXANDER, 1998; DONALDSON; BENNETT, 2004), aumentando os riscos de atropelamentos. Nas rodovias estudadas, os corredores de fauna, ou corredores de estrada, estão representados por estreita faixa de vegetação marginal, que ocupava, à época do estudo, a faixa de seu domínio e estava composta por árvores de grande porte como *Eucalyptus* spp., *Pinus* spp. e *Eugenia jambolana* Lam. utilizadas na arborização das rodovias, além das formações secundárias, que variavam desde a vegetação herbácea até arbórea, as quais integravam a matriz antrópica predominantemente agrícola, circunvizinha das rodovias.

Os atropelamentos ocorreram ao longo de todo o trecho estudado, no entanto, foram mais concentrados às manchas da vegetação arbórea, caracterizando a ocorrência de *hotspots* com maior grau de intensidade. Duas grandes manchas florestais se encontram localizadas no sudoeste da área estudada, representadas pelo Parque Ecológico de Maracajá e pelo morro São Pedro, ambas no município de Maracajá. Também se observam dois grandes blocos de manchas florestais, um localizado no extremo norte do município de Maracajá (no morro do Espigão da Toca, no centro-sul da área

estudada) e outro no centro-norte, representado pelo mosaico de manchas florestais do conjunto de elevações que compõem o Morro Estevão e Morro Albino, já no município de Criciúma. Em razão dos números de ocorrências e das espécies atropeladas nesses locais, supomos que as rodovias estudadas estejam cortando o *habitat* dessas espécies e interferindo na sua rota natural de deslocamentos. O Parque Ecológico de Maracajá abriga o maior remanescente florestal contínuo de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas da área estudada (108 ha). Em Espigão da Toca, na extensão de dois quilômetros, a BR 101 corta uma elevação suave que interliga a pequena cordilheira de morros, cuja cobertura vegetal está representada por fragmentos da Floresta Ombrófila Densa Submontana, conectados por formações florestais secundárias. Ambos os locais abrigam fauna mais exigente quanto à conservação do *habitat*. No Parque Ecológico de Maracajá, foram registrados atropelamentos de duas espécies (*L. guttulus* e *L. wiedii*) citadas como ameaçadas na Lista das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (BRASIL, 2014; IUCN, 2019), além da única espécie de grande porte observada neste estudo (*H. hydrochaeris*). Em Espigão da Toca, foi registrada a presença de *D. aurita* e *T. tetradactyla*, que embora não estejam ameaçadas de extinção, são pouco observadas na região e em função do grau de fragmentação das formações florestais podem estar sob estresse ambiental.

O registro de animais de ocorrência rara e, sobretudo, sob ameaça na região é de grande valor, visto que representa importante informação para o conhecimento da fauna regional, bem como para a definição de estratégias e prioridades para a conservação da biodiversidade. Ao mesmo tempo, o atropelamento de espécies ameaçadas de extinção é preocupante, haja vista o somatório de estresses aos quais estão submetidas, além dos atropelamentos, como a fragmentação e a perda dos *habitat*, a caça e a exposição a contaminantes químicos advindos das atividades antrópicas, assim como da exposição causada pelas rodovias. Esses fatos são ainda mais preocupantes na área estudada, pois, além de todos os aspectos discutidos sobre o impacto das rodovias sobre a fauna de vertebrados silvestres, a vegetação marginal dessas rodovias está atuando como corredor de conexão entre re-

manescentes florestais, acentuando o risco de atropelamento de espécies mais vulneráveis.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este é o primeiro estudo realizado em Santa Catarina, que relaciona a estrutura da paisagem dos corredores de estrada com a ocorrência de atropelamentos de animais silvestres, possibilitando a avaliação tanto da frequência quanto da organização espaço-temporal desse fenômeno. Reveste-se de importância, sobretudo, pelo fato de a duplicação da BR 101, no sul de Santa Catarina e nordeste do Rio Grande do Sul, ter sido iniciada logo após o término dos levantamentos de dados deste trabalho.

Os registros dos atropelamentos e a relação deles com a qualidade do ambiente permitiu avaliar o *status* de conservação regional, identificar as áreas de risco para a vida selvagem e fornecer bases para o desenvolvimento de trabalhos futuros de manejo silvestre ao longo dos trechos da BR 101 e da Rodovia Governador Jorge Lacerda. O estudo deve continuar, sobretudo, para avaliar o impacto da duplicação da BR 101, com o objetivo de propor a instalação de mecanismos de proteção, contenção e de condução da fauna.

A compreensão das principais causas dos atropelamentos de animais silvestres é, portanto, crucial para melhorar a coexistência entre as atividades humanas de deslocamento e transporte de bens de consumo e as populações de animais. Diante de um cenário de crescimento contínuo do sistema viário, os resultados aqui obtidos vêm contribuir para a geração de diretrizes básicas para o estabelecimento de políticas públicas e programas de proteção à biodiversidade e mitigação de impactos ambientais advindos da instalação e operação de rodovias.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [s.l.], v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014.
- ASCENSÃO, F. *et al.* Spatial patterns of road mortality of medium and large mammals in Mato Grosso do Sul, Brazil. **Wildlife Research**, [s.l.], v. 44, n. 2, p. 135-146, 2017.
- BAGER, A. *et al.* Os caminhos da conservação da biodiversidade brasileira frente aos impactos da infraestrutura viária. **Biodiversidade Brasileira**, [s.l.], v. 6, n.1, p. 75-86, 2016.
- BAGER, A. *et al.* The influence of economics, politics, and environment on road ecology in South America. *In*: VAN DER REE, R. *et al.* (Eds.). **Handbook of road ecology**. Chichester: John Wiley & Sons, 2015, p. 407-413.
- BAGER, A.; FONTOURA, V. Ecologia de estradas no Brasil: Contexto histórico e perspectivas futuras. *In*: BAGER, A. **Ecologia de Estradas, tendências e perspectivas**. Lavras, MG: UFLA, 2012, p. 13-34.
- BAGER, A.; ROSA, C. A. Influence of sampling effort on the estimated richness of road-killed vertebrate wildlife. **Environmental Management**, [s.l.], v. 10, n. 4, p. 149-154, 2011.
- BELTON, W.; DUNNING, J. **Aves silvestres do Rio Grande do Sul**. 3. ed. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 1993. 174 p.
- BENNETT, A. F. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. *In*: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Eds.). **Nature Conservation 2: The role of corridors**. Chipping Norton: Surrey Beatty & Sons, 1991, p. 99-117.
- BONNET, X. *et al.* The dangers of leaving home: dispersal and mortality in snakes. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 89, p. 39-50, 1999.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Portaria MMA no 444, de 17 de dezembro de 2014. Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF: 18 de dezembro de 2014. Seção 1, p. 121.

BRASIL. Ministério dos Transportes, Portos e Aviação Civil. **Transporte Rodoviário**. 2014. Disponível em: <http://www.transportes.gov.br/transporte-rodoviario-relevancia.html>. Acesso em: 27 dez. 2015.

CANEVARI, M.; VACCARO, O. **Guia de mamíferos del sur de América del Sur**. 1. ed. Buenos Aires: L.O.L.A, 2007. 424 p.

CARO, T. M. *et al.* Frequency of medium-sized mammal road kills in an agricultural landscape in California. **American Midland Naturalist**, [s.l.], v. 144, p. 362-369, 2000.

CARVALHO, C. F. **Atropelamento de vertebrados, hotspots de atropelamentos e parâmetros associados, BR-050, trecho Uberlândia-Uberaba**. 2014. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014.

CARVALHO, F.; MIRA, A. Comparing annual vertebrate road kills over two time periods, 9 years apart: a case study in Mediterranean farmland. **European Journal of Wildlife Research**, [s.l.], n. 57, p. 157-174, 2011.

CASELLA, J. *et al.* Uso de sensoriamento remoto e análise espacial na interpretação de atropelamentos de fauna entre Campo Grande e Aquidauana, MS. *In*: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 1., 2006, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 2006, p. 321-326.

CENTRO BRASILEIRO DE ESTUDOS EM ECOLOGIA DE ESTRADAS - CBEE. **Apresentação**. Atualizado em 2017. Disponível em: <http://cbee.ufla.br/portal/index.php>. Acesso em: 04 abr. 2019.

CHEIDA, C. C. *et al.* Ordem Carnívora. In: REIS, N. R. *et al.* (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Editora da Universidade Estadual de Londrina, 2006, p. 231-276.

CHEREM, J. J. *et al.* Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Biotemas**, [s.l.], v. 20, n. 2, p. 81-96, 2007.

CLEVENGER, A. P. *et al.* Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 109, p. 15-26, 2003.

COELHO, A. V. P. *et al.* **Siriema**: road mortality software. Manual do usuário v 2.0. Porto Alegre: NERF/UFRGS, 2014. Disponível em: www.ufrgs.br/siriema. Acesso em: 03 mar. 2019.

COELHO, I. P. *et al.* Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, [s.l.], v. 54, p. 689- 699, 2008.

COSTA, H. C.; BERNÉLIS, R. S. Répteis do Brasil e suas Unidades Federativas: Lista de espécies. **Herpetologia Brasileira SBH**, [s.l.], v. 7, n. 1, p. 11-57, 2018.

CROOKS, K. R. *et al.* Quantification of habitat fragmentation reveals extinction risk in terrestrial mammals. **Proceedings of the National Academy of Sciences of United States of America**, [s.l.], v. 114, p. 7635-7640, 2017.

DE LA PEÑA, M. R.; RUMBOLL, M. **Birds of southern South America and Antarctica**. London: Harper Collins Publishers, 1998. 304 p.

DE MATTIA, D. L. **Atropelamentos de vertebrados silvestres em rodovias de Extremo Sul e do Planalto Sul Catarinense**. 2016. 111 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2016.

DEIQUES, C. H. *et al.* **Guia ilustrado:** Anfíbios e répteis do Parque Nacional de Aparados da Serra Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Brasil. Pelotas: USEB, 2007. 120 p.

DELAZERI, N. R. *et al.* Monitoramento dos atropelamentos de anfíbios, répteis, aves e mamíferos nas rodovias ERS-030, ERS-389 e ERS-786, sul do Brasil. *In: ROAD ECOLOGY BRASIL, 2.*, 2011, Lavras do Sul. **Anais...** Lavras do Sul, MG: UFLA, 2011, p. 191-192.

DONALDSON, A.; BENNETT, A. Ecological effects of roads: Implications for the internal fragmentation of Australian parks and reserves. **Parks Victoria Technical Series**, [s.l.], n. 12, p. 1-66, 2004.

DORNELLES, S. S. *et al.* Mortalidade de vertebrados na rodovia BR-101, no sul do Brasil. *In: BAGER, A. Ecologia de Estradas: tendências e pesquisas.* Lavras: UFLA, 2012, p. 179-192.

DORNELLES, S. S.; SCHLICKMAN, S. Avaliação da mortalidade de vertebrados na rodovia SC-413, norte de Santa Catarina. *In: ROAD ECOLOGY BRASIL, 2.*, 2011, Lavras do Sul. **Anais...** Lavras do Sul, MG: UFLA, 2011, p. 171-172.

EMMONS, L. H.; FEER, F. **Neotropical rainforest mammals: a field guide.** 2. ed. Chicago, Illinois, USA: University of Chicago Press, 1997. 396 p.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE - ESRI. **ArcGIS Desktop.** Ver. 10.3.1. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, 2010.

ERRITZOE, J. *et al.* Bird casualties on European road: a review. **Acta Ornithologica**, [s.l.], v. 38, n. 2, p. 77-93, 2003.

FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation per se. **Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics**, [s.l.], v. 48, p. 1-23, 2017.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, [s.l.], v. 34, p. 487-515, 2003.

FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. **Ecology and Society**, [s.l.], v. 14, n. 1, p. 1-20, 2009.

FARMER, G. R.; BROOKS, R. J. Integrated risk factors for vertebrate roadkill in Southern Ontario. **Management and Conservation**, [s.l.], v. 76, n. 6, p. 1215-1224, 2012.

FINDLAY, C. S.; BOURDAGES, J. Response time of wetland biodiversity to road construction on adjacent lands. **Conservation Biology**, [s.l.], v. 14, p. 86-94, 2000.

FLORENZANO, T. G. **Imagens de satélite para estudos ambientais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002. 97 p.

FORMAN, R. T. T. *et al.* **Road ecology: science and solutions**. Washington, D.C.: Island Press, 2003. 481 p.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: The ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 656 p.

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

FORMAN, R. T. T.; DEBLINGER, R. D. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. **Conservation Biology**, [s.l.], v. 1, n. 14, p. 36-46, 2000.

FREITAS, C. H. *et al.* Road-kills of the giant anteater in south-eastern Brazil: 10 years monitoring spatial and temporal determinants. **Wildlife Research**, [s.l.], v. 41, n. 8, p. 673-680, 2014.

FREITAS, L. E. **A influência dos padrões de paisagem no atropelamento de fauna: o caso da BR-040**. 2012. 351 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

FREITAS, M. A. de. **Serpentes brasileiras**. Bahia: Lauro de Freitas, 2003. 160 p.

FREITAS, M. A. de.; SANTOS-SILVA, T. F. **Guia ilustrado: Animais venenosos e peçonhentos no Brasil.** Pelotas: USEB, 2006. 156 p.

GLISTA, D. J. *et al.* A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. **Landscape and Urban Planning**, [s.l.], v. 91, n. 1, p. 1-7, 2009.

GRILO, C. C. *et al.* Brazil road-kill: a data set of wildlife terrestrial vertebrate road-kills. **Ecology**, [s.l.], v. 99, p. 2625-2625, 2018.

GUMIER-COSTA, F.; SPERBER, C. F. Roadkills of vertebrates in Carajás National Forest, Pará, Brazil. **Acta Amazônica**, [s.l.], v. 39, n. 2, p. 459-466, 2009.

HAMMER, O. *et al.* PAST: Paleontological Statistic software package for education and data analysis. **Paleontologia Eletrônica**, [s.l.], v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.

HAWBAKER, T. J.; RADELOFF, V. C. Roads and landscape pattern in Northern Wisconsin based on a comparison of four road data sources. **Conservation Biology**, [s.l.], v. 18, p. 1233-1244, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira.** 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271 p.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE - IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species.** Version 2019-1. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso 21 mar. 2019.

IZECKSOHN, E.; CARVALHO-E-SILVA, S. P. de. **Anfíbios do município do Rio de Janeiro.** Rio de Janeiro: Editora UFRJ, 2001. 148 p.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. **Habitat loss and fragmentation.** **Encyclopedia of Biodiversity**, [s.l.], v. 4, p. 50-58, 2013.

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

JAEGER, J. A. G. *et al.* Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. **Ecological Modeling**, [s.l.], v. 185, p. 329-348, 2005.

JAEGER, J. A. G.; FAHRIG, L. Under what conditions do fences reduce the effects of roads on population persistence? **Conservation Biology**, [s.l.], v. 18, p. 1651-657, 2004.

KIEFER, M. C.; SAZIMA, I. Diet of juvenile tegu lizard *Tupinambis merianae* (Teiidae) in southeastern Brazil. **Amphibia-Reptilia**, [s.l.], v. 23, p. 105-108, 2002.

KOVACH, W. L. **Oriana**: Circular Statistics for Windows. Ver. 4. Pentraeth, Wales, U.K.: Kovach Computing Services, 2011.

KUIKEN, M. Consideration of environmental and landscape factors in highway planning in valued landscapes: An Australian survey. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 6, p. 191-201, 1988.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 424 p.

LAURANCE, W. F. *et al.* Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, [s.l.], v. 24, n. 12, p. 659-669, 2009.

LOEBMANN, D. **Guia ilustrado**: Os anfíbios da região costeira do extremo sul do Brasil. Pelotas: USEB, 2005. 76 p.

LOPES, W.A. *et al.* **Mamíferos não voadores do Pantanal e entorno**. Campo Grande: Natureza em Foco, 2015. 224 p.

MAZEROLLE, M. J. Amphibian road mortality in response to nightly variations in traffic intensity. **Herpetologica**, [s.l.], v. 60, n. 1, p. 45-53, 2004.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological Application**, [s.l.], v. 12, n. 2, p. 335-345, 2002.

METZGER, J. P. **Perda e fragmentação de habitat e biodiversidade.** 2013. Disponível em: http://web01.ib.usp.br/bie314/2013/aula3_Fragmentacao_2013.pdf. Acesso em: 08 abr. 2019.

MORAES, M. E. B. *et al.* Análise métrica da paisagem na bacia do rio Água Preta do Mocambo, Uruçuca, sul da Bahia. **Revista Eletrônica do PRODEMA**, [s.l.], v. 9, n. 1, p. 62-72, 2015.

NASCIMENTO, F. O. do; FEIJÓ, A. Taxonomic revision of the tigrina *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) species group (Carnivora, Felidae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, [s.l.], v. 57, n. 19, p. 231-264, 2017.

OLIVEIRA, D. S.; SILVA, V. M. Vertebrados silvestres atropelados na BR 158, RS, Brasil. **Biotemas**, [s.l.], v. 25, n. 4, p. 229-235, 2012.

PAGLIA, A. P. *et al.* Lista anotada dos mamíferos do Brasil. 2. ed. **Occasional Papers in Conservation Biology**, [s.l.], v. 6, p. 1-76, 2012.

PEREIRA, G. F. P. A. *et al.* Dois anos de monitoramento dos atropelamentos de mamíferos na rodovia PA-458, Bragança, Pará. **Museu de Biologia Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, Belém, [s.l.], v. 1, n. 3, p. 77-83, 2006.

PÉRES JUNIOR, A. K. **Sistemática e conservação do gênero Tupinambis (Squamata, Teiidae).** 2003. 192 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2003.

PIACENTINI, V. Q. *et al.* Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornitologia**, [s.l.], v. 23, p. 91-298, 2015.

PINOWSKI, J. Roadkills of vertebrates in Venezuela. **Revista Brasileira de Zoologia**, [s.l.], v. 22, n. 1, p. 191-196, 2005.

PRADA, C. S. **Atropelamento de vertebrados silvestres em uma região fragmentada do nordeste do estado de São Paulo: quantificação do impacto**

e análise de fatores envolvidos. 2004. 147 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas e da Saúde) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

RODRIGUES, F. H. G. *et al.* Impacto de rodovias sobre a fauna da Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO*, 3., 2002, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: Rede Nacional Pró Unidades de Conservação Ambiental, 2002, p. 585-593.

ROSA, A. O.; MAUHS, J. Atropelamento de animais silvestres na rodovia RS-040. **Caderno de Pesquisa Série Biologia**, [s.l.], v. 16, n. 1, p. 35-42, 2004.

ROSA, C. A.; BAGER, A. Review of the factors underlying the mechanisms and effects of roads on vertebrates. **Oecologia Australis**, [s.l.], v. 17, p. 6-19, 2013.

ROSSI, R. V. *et al.* Ordem Didelphimorphia. *In: REIS, N. R. et al. (Eds.). Mamíferos do Brasil*. Londrina: Editora da Universidade Estadual de Londrina, 2006, p. 27-66.

RUIZ-CAPILLAS P. *et al.* Road verges are refuges for small mammal populations in extensively managed Mediterranean landscapes. **Biology Conservation**, [s.l.], v. 158, p. 223-229, 2013.

RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. Why are some animal populations unaffected or positively affected by roads? **Oecologia**, [s.l.], v. 173, p. 1143-1156, 2013.

SACCO, A.G. *et al.* Perda de diversidade taxonômica e funcional de aves em área urbana no sul do Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, [s.l.], v. 105, n. 3, p. 276-287, 2015.

SANTA CATARINA. Conselho Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina. Resolução CONSEMA nº 002, de 06 de dezembro de 2011. Reconhece a Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Estado de Santa Catarina e dá outras providências. **Diário Oficial**, nº 19.237. Florianópolis, SC, 20 dez. 2011, p. 2-8.

SANTOS, R. A. L. *et al.* Assessing the consistency of hotspot and hot-moment patterns of wildlife road mortality over time. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s.l.], v. 15, p. 56-60, 2017.

SANTOS, S. M. *et al.* How long do the dead survive on the road? Carcass persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. **PLoS ONE**, [s.l.], v. 6, p. e25383, 2011.

SANTOS, S. M. *et al.* Sampling effects on the identification of roadkill hotspots: Implications for survey design. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 162, p. 87-95, 2015.

SEGALA, M. V. *et al.* Brazilian Amphibians: List of species. **Herpetologia Brasileira**, [s.l.], v. 5, n. 2, p. 1-13, 2016.

SEILER, A.; HELLDIN, J. O. Mortality in wildlife due to transportation. *In*: DAVENPORT, J.; DAVENPORT, J. L. (Eds.). **The ecology of transportation managing mobility for the environment**. Netherlands: Springer, 2006, p. 165-189.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. 912 p.

SILVA, D. E. *et al.* Monitoramento de vertebrados atropelados em dois trechos de rodovias na região central do Rio Grande do Sul – Brasil. **Revista de Ciências Ambientais**, [s.l.], v. 7, n. 1, p. 27-36, 2013.

SILVA, F. **Mamíferos Silvestres – Rio Grande do Sul**. 2. ed. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 1994. 246 p.

SMITH, L. L.; DODD, C. K. Wildlife mortality on U.S. highway 441 across Paynes Prairie, Alachua County, Florida. **Florida Scientist**, [s.l.], v. 66, n. 2, p. 128-140, 2003.

TEIXEIRA, F. Z. *et al.* Are road-kill hotspots coincident among different vertebrate groups? **Oecologia Australis**, [s.l.], v. 17, p. 36-47, 2013a.

TEIXEIRA, F. Z. *et al.* Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 57, n. 157, p. 317-323, 2013b.

TEIXEIRA, F. Z.; KINDEL, A. Atropelamentos de animais silvestres na rota do sol: como minimizar esse conflito e salvar vidas? *In*: PRINTES, R. C. (Org.) **Gestão ambiental e negociação de conflitos em unidades de conservação do nordeste do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: CORAG, 2012, p. 75-94.

TROMBULAK, S. C.; FRISSELL, C. A. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. **Conservation Biology**, [s.l.], v. 14, p. 18-30, 2000.

TURCI, L. C. B.; BERNARDE, P. S. Vertebrados atropelados na Rodovia Estadual 383 em Rondônia, Brasil. **Biotemas**, [s.l.], v. 22, n. 1, p. 121-127, 2009.

VAN DER ZANDE, A. N. *et al.* The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat: evidence of a long distance effect. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 18, p. 299-321, 1980.

VAN-SLUYS, M.; ROCHA, C. F. D. Tupinambis merianae (Common Tegu) activity. **Herpetologica Review**, [s.l.], v. 30, n. 1, p. 42-43, 1999.

VIEIRA, E. M. Highway mortality of mammals in Central Brazil. **Ciência Cultura - Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science**, [s.l.], v. 48, n. 4, p. 270-272, 1996.

WINCK, G. R. *et al.* Tupinambis merianae (Black and White Tegu). Nest construction behavior. **Herpetological Review**, [s.l.], v. 42, n. 4, p. 609-609, 2011.

ZOCHE, J. J. *et al.* Ecologia de Paisagem: bases teórico-metodológicas para o gerenciamento territorial. *In*: OOSTEBEEK, L. *et al.* (Org.). **Arqueologia Ibero-Americana e arte rupestre**. 32. ed. Braga, Portugal: Candeias Artes Gráficas, 2012, p. 17-28.