



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
Instituto de Biociências
Programa de Pós-Graduação em Ecologia



Tese de Doutorado

Trilhando caminhos para avaliar padrões espaciais de mortalidade e fragmentação em rodovias

[Assessing spatial patterns of mortality and fragmentation caused by roads]

FERNANDA ZIMMERMANN TEIXEIRA

Porto Alegre, maio de 2015

Trilhando caminhos para avaliar padrões espaciais de mortalidade e fragmentação em rodovias

[Assessing spatial patterns of mortality and fragmentation caused by roads]

FERNANDA ZIMMERMANN TEIXEIRA

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências com ênfase em Ecologia.

Orientador: Profa. Dra. Sandra Maria Hartz
Coorientador: Prof. Dr. Andreas Kindel

Comissão Examinadora

Dra. Clara Bentes Grilo
Prof. Dr. Fernando Gertum Becker
Profa. Dra. Maria João Pereira

Porto Alegre, maio de 2015

“These two giants, the land and the net, lie intertwined in an uneasy embrace. The road system ties the land together for us yet slices nature into pieces. Natural processes degrade and disrupt roads and vehicles, requiring continuous maintenance and repair of the rigid network.

Conversely, the road system degrades and disrupts natural patterns and processes, requiring management and mitigation for nature. Both effects – nature degrading roads and roads degrading nature – are costly to society. They also increasingly gain public attention.

(...)

We envision a transportation system that provides effectively for both (1) natural process and biodiversity and (2) safe and efficient human mobility. Without road ecology, a successful meshing of nature and people will never occur. Wise solutions lie within grasp. The window of time remains just wide enough. Society can see the benefits, a gentle roadprint on the land.”

Forman et al. 2003, Science and Solutions

AGRADECIMENTOS

Foram quatro anos muito vividos, com muito pra lembrar e um monte de gente pra agradecer!

Agradeço à UFRGS e toda sua estrutura, ao PPG Ecologia-UFRGS pela logística, disciplinas, colegas e professores, e à CAPES pela bolsa de doutorado durante todo o curso e a bolsa de doutorado sanduíche durante o período em que estive no Canadá.

Agradeço a minha orientadora, Sandra, por ter me acolhido e aceitado orientar este trabalho, pelas discussões e pelo suporte ao longo deste tempo. Agradeço ao meu coorientador, Andreas, por orientar e desorientar, pelas bagunças, pelas discussões, por trabalhar junto, por sempre ter motivação para as novas (e velhas) perguntas, mas, principalmente, pela relação sincera e verdadeira que contribuiu muito para me tornar a bióloga que sou.

À Lenore, pelos enormes aprendizados ao longo do meu estágio de doutorado sanduíche, que me fizeram mudar a maneira de ver muitas coisas. Essa orientação me permitiu conhecer um novo jeito de escrever e uma nova maneira de pensar os estudos. Além disso, me permitiu conhecer outras estradas e paisagens!

Ao Jochen, por ter aceitado me receber como visitante sem me conhecer, e ter aberto as portas do seu laboratório. Por depois de tanto tempo, ter demonstrado um enorme carinho e ter aberto as portas da sua casa. Ao Miltinho, por ser um baita parceiro de trabalho disposto a colaborar muito, até mesmo se reunir numa tarde de um domingo na universidade.

Agradeço a outros professores que também contribuíram para esta tese, seja através de discussões nos corredores da Ecologia, participando da banca de qualificação ou em discussões nos seminários: Hasenack Hasenack, Fernando Becker, Eliseu Weber, Gonçalo Ferraz e Simone Freitas. Além destes, agradeço antecipadamente aos membros da banca da

defesa (Clara Grilo, Maria João Pereira e Fernando Becker), por terem aceitado o convite e pelas contribuições que virão.

Agradeço aos colegas do PPG Ecologia-UFRGS, pelas grandes parcerias, pelos momentos de diversão, e pelos vários momentos de auto-ajuda. Em especial à Lari, Igor, Bruna, Vinícius, Vanderlei, Paula, Anaclara e Teló. Aos amigos do doutorado sanduíche, que foram grandes companheiros neste período: Gen, Lud, Sandra, Poli e Paul.

A todos colegas do Núcleo de Ecologia de Rodovias e Ferrovias (NERF), que prova que trabalhar em grupo é bem mais divertido, especialmente quando se faz o que se gosta e se adiciona uma pitada de brincadeira no dia a dia. Em especial ao Andreas, por ter topado formar esse grupo, ao Igor, ao Físico e à Baiana, por terem começado tudo, e à Lari, por ouvir as inseguranças de final de tese. Agradeço também aos parceiros externos de projetos que vão além desta tese, mas que sempre ajudam a manter a motivação em trabalhar com este tema: ao Magnus, do Aparados da Serra/ICMBio e ao Mozart, do NLA/IBAMA.

À toda minha família, que querendo ou não, muito influenciou nos meus caminhos. À mãe, ao pai, ao Lipe e às vós, por serem esses que são: queridos, amorosos, atenciosos, curiosos e muito pacientes comigo. À Luana, bichinha que encheu vários dos meus dias de alegria nos últimos três anos. A todos os dogs companheiros dessa família-matilha (Nina, Bruna, Feijão, Lelinha e Panda) por todos os passeios e carinhos, em especial à Nina por me encher de carinho inesgotável. Ao Igor, líder de matilha, por ter sido companheiro de brincadeiras em tantos novos caminhos.

RESUMO

Atropelamentos de animais silvestres são a principal causa de mortalidade de origem antrópica de vertebrados terrestres. Além da mortalidade direta, as populações animais também são fragmentadas e isoladas por rodovias, que podem atuar como filtro ou barreira ao movimento da fauna. A indicação e implementação de medidas mitigadoras têm sido uma estratégia cada vez importante, ampliando a necessidade de desenvolver e qualificar métodos para avaliar os impactos e indicar áreas prioritárias. Essa tese de doutorado foi concebida com a preocupação de investigar certos temas relacionados à mortalidade e fragmentação por rodovias. No primeiro capítulo, discuto como a qualificação da pesquisa e do licenciamento podem colaborar com este cenário. No segundo capítulo, apresento uma revisão de diferentes métodos de análise espacial utilizados para testar se existe a presença de agregações de atropelamento e para localizar onde estão estas agregações. No terceiro capítulo, apresento os resultados de um modelo de simulação baseado em indivíduos, que mostra que a localização dos hotspots muda ao longo do tempo em função da diminuição das populações próximas a trechos de rodovias com maior letalidade, o que torna a mortalidade per capita um melhor indicador da necessidade de mitigação. No último capítulo avaliei o efeito da rede de rodovias na fragmentação de habitat nos campos sulinos do Rio Grande do Sul, e demonstro que considerar o efeito da rede de rodovias como uma barreira aos movimentos da fauna modifica de forma severa a percepção que temos sobre o status de conservação dos campos. Esta tese pode ter dois tipos principais de implicações: a aplicação direta dos resultados aqui apresentados nas avaliações dos impactos de rodovias e planejamento da mitigação, e a influência em novos rumos de pesquisa na ecologia de rodovias.

PALAVRAS-CHAVE Ecologia de estradas, hotspots de atropelamento, mortalidade per capita, efeito de barreira, fragmentação por rodovias

ABSTRACT

Roads are responsible for a series of impacts to ecosystems, and some authors point out that road-kills are the main cause of terrestrial vertebrate mortality from anthropogenic causes. Besides direct mortality, wildlife populations are also fragmented and isolated by roads, as they can act as barriers or filters to wildlife movement. Implementing mitigation measures had become an important conservation strategy, but the need to prioritize areas brings the urgency to develop and qualify methods to assess road impacts and indicate priority areas. This doctorate thesis was developed with the concern of investigating subjects related to wildlife mortality and fragmentation by roads. In the first chapter I discuss how qualifying research and environmental licensing may contribute in this scenario. In the second chapter, I present a review of different methods of spatial analysis that have been used to test the presence of clustering on road-kill data and to identify road-kill hotspots. In the third chapter, I present the results of simulations of an individual-based model that shows that the location of road-kill hotspots change in time due to population depression near high-risk road segments; making per capita mortality a better indicator of the need for mitigation. In the last chapter, I evaluated the effect of the road network on habitat fragmentation of South Brazilian grasslands in Rio Grande do Sul State, and I show that considering the road network as a barrier changes severely our perception about grassland conservation status. This thesis may have two types of implications: the direct applications of the results presented here in environmental impact assessment of roads and in mitigation planning, or the influence on new paths to study road effects on wildlife.

KEYWORDS Road ecology, road-kill hotspots, per capita mortality, barrier effect, fragmentation by roads

SUMÁRIO

Introdução geral	9
Por que preocupar-se com rodovias.....	9
Qual é a minha tese?	11
Capítulo 1/Chapter 1	15
Versão em português: A necessidade de qualificar e integrar a ciência e o licenciamento ambiental para mitigar a mortalidade de animais silvestres em estradas no Brasil	16
Resumo	17
Uma oportunidade para mitigar os impactos de estradas na vida silvestre	18
Questões prioritárias para pesquisa sobre mortalidade de fauna e isolamento por rodovias	20
Qualificando os estudos de impacto ambiental e o monitoramento do impacto de estradas	24
Mecanismos para promover a integração entre instituições e formação de recursos humanos	29
Considerações finais	32
Agradecimentos	34
Referências	34
English version: The need to qualify and integrate science and environmental licensing in Brazil to mitigate wildlife mortality on roads	40
Abstract.....	41
An opportunity to mitigate road impacts on wildlife	42
Priority research questions about wildlife mortality and isolation by roads	44
To qualify environmental impact assessments and monitoring of road impacts	47
Mechanisms to promote integration among institutions and capacity building	52
Final considerations	55
Acknowledgements.....	56
References	56
Capítulo 2/Chapter 2	63
Versão em português: Como hotspots de atropelamentos são identificados? Uma revisão	64
Principais pontos.....	65
Resumo	66
Introdução	67
Métodos	68
Resultados.....	69
Métodos usados para avaliar a ocorrência de agregações	70
Métodos usados para identificar a localização de <i>hotspots</i> ao longo de estradas	72
Softwares disponíveis para análises de <i>hotspot</i>	76
Discussão	76
Agradecimentos	79
Referências	79

English version: How road-kill hotspots are identified? A review	83
Highlights	84
Abstract.....	85
Introduction	86
Methods	87
Results	88
Methods employed to evaluate the occurrence of clustering	89
Methods used to identify the locations of hotspots along roads	90
Softwares available for hotspot analysis	94
Discussion.....	94
Acknowledgements.....	96
References	97
Supplementary Material	101
Capítulo 3/Chapter 3.....	108
Versão em português: When road-kill hotspots do not indicate the best sites for road-kill mitigation	109
Resumo	109
Introdução.....	110
Materiais e Métodos	114
Resultados.....	116
Discussão	120
Conclusões.....	124
Agradecimentos	124
Referências	125
English version: When road-kill hotspots do not indicate the best sites for road-kill mitigation	128
Summary.....	129
Introduction	130
Materials and Methods	133
Results	135
Discussion.....	139
Conclusions	142
Acknowledgements.....	143
References	143
Capítulo 4/Chapter 4.....	146
Versão em português: Habitat fragmentation and connectivity loss by roads in South Brazilian grasslands	147
Principais pontos.....	148
Resumo	149
Introdução.....	150
Métodos	152

Área de estudo	152
Dados de cobertura, uso do solo e rede viária.....	154
Fragmentação por rodovias e análise de conectividade funcional	155
Resultados.....	157
Discussão	161
Conclusões.....	164
Agradecimentos	165
Referências	165
Material Suplementar	171
English version: Habitat fragmentation and connectivity loss by roads in South Brazilian grasslands	173
Research Highlights.....	174
Abstract.....	175
Introduction	176
Methods	177
Study area	177
Land cover, land use and road network data.....	180
Fragmentation by roads and functional connectivity analysis	181
Results	183
Discussion.....	187
Conclusions	190
Acknowledgements.....	190
References	191
Supplementary Material	198
Considerações finais.....	199
Referências bibliográficas	203

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

Fig. 1: Recomendações de qualificação e integração que devem ser seguidas para atingir uma mitigação efetiva dos impactos de mortalidade da fauna e isolamento das populações por rodovias no Brasil.....	20
Fig. 2. Implicações de qualificar a pesquisa sobre impactos de rodovias na mortalidade da fauna e isolamento de populações para a tomada de decisão.	21
Fig. 3. Exemplos de questões a serem respondidas durante o licenciamento ambiental.....	26
Fig. 4. Propostas para a integração entre pesquisadores, consultores e gestores ambientais e de estradas.....	30

Chapter 1

Fig. 1: Recommendations of qualification and integration that should be pursued as ways of achieving effective mitigation for wildlife mortality and isolation by roads in Brazil.	44
Fig. 2. Implications of qualifying research about road impacts on wildlife mortality and isolation to better decision making.	45
Fig. 3. Examples of questions to be answered during environmental licensing.....	49
Fig. 4. Proposals for the integration between academic researchers, consultants and environmental and road managers.	53

Capítulo 2

Figura 1. Número de estudos publicados por ano com análises para testar a presença de agregações ou para identificar a localização de <i>hotspots</i> de atropelamentos (o ano de 2014 foi considerado até abril)..	70
Figura 2: Número de estudos publicados com análise para testar a ocorrência de agregação nos dados de atropelamentos..	71
Figura 3: Número de estudos publicados com cada análise para a identificação da localização de <i>hotspots</i> de atropelamento ao longo de rodovias..	73

Chapter 2

Figure 1. Number of studies published per year with analysis to test for the presence of road-kill clustering or to identify the location of hotspots (the year of 2014 is considered only until April).	88
Figure 2: Number of studies published with each type of analysis for testing the occurrence of clustering on road-kill data.	89

Figure 3: Number of studies published with each type of analysis for identifying the locations of hotspots along roads..... 91

Capítulo 3

Figura 1: Ilustração das predições 1 e 3 (veja texto). (a) *Hotspots* de atropelamento podem se mover no tempo da rodovia de maior tráfego para a rodovia de menor tráfego devido à diminuição da população no entorno da rodovia de maior tráfego causada por atropelamentos. (b) Isso pode ocorrer até mesmo se a rodovia de menor tráfego cortar habitat de menor qualidade do que a rodovia de maior tráfego. Triângulos pretos representam indivíduos vivos, enquanto cruces brancas representam atropelamentos. Retângulos pontilhados representam *hotspots* de atropelamento. A linha preta no centro de cada painel representa a rodovia. 113

Figura 2: O *hotspot* de atropelamento estava localizado na rodovia de maior tráfego nos primeiros passos de tempo e depois se deslocou para a rodovia de menor tráfego devido à diminuição da população no entorno da rodovia de maior tráfego. Resultados médios obtidos de 200 réplicas com probabilidade de reprodução de 0,02, probabilidade de mortalidade de 0,013, e amplitude de movimento máxima de 4 células. A mortalidade na rodovia ocorreu somente após o passo de tempo 400. (a) Círculos pretos indicam a localização de *hotspots* de atropelamento. (b) Círculos pretos indicam a localização com maior mortalidade *per capita*.. 117

Figura 3. Primeiro passo de tempo com *hotspot* de atropelamento na rodovia de menor tráfego para cada mobilidade. A média de 200 réplicas é representada pela linha preta grossa, o 25o e o 75o percentis são representados pelo limite inferior e superior da caixa, e os desvios quartílicos são representados pelas hastes. Baseado na predição 2 nós esperávamos uma relação negativa entre o passo de tempo em que o *hotspot* mudava para a rodovia de menor tráfego e a mobilidade. 118

Figura 4: Localização de *hotspot* de atropelamento ao longo do tempo para diferentes amplitudes de movimento para simulações com dois tipos de qualidade de habitat. Resultados médios para 200 réplicas com probabilidade de reprodução de 0,02 na paisagem com maior tráfego e 0,015 na paisagem com menor tráfego, e probabilidade de mortalidade de 0,013. Mortalidade por atropelamento ocorre somente após o passo de tempo 400. Círculos cinza-claros = baixa mobilidade (número máximo de células cruzadas = 1), círculos cinza-escuros = média mobilidade (número máximo de células cruzadas = 4), e círculos pretos = alta mobilidade (número máximo de células cruzadas = 9). O *hotspot* de atropelamento estava localizado na rodovia de maior tráfego nos primeiros passos de tempo e mudou para a rodovia de menor tráfego devido à diminuição do tamanho populacional no entorno da rodovia de maior tráfego para os casos de média e alta mobilidade (círculos cinza-escuros e pretos), mas para o caso de baixa mobilidade os *hotspots* (círculos cinza-claros) permaneceram o tempo todo na rodovia de maior tráfego. 119

Chapter 3

Figure 1: Illustration of predictions 1 and 3 (see text). (a) Road-kill hotspots can move in time from a high-traffic road to a low-traffic road due to population depression near the high-traffic road caused by road mortality. (b) This can occur even if the low-traffic road runs through lower-quality habitat than the high-traffic road. Black triangles represent live individuals, while white crosses represent road-kills. Dashed rectangles represent road-kill hotspots. The black line in the centre of each panel is the road. Higher-quality habitat is indicated by gray shading. Note that the term ‘hotspot’ is relative; it means the location with the higher road mortality at any given time. 132

Figure 2: The road-kill hotspot was located on the high-traffic road in the first time steps and shifted to the low-traffic road with time due to population depression near the high-traffic road. Mean results obtained from 200 replicate runs for reproduction probability 0.02, mortality probability 0.013, and maximum movement range 4 cells. Road mortality occurred only after the 400th time step. (a) Black circles indicate the location of the road-kill hotspot. (b) Black circles indicate the location with higher per capita road-kill. 136

Figure 3. First time step with the road-kill hotspot on the low-traffic road for each movement range. The median of 200 replicate runs is represented by the black bold line, 25th and 75th percentiles are represented by the bottom and the top of the box, and the quantile deviations are represented by whiskers. Based on Prediction 2 we expected a negative relationship between the time at which the hotspot shifted to the low-traffic road and movement range..... 137

Figure 4: Road-kill hotspot location along time for different movement ranges for the simulation model with two different habitat qualities. Mean results obtained from 200 replicate runs for reproduction probability 0.02 in the high-traffic landscape and 0.015 in the low-traffic landscape, and mortality probability 0.013. Road mortality occurs only after 400th time step. Light grey circles = low mobility (maximum number of cells crossed = 1), dark grey circles = medium mobility (maximum number of cells crossed = 4), and black circles = high mobility (maximum number of cells crossed = 9). The road-kill hotspot was located on the high-traffic road in the first time steps and shifted to the low-traffic road with time due to population depression near the high-traffic road for medium and high mobility (dark grey and black circles), but for low mobility the hotspot (light grey circles) remained the whole time in the high-traffic road. 138

Capítulo 4

Figura 1. Manchas remanescentes nos campos sulinos do Rio Grande do Sul, Brasil. A cor cinza indica área pretérita dos campos sulinos.. 153

Figura 2. Número de manchas de campos sulinos em diferentes classes de tamanho (em hectares), Rio Grande do Sul, Brasil. (a) Situação sem considerar o efeito de barreira de rodovias. b) Situação considerando que as rodovias atuam como barreira fragmentando as manchas campestres..... 158

Figura 3. Área total de remanescentes dos campos sulinos em diferentes classes de tamanho (em hectares), Rio Grande do Sul, Brasil. (a) Situação sem considerar o efeito de barreira de rodovias. b) Situação considerando que as rodovias atuam como barreira fragmentando as manchas campestres.. 159

Figura 4. Porcentagem de decréscimo no tamanho médio de mancha nos campos sulinos do Brasil ao incluir a rede rodoviária como uma barreira ao movimento da fauna, considerando espécies hipotéticas com diferentes capacidades de deslocamento (em metros).. 161

Chapter 4

Figure 1. Remnant patches of South Brazilian grasslands in Rio Grande do Sul State, Brazil. Grey areas indicate past grassland cover. 179

Figure 2. Number of patches of South Brazilian grassland habitat in different size classes (in hectares), Rio Grande do Sul State, Brazil. (a) Without considering the barrier effect of roads. b) Considering the barrier effect of roads as a breaking effect on grassland patches.184

Figure 3. Total area of South Brazilian grassland remnants in different size classes (in hectares), Rio Grande do Sul State, Brazil. (a) Without considering the barrier effect of roads. (b) Considering the barrier effect of roads as a breaking effect on grassland patches.185

Figure 4. Percentage of decrease in mean patch size of South Brazilian grassland habitat when including roads as a barrier to wildlife for different movement capabilities between patches (in meters). 187

LISTA DE TABELAS

Capítulo 4

Tabela 1. Extensão de rodovias, número de manchas, tamanho médio de mancha e tamanho da maior mancha nos campos sulinos do Rio Grande do Sul, considerando a paisagem sem a presença de rodovias, com toda a malha rodoviária e separadamente com a malha viária municipal, estadual e federal. 160

Chapter 4

Table 1. Length of roads, number of patches, mean and largest patch size of the South Brazilian grasslands in Rio Grande do Sul State, considering the landscape without roads, with all roads network, and with the municipal, state and national road networks separately. 186

INTRODUÇÃO GERAL

Por que preocupar-se com rodovias?

Rodovias estão presentes em quase todas as paisagens ao redor do mundo e são usadas para o transporte de pessoas e bens materiais. Ao mesmo tempo em que as rodovias conectam diferentes aglomerados humanos, elas também são responsáveis por causar vários impactos aos ecossistemas: desde a geração e dispersão de poluentes e sedimentos para os cursos d'água até a mortalidade direta e isolamento de populações animais (Trombulak & Frissel 2000, Forman et al. 2003). Rodovias são consideradas como o principal fator direcionador da degradação de paisagens, estimulando a expansão da ocupação humana em novos eixos rodoviários e indiretamente causando perda e degradação dos habitats localizados no seu entorno (Laurance et al. 2002).

Alguns autores apontam que a os atropelamentos são a principal causa de mortalidade de origem antrópica de vertebrados terrestres, superando a inclusive a caça (Forman & Alexander 1998). A mortalidade de animais silvestres devido a colisões com veículos vêm sendo relatada em trabalhos acadêmicos desde a década de 1920 a partir da listagem de espécimes atropelados (e. g. Spiker 1927, Komarek & Wright 1929, Cottam 1931). Alguns estudos apontam que os atropelamentos são responsáveis por uma parcela considerável da mortalidade de populações de animais silvestres, como, por exemplo, um estudo de Hels & Buchwald (2001) que estima que os atropelamentos eram responsáveis pela mortalidade de aproximadamente 10% das populações de três espécies de anfíbios, e o trabalho de Maher et al. (1991), que estimou que atropelamentos eram a causa de 49% da mortalidade nas populações de pumas na Flórida.

Além da mortalidade direta, as populações animais também são fragmentadas e isoladas por rodovias (Trombulak & Frissel, 2000). Embora estradas sejam um elemento dominante nas paisagens, o estudo da relação de rede de rodovias com a fragmentação e a priorização de áreas para desfragmentação ainda são incipientes (Clevenger & Wierzchowski 2006). Uma rodovia pode reduzir a permeabilidade da paisagem ao atuar como barreira ou filtro dos movimentos, restringindo a possibilidade dos indivíduos acessarem habitats e recursos disponíveis ou de dispersarem (van der Ree, 2006), seja por altas taxas de mortalidade (Bennett et al., 2011), pelo comportamento de evitamento de veículos ou da superfície da rodovia (Rytwinski & Fahrig, 2013) ou pela perda e degradação do habitat no seu entorno (Eigenbrod et al., 2009, Jaeger et al., 2006). Muitas espécies interagem constantemente com rodovias, fazendo com que este elemento da paisagem seja uma fonte significativa de mortalidade (Coffin, 2007) ou diminua a qualidade do habitat adjacente (Forman & Deblinger, 2000).

Nos últimos 15 anos diversos estudos têm sido desenvolvidos visando à implementação de ações para reduzir a mortalidade e o isolamento causado por rodovias. A indicação e implementação de medidas mitigadoras têm sido uma estratégia cada vez mais popular em empreendimentos rodoviários. Estruturas como passagens de fauna, redutores de velocidade e cercas têm sido instalados tanto em novas rodovias como em rodovias já consolidadas, o que amplia a necessidade de qualificação do planejamento dessas medidas visando o aumento da sua efetividade.

Qual a minha tese?

Durante os meus 11 anos de formação como bióloga e ecóloga sempre tive a preocupação – e motivação – de me envolver em questões de ecologia aplicada à conservação. Tanto a minha experiência acadêmica quanto como consultora – sempre buscando manter uma interface com os órgãos ambientais – me fizeram perceber a importância de ampliar a interlocução entre esses diferentes setores e a necessidade de qualificar os métodos e as ferramentas utilizados na conservação.

A necessidade de mitigação dos impactos de rodovias traz à tona a urgência no desenvolvimento e qualificação de métodos para indicar quais os impactos de cada empreendimento e qual a melhor forma de mitigá-los. Essa tese de doutorado foi concebida com a preocupação de investigar certos temas relacionados à mortalidade e fragmentação por rodovias que julgo importantes com base na minha experiência e do meu grupo de trabalho, e no conhecimento científico. Acredito que muito do que é discutido nesta tese pode ser aproveitado e expandido a fim de gerar orientações técnicas para avaliações de impactos de empreendimentos rodoviários, ou até mesmo demonstrar a necessidade de lançar mão de outras abordagens ou escalas de avaliação para qualificar a avaliação de impactos de rodovias e o planejamento de medidas de mitigação.

A ecologia de rodovias precisa qualificar-se para influenciar fortemente os estudos e as decisões realizadas no âmbito dos licenciamentos dos empreendimentos rodoviários. Este é um cenário não apenas brasileiro, mas que se torna especialmente importante no Brasil em meio a um momento de tentativas de fragilização do licenciamento ambiental em paralelo à expansão da malha viária e obrigação de regularização da malha já

implementada. A proposta inicial de tese era um tanto diferente da que acabei construindo e apresento aqui, pois esta foi sendo modificada e adaptada ao longo dos últimos quatro anos.

O primeiro capítulo, intitulado “*The need to improve and integrate science and environmental licensing to mitigate wildlife mortality on roads in Brazil*”, não estava previsto no início do doutorado. Sua construção surgiu a partir de uma apresentação sobre o estado da ecologia de rodovias no Brasil que realizei na conferência *Infra Eco Network Europe*, em 2012, quando surgiu o desejo de discutir possíveis metas para estimular o avanço da ecologia de rodovias no Brasil. Tudo o que é apresentado neste capítulo é fruto de seis anos de discussões com colegas do Núcleo de Ecologia de Rodovias e Ferrovias (NERF/UFRGS) sobre a importância de qualificar as pesquisas sobre o tema e o licenciamento ambiental.

Na proposta para o segundo capítulo, eu inicialmente abordaria a estabilidade de hotspots de atropelamentos a partir de conjuntos de dados obtidos com diferentes esforços amostrais de monitoramento. Entretanto, ao começar a pensar sobre o tema, me dei conta de que a literatura de ecologia de rodovias apresentava trabalhos de hotspots com diversos métodos de análise do padrão espacial de atropelamentos e que uma revisão destes métodos contribuiria com a indicação de melhores procedimentos para a priorização de trechos de rodovias para mitigação com base em dados de atropelamentos. Esse processo resultou no segundo capítulo da tese, intitulado “*How road-kill hotspots are identified? A review*”.

Minha proposta inicial para o terceiro capítulo da tese era avaliar a relação entre os hotspots de atropelamentos e corredores ou ligações de paisagem onde se esperaria maior travessia de animais, visando melhores indicações de locais para mitigação. Entretanto, a partir de discussões durante o período de doutorado sanduíche, surgiu a oportunidade de explorar a relação entre a letalidade da estrada, a localização de hotspots de atropelamentos, e a mortalidade per capita da população através de simulações de modelos baseados em indivíduos. A elaboração deste capítulo, intitulado “*When road-kill hotspots do not indicate the best sites for road-kill mitigation*” gerou uma nova perspectiva sobre o uso de hotspots para indicação de locais para mitigação e permitiu o aprendizado de uma nova ferramenta de trabalho.

Por fim, o último capítulo busca ampliar o foco olhando para a fragmentação direta e indireta de habitat a partir da rede viária. Este capítulo, intitulado “*Habitat fragmentation and connectivity loss by roads in South Brazilian grasslands*”, foge da questão da mortalidade direta de animais silvestres por atropelamento, exatamente por visar ampliar as abordagens de avaliação do impacto de rodovias sobre a fauna. Neste capítulo chamo a atenção para o quanto a fragmentação é mais crítica do que usualmente consideramos ao incluir o efeito da rede de rodovias.

Embora esta tese tenha uma motivação inicial de qualificar a ecologia de rodovias no Brasil, seus resultados e proposições não se restringem a este país. Pelo fato da expectativa quanto à ampliação da rede viária ser compartilhada com inúmeros outros países, especialmente em áreas ricas em biodiversidade do hemisfério sul, espero que as metas e abordagens descritas nesta tese sejam também úteis nessas realidades.

Para ampliar as possibilidades de leitura, cada um dos quatro capítulos tem duas versões, uma em português e uma em inglês. Cada capítulo foi formatado a partir das normas dos periódicos a que serão submetidos (informados em cada capítulo). Entretanto, para facilitar a leitura, as figuras e tabelas foram mantidas no corpo do texto.

CAPÍTULO 1

**A NECESSIDADE DE QUALIFICAR E INTEGRAR A CIÊNCIA E O LICENCIAMENTO AMBIENTAL
PARA MITIGAR A MORTALIDADE DE ANIMAIS SILVESTRES EM ESTRADAS NO BRASIL**

**[CHAPTER 1: THE NEED TO IMPROVE AND INTEGRATE SCIENCE AND ENVIRONMENTAL
LICENSING TO MITIGATE WILDLIFE MORTALITY ON ROADS IN BRAZIL]**

Artigo aceito para publicação no periódico Tropical Conservation Science

A necessidade de qualificar e integrar a ciência e o licenciamento ambiental para mitigar a mortalidade de animais silvestres em estradas no Brasil

Fernanda Zimmermann Teixeira^{1,2,4}, Igor Pfeifer Coelho^{1,2}, Mozart Lauxen^{2,3}, Isadora Beraldi

Esperandio^{1,2}, Sandra Maria Hartz^{1,2} e Andreas Kindel^{1,2}

1 – Programa de Pós Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

2 – Núcleo de Ecologia de Rodovias e Ferrovias, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

3 – Núcleo de Licenciamento Ambiental, IBAMA, Porto Alegre, RS, Brasil.

4 – Programa de Pós Graduação em Ensino em Ciências, Ambiente e Sociedade, Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

Autor para correspondência: Fernanda Zimmermann Teixeira, email fernandazteixeira@gmail.com

Resumo

Enquanto a expansão da rede viária é sem dúvida um grande impacto em áreas tropicais, no Brasil estamos observando enormes investimentos na pavimentação, manutenção e duplicação de estradas, impactando grandes extensões de ecossistemas remanescentes. Neste artigo focamos nos impactos de mortalidade e isolamento causados pela rede viária existente e apresentamos três recomendações para melhorar o planejamento e implementação de medidas mitigadoras efetivas: a qualificação da pesquisa, a qualificação do licenciamento e a integração entre estes. Pesquisa orientada a responder questões relevantes e bem formuladas tem maior potencial de influenciar a tomada de decisão relacionada à mitigação dos impactos de rodovias. Avaliações de impacto ambiental bem planejadas e executadas aumentam a influência destes estudos no planejamento das estradas, especialmente quando são executados estudos com forte poder de inferência. Entretanto, somente a qualificação da pesquisa e do licenciamento isoladamente não são suficientes para que a mitigação seja mais eficiente: é preciso integrar os profissionais envolvidos na construção de estradas, manejo da biodiversidade e conservação para melhorar os instrumentos de regulação e sua aplicação. As recomendações apresentadas neste artigo para aumentar a efetividade da mitigação dos impactos de estradas demandam o envolvimento e contribuição de diferentes profissionais.

Palavras-chave Pesquisa aplicada; avaliação de impacto ambiental; desenho amostral; ecologia de estradas; formação de recursos humanos

Uma oportunidade para mitigar os impactos de estradas na vida silvestre

Grandes investimentos têm sido feitos em infraestruturas de transporte em todo o mundo, especialmente em países em desenvolvimento e em regiões tropicais, como na bacia Amazônica na América do Sul, na bacia do Congo na África e no sudeste da Ásia [1]. A expansão de redes de estradas para regiões não impactadas por rodovias tornam essas áreas acessíveis para o desmatamento, caça ilegal e ocupação humana [2]. Enquanto a expansão da rede viária pela construção de novas rodovias é uma das maiores ameaças a regiões tropicais, no Brasil também estamos vivendo um momento de grandes investimentos na pavimentação e duplicação de rodovias já existentes, impactando extensões ainda maiores de ecossistemas remanescentes em todo o país.

Estradas são a principal forma de transporte no Brasil, atingindo aproximadamente 60% do transporte de cargas e 96% do transporte de passageiros. Em 2010, a rede rodoviária brasileira tinha em torno de 1,6 milhões de quilômetros de comprimento, e aproximadamente 86% desta rede era de estradas não pavimentadas [3]. O principal período de construção de estradas e ampliação da rede viária no Brasil ocorreu entre 1960 e 1980 [4], antes da obrigação legal de realizar avaliações de impacto ambiental, que surgiu em 1986. Desde 2007 o governo federal investiu em 11.565 km de estradas (investimentos em mais 7.002 km ainda estão em curso) através do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC) para melhoria e construção de rodovias [5, 6]. O número de veículos no Brasil cresceu enormemente de 29 milhões em 2000 (um veículo para cada 5,88 habitantes) para 85 milhões em 2014 (um veículo para cada 2,38 pessoas) [7, 8], um aumento turbinado

pela redução de impostos para compra de novos veículos e pelos subsídios dados pelo governo para a indústria automobilística.

Atualmente temos uma urgente necessidade de mitigar os impactos de estradas na fauna silvestres no Brasil e, certamente, em outros países tropicais que também estão sofrendo uma expansão de sua rede viária. No Brasil, ao mesmo tempo em que o número de veículos mais do que dobrou e o governo investiu mais de 70 bilhões de dólares em transportes, a ecologia de estradas está se tornando uma área de pesquisa consolidada no país, e novos instrumentos legais foram criados para tornar obrigatória a avaliação dos impactos causados por rodovias já construídas, e para normatizar os estudos de impacto ambiental para a expansão da rede viária. Esse cenário cria uma oportunidade para repensar e qualificar nossas ações de mitigação dos impactos de estradas na fauna.

Laurance et al. [9] apresenta recomendações para reduzir os impactos ambientais globais da expansão de rodovias focando em evitar o primeiro corte, aumentar a responsabilidade ambiental de instituições financiadoras, usar melhores ferramentas de tomada de decisão e aumentar o envolvimento das pessoas. Neste artigo, nós focamos na rede rodoviária existente e em seus impactos na mortalidade e isolamento da fauna. Agora é o momento para aumentar e melhorar a integração da ciência e do licenciamento ambiental no Brasil, e neste artigo nós enfatizamos três recomendações que devem ser seguidas como maneiras de buscar uma mitigação efetiva dos impactos de mortalidade de fauna e isolamento de populações por rodovias: a qualificação da pesquisa, a qualificação do licenciamento e a integração entre ambos (Fig. 1).

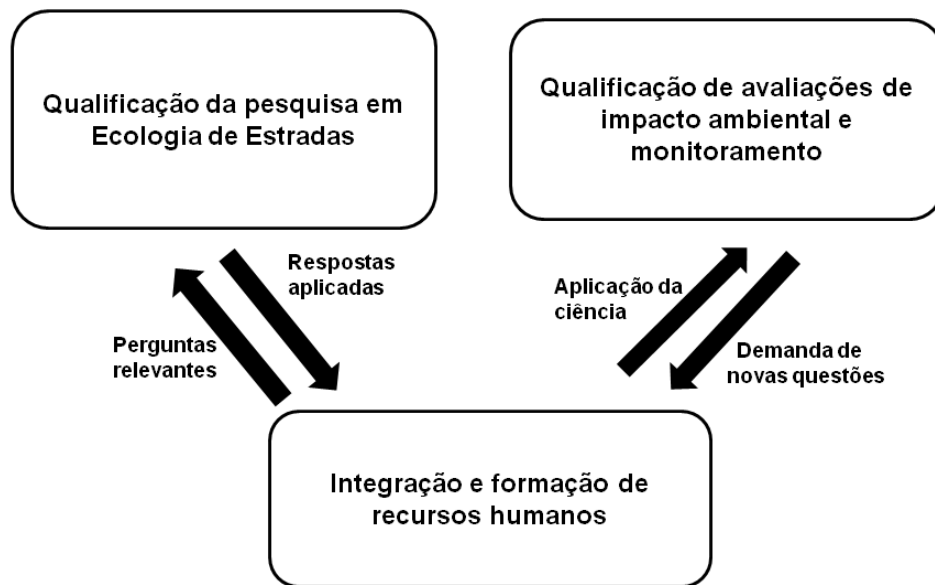


Fig. 1. Recomendações de qualificação e integração que devem ser seguidas para atingir uma mitigação efetiva dos impactos de mortalidade da fauna e isolamento das populações por rodovias no Brasil.

Questões prioritárias para pesquisa sobre mortalidade de fauna e isolamento por rodovias

Pesquisas que sejam orientadas para responder a perguntas relevantes e bem formuladas têm um maior potencial de aumentar a influência da ecologia de estradas na tomada de decisão relacionada aos impactos de mortalidade da fauna e isolamento de populações através do licenciamento ambiental de estradas. Identificar temas prioritários para investigação pode melhorar e diversificar as pesquisas na área, e neste artigo nós exploramos três temas prioritários relacionados à mortalidade de fauna e isolamento de populações: os efeitos cumulativos da mortalidade nas populações, as escalas temporais e espaciais dos efeitos de rodovias e a efetividade de medidas mitigadoras (Fig. 2).

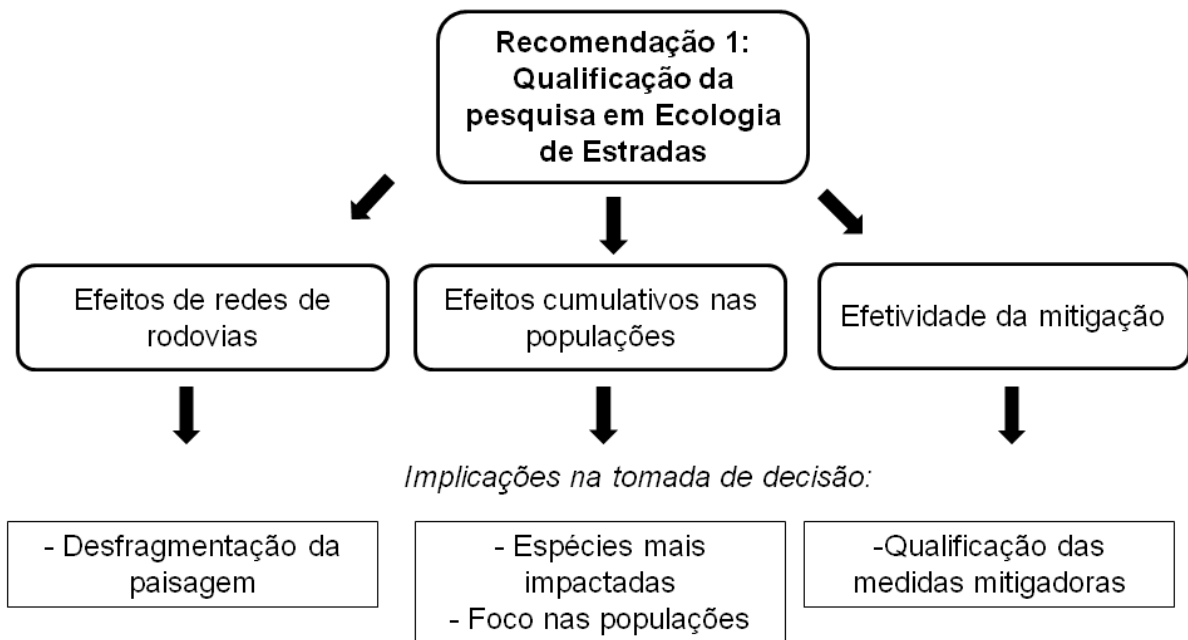


Fig. 2. Implicações de qualificar a pesquisa sobre impactos de rodovias na mortalidade da fauna e isolamento de populações para a tomada de decisão.

Os primeiros estudos brasileiros sobre mortalidade de fauna em estradas descreviam a riqueza de espécies e o número de carcaças registradas sem uma preocupação com desenho amostral e questões metodológicas [10]. Estudos recentes são mais robustos na coleta de dados e na possibilidade de fazer inferências sobre a mortalidade por atropelamento (e.g. [11, 12]), e exploram questões metodológicas relacionadas à avaliação do impacto de mortalidade [13, 14]. Entretanto, estudos brasileiros sobre mortalidade em estradas geralmente avaliam este impacto somente ao nível de indivíduo e pouco se sabe sobre os efeitos da mortalidade na persistência das populações. Por exemplo, se a mortalidade é compensada pela diminuição em outras fontes de mortalidade da população, os atropelamentos podem não afetar a persistência da população. Por outro lado, se a

mortalidade por atropelamento for aditiva, o efeito na população pode ser muito mais intenso do que o previsto apenas pelo número de atropelamentos observado. Um viés demográfico foi observado nas populações de alguns animais, como tartarugas, que sofrem altas taxas de mortalidade de fêmeas reprodutivas na América do Norte, mudando a estrutura da população [15]. Ainda, observar os efeitos da mortalidade nas populações e na mortalidade *per capita* pode indicar casos em que a maior mortalidade por atropelamento não seja um bom indicador de onde a mitigação é mais necessária (e.g. [16]). Outra abordagem metodológica interessante seria estimar a probabilidade de um indivíduo ser morto quando cruza uma estrada [17] e avaliar se este é um bom indicador dos efeitos dos atropelamentos ao nível da população.

O segundo tema prioritário para pesquisa é o efeito das estradas em diferentes escalas espaciais e temporais. Estudos de ecologia de estradas geralmente ficam restritos aos efeitos locais de trechos de uma estrada e não consideram os efeitos de redes viárias, como a mortalidade cumulativa e a perda de conectividade. Uma avaliação de todo o sistema de transportes pode indicar zonas prioritárias para a mitigação da mortalidade e da fragmentação com base na indicação de áreas mais vulneráveis ou mais impactadas, uma informação especialmente importante no contexto de redes viárias já consolidadas. Países como Holanda [18] e Suíça [9] têm implementado programas para restaurar a conectividade da paisagem com base em avaliações regionais ou nacionais dos impactos de redes viárias na paisagem. Avaliações do isolamento de populações e de como mitigá-lo normalmente são focados em trechos de estrada e raramente são realizados com foco em uma escala regional.

Entretanto, a realidade de adaptação imposta também pelas mudanças climáticas impõe a necessidade de utilizar abordagens ao longo de diferentes escalas, em que os estudos devem ser estendidos para abarcar escalas temporais e espaciais mais amplas.

O terceiro tema prioritário que enfatizamos para o desenvolvimento de estudos é relacionado às medidas mitigadoras: as medidas instaladas são efetivas para diminuir o impacto das estradas? Esta questão traz à tona a necessidade de avaliar sob quais circunstâncias a mortalidade em estradas pode ser mitigada [20], para ampliar e qualificar o conhecimento sobre mitigação, e a necessidade de avaliações adequadas da efetividade dos programas de mitigação já implementados, sempre considerando os objetivos estabelecidos para cada medida (por exemplo, redução da mortalidade e/ou restauração da conectividade) [21]. Manipular experimentalmente as características de medidas mitigadoras (como passagens de fauna) é um exemplo de como a pesquisa científica pode gerar informações para a tomada de decisão sobre como mitigar impactos de rodovias [22, 23].

Estas e outras questões podem ser respondidas através de estudos usando uma abordagem de modelos preditivos. Modelos preditivos são especialmente interessantes devido ao desafio de prever impactos com antecedência e planejar medidas mitigadoras antes da construção das estradas, situações em que diferentes cenários e alternativas podem ser teoricamente explorados. A grande extensão das redes viárias é a melhor justificativa para testar modelos preditivos e sua capacidade de extrapolação, por exemplo, para identificar trechos de rodovias com maior risco de mortalidade e trechos prioritários para a mitigação.

Modelos preditivos de mortalidade por atropelamento têm sido desenvolvidos nos últimos anos [24], incluindo estudos realizados no Brasil [11, 25], mas estes estudos não foram extrapolados para diferentes rodovias ou para toda a rede viária. Ainda, abordagens metodológicas para explorar possíveis efeitos da mortalidade nas populações podem ser desenvolvidas usando modelos de simulação baseados em indivíduos (e.g.[26]) e modelos populacionais (e.g. [27]).

Qualificando os estudos de impacto ambiental e o monitoramento do impacto de estradas

Estudos de impacto ambiental são uma das melhores estratégias para identificar, prever, mitigar e compensar os efeitos negativos de estradas na biodiversidade [28]. Entretanto, o licenciamento ambiental tem sido alvo de críticas da academia no Brasil devido à falta de objetivos claros e baixa qualidade metodológica para avaliar os impactos [30,31]. Por exemplo, Gonçalves [29] observou que os estudos de impacto ambiental de duplicação e pavimentação de estradas geralmente não exploram dados de mortalidade de fauna para ajudar a definir as medidas mitigadoras. O licenciamento ambiental também é criticado por setores do governo e empresas de construção. Geralmente há atrasos nas obras rodoviárias devido a problemas de planejamento financeiro e as construtoras argumentam que esses atrasos ocorrem devido a exigências ambientais desnecessárias, como uma estratégia clara para diminuir as exigências ambientais do licenciamento. Ao invés de tornar os estudos de impacto ambiental (EIAs) um passo burocrático frágil, é necessário investir na qualificação dessa ferramenta tão importante, almejando estudos e análises técnicas com maior qualidade e um aumento na efetividade desse instrumento em dar suporte à tomada de

decisão. A falta de efetividade do licenciamento ambiental é uma ameaça que pode fazer com que as pessoas passem a perceber os estudos de impacto ambiental como uma barreira ao desenvolvimento [32], quando na verdade este deveria ser um instrumento para gestão do território e prevenção de degradação ambiental.

No Brasil, a construção, pavimentação e duplicação de estradas só podem ser realizadas após a emissão de licenças ambientais (Lei Complementar 6938/1981 e Resoluções CONAMA 001/1986 e 237/1997). A maior parte da expansão da rede rodoviária brasileira ocorreu antes da existência desta obrigação [4], e somente recentemente o governo federal publicou uma portaria exigindo a avaliação dos impactos ambientais causados por 55.000 km de estradas federais pavimentadas que foram construídas antes de 1986 (Programa das Rodovias Federais Ambientalmente Sustentáveis, PROFAS, criado pela Portaria Interministerial MMA/MT 423/2011, revogada e substituída pela Portaria Interministerial MMA/MT 488/2013, com os procedimentos de licenciamento definidos pelas Portarias do MMA 420/201 e 289/2013).

Uma grande parte dos estudos de impacto ambiental de estradas tem desenhos amostrais ruins e são focadas em listas de espécies presentes na área da rodovia, incluindo espécies atropeladas ou aquelas utilizando passagens de fauna, ao invés de investigar as variações nas taxas de mortalidade ou no isolamento das populações no espaço e no tempo [10] e as consequências destas mudanças para a persistência das populações, através de análises de viabilidade populacional, por exemplo [e.g.27]. Muitos desenhos amostrais diferentes podem ser utilizados para avaliações de impacto ambiental [33] e a aplicação de desenhos

amostrais antes-depois-controle-impacto é rara em estudos de impacto ambiental. Estudos que são bem planejados e focados aumentam a influência do licenciamento ambiental na tomada de decisão sobre o planejamento das estradas, especialmente quando questões relevantes sobre o impacto são respondidas pelo desenvolvimento de estudos com grande poder de inferência [20] (Fig. 3).

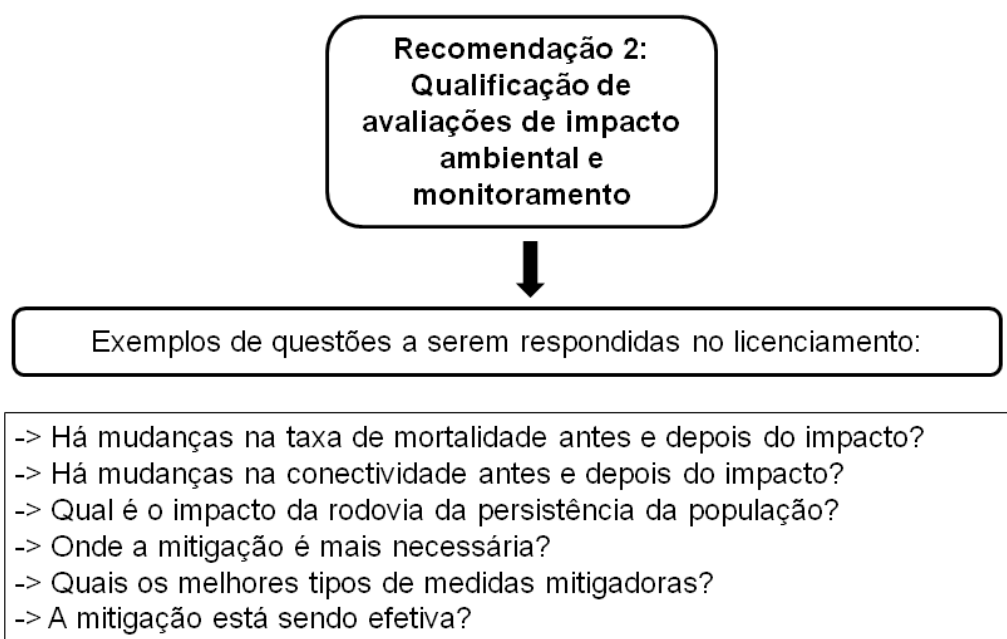


Fig. 3. Exemplos de questões a serem respondidas durante o licenciamento ambiental.

Qualificar as avaliações de impacto ambiental depende de regulações mais fortes, como bons termos de referência emitidos para guiar os estudos, indicando quais questões devem ser respondidas. De acordo com Landim & Sánchez [30], nova legislação regulamentando o licenciamento ambiental é a principal responsável pelo aumento da qualidade dos estudos, seguida por fiscalização feita pelos órgãos ambientais.

Além da necessidade de avaliar os impactos de estradas já construídas, uma instrução normativa foi publicada pelo órgão licenciador federal (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis – IBAMA) determinando um protocolo de amostragem de dados para os estudos de impacto ambientais de estradas (IN 13/2013). Embora esta IN represente um passo importante nas discussões sobre desenhos amostrais no licenciamento de estradas, ela tem sido criticada por pesquisadores e gestores devido às dificuldades de colocá-la em prática e à falta de clareza sobre quais perguntas devem ser respondidas no licenciamento, sendo mais focada no inventário da biodiversidade do que na avaliação dos impactos do empreendimento de fato.

Yoccoz et al. [34] chama a atenção para três questões que devem ser consideradas durante o planejamento de programas de monitoramento, que também são válidas para os estudos de impacto ambiental, especialmente na construção de termos de referência: por que coletar dados, quais dados coletar e como coletar e analisar os dados. Ferraz [31] argumenta que a coleta de dados durante os estudos deve ser orientada por uma lista prévia de prováveis impactos relacionados a perguntas claras a serem respondidas, e que a coleta de dados só deve ser feita após ter uma boa justificativa de porque coletar os dados em questão. A amostragem de grandes quantidades de dados sem a orientação de perguntas bem formuladas pode até gerar informação sobre a biodiversidade, mas não serve como base para a tomada de decisões qualificada [35] sobre os impactos das estradas e como mitigá-los, questão fundamental no licenciamento ambiental.

Embora medidas mitigadoras tenham sido instaladas em muitas estradas brasileiras, tanto o planejamento destas medidas quanto o monitoramento de sua efetividade são incipientes e normalmente realizados com amostragem e análise inadequados [29]. A falta de informações para indicar os melhores tipos e locais para mitigação pode resultar na redução da efetividade das medidas instaladas, desperdiçando recursos financeiros e diminuindo a credibilidade perante o público. A implementação de medidas mitigadoras deve ser apoiada por estudos relacionados aos objetivos da mitigação, que irão indicar os tipos e locais mais adequados para as ações. Os objetivos das medidas mitigadoras devem estar relacionados aos impactos identificados das estradas, como a redução da mortalidade e/ou o aumento da conectividade. Alguns guias de boas práticas indicam questões que devem ser abordadas nos estudos para planejar a mitigação e apresentam informações valiosas para a tomada de decisão sobre as opções de medidas a serem instaladas [e.g. 36, 37]. A elaboração de manuais de boas práticas deveria ser apoiada com o foco em países em desenvolvimento e em regiões tropicais, de forma a guiar as melhorias no desenho dos estudos de impacto ambiental e dos monitoramentos, e orientar quais questões devem ser respondidas por estes estudos.

O planejamento e a instalação da mitigação devem ser seguidos por um monitoramento sistemático para avaliar a sua efetividade, com um desenho amostral robusto, a seleção de espécies-alvo e bons critérios de avaliação [21]. Critérios para avaliar a efetividade de medidas mitigadoras precisam estar diretamente relacionados aos objetivos das medidas e avaliar se os impactos da estrada foram de fato mitigados. Isso só pode ser feito se os

programas de monitoramento forem orientados por perguntas claramente formuladas e os dados forem coletados para os parâmetros adequados. Por exemplo, programas de monitoramento podem avaliar se medidas mitigadoras criadas com base nas experiências de outros países são adequadas para a fauna brasileira. A maioria das passagens de fauna e cercas foi desenvolvida almejando animais de grande porte e a maioria da fauna brasileira é de tamanho pequeno a médio. O Brasil tem uma grande diversidade de anuros que pode ser impactada por rodovias [11], com muitas espécies arborícolas, e cercas construídas para evitar o atropelamento de animais desse grupo precisam ser adaptadas para serem efetivas.

Mecanismos para promover a integração entre instituições e formação de recursos humanos

Qualificar a pesquisa e os estudos de impacto ambiental isoladamente não são suficientes para tornar o licenciamento ambiental de estradas mais efetivo: há a necessidade de integrar todos os envolvidos. A qualificação individual deve ser acompanhada pela integração entre profissionais envolvidos na construção de estradas, na pesquisa ecológica, no manejo e na conservação (Fig. 4). Pesquisadores de ecologia de rodovias devem estar preocupados em responder questões relevantes para diminuir os impactos de estradas na biodiversidade, enquanto que consultores ambientais e tomadores de decisões dos órgãos ambientais devem estar familiarizados com os resultados destas pesquisas e devem demandar novas questões a serem abordadas pelas pesquisas. As agências de transporte e os construtores de estrada devem interagir com outros profissionais envolvidos, trocando informações sobre a exequibilidade das ações de mitigação propostas e a necessidade de

adaptar as propostas e para considerar conjuntamente os impactos ambientais e a segurança e eficiência do sistema de transportes. Um passo nesta direção está sendo a construção do Plano de Ação Nacional para as espécies afetadas por infraestruturas viárias, envolvendo gestores ambientais e de estradas, consultores e pesquisadores, que estabeleceram uma série de metas relacionadas a políticas públicas, pesquisa e formação de recursos humanos.

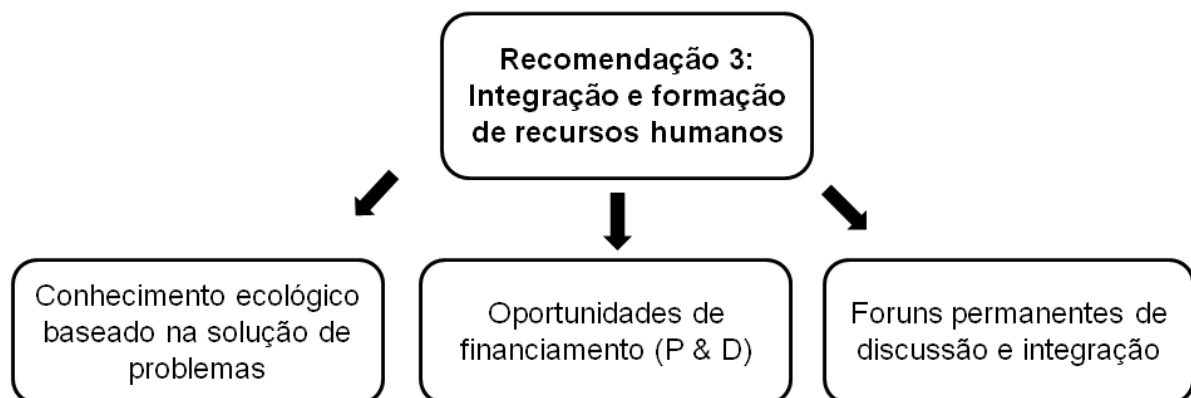


Fig. 4. Propostas para a integração entre pesquisadores, consultores e gestores ambientais e de estradas.

A qualificação tanto da pesquisa quanto dos estudos de impacto ambiental necessita de investimentos na formação de recursos humanos. A formação profissional de pesquisadores, consultores e gestores deve incluir o debate sobre como integrar estes diferentes setores, uma vez que são os profissionais diretamente envolvidos com o tema. Para incorporar uma abordagem orientada pelos impactos potenciais de estradas, é necessário identificar as lacunas de conhecimento e questões específicas a serem abordadas pelas pesquisas, assim como a sua relação com cada decisão de manejo disponível. O uso de desenhos amostrais

adequados (tanto os solicitados pelos órgãos ambientais quanto aplicados por consultores e pesquisadores) depende de um melhor treinamento acadêmico destes profissionais. Lewinsohn et al. [38] chamam a atenção de que o baixo nível de conhecimento ecológico apresentado por diferentes profissionais resulta na falta de aplicação do conhecimento ecológico para a resolução de problemas ambientais. Esses autores argumentam que as universidades deveriam focar no ensino voltado à resolução de problemas, ao invés de focar no ensino de conceitos. A resolução de problemas ambientais e a diminuição da lacuna entre o conhecimento acadêmico e a informação necessária na tomada de decisão exigem um envolvimento multi e interdisciplinar [38]. Uma estratégia para integrar esses diferentes profissionais pode ser o desenvolvimento de cursos ou *workshops* focados na solução de problemas ambientais, oferecidos por pesquisadores experientes, gestores e consultores, com o objetivo de uma capacitação continuada dos profissionais.

A integração entre os diferentes profissionais envolvidos é uma questão fundamental para o sucesso da mitigação e da prevenção dos impactos de rodovias na fauna. A organização de fóruns permanentes de discussão sobre lacunas de conhecimento e a proposição de ações para todos os profissionais envolvidos é uma maneira de aumentar esta integração em uma escala de planejamento. Bases de dados centralizadas devem ser adotadas por pesquisadores, órgãos ambientais e consultores como repositórios para os seus dados. Pesquisadores e gestores devem se preocupar em identificar quais são as questões que podem ser respondidas com os dados já disponíveis e se há demandas para novas coletas de dados a fim de preencher lacunas de conhecimento.

Outra estratégia seria criar oportunidades de financiamento e formação de recursos humanos relacionados a temas específicos que devem ser abordados em ecologia de estradas. Como investimentos em infraestrutura de transporte são prioridade para o governo brasileiro, a destinação de recursos financeiros para melhorar a tomada de decisão relacionada ao meio ambiente deve ser uma prioridade. As empresas responsáveis pela concessão de rodovias deveriam investir parte de seus lucros em Pesquisa & Desenvolvimento (P&D), mas normalmente este financiamento é restrito a projetos de engenharia e tecnologia. O reconhecimento de projetos de pesquisa ambiental como uma prioridade adicional para financiamento é um exemplo de um mecanismo disponível para apoiar financeiramente a tomada de decisão baseada no conhecimento para o planejamento e operação de rodovias.

Considerações finais

As recomendações apresentadas aqui para aumentar a efetividade da mitigação de impactos de rodovias na fauna clamam pelo envolvimento e contribuição de diferentes profissionais relacionados a esse tema. Nos últimos anos os órgãos ambientais têm discutido os procedimentos utilizados em avaliações de impacto ambiental e algumas melhorias ocorreram, como novas indicações de protocolos e mudanças em termos de referência para os estudos, mas ainda há muito a ser feito. Entretanto, grupos de pesquisa envolvidos com ecologia de estradas no Brasil já são responsáveis por iniciativas de integração, como a criação de um guia online para consultores sobre medidas mitigadoras [39], o desenvolvimento de um software livre para análise de dados de mortalidade por

atropelamento que pode ser utilizado nos estudos ambientais [40] e um aplicativo móvel para a coleta de dados de atropelamento por ciência cidadã (aplicativo Urubu, disponível em http://cbee.ufla.br/portal/sistema_urubu/).

A discussão das recomendações apresentadas neste artigo foi focada na necessidade de mitigação da mortalidade de fauna e isolamento de populações por rodovias, mas há muitos outros temas relacionados ao impacto de estradas que podem ter uma abordagem similar (como poluição) ou mesmo impactos de outros tipos de estruturas antrópicas (como linhas de transmissão e hidrelétricas). Como um exemplo, os impactos de ferrovias na fauna são pouco investigados, não somente no Brasil, e as questões apresentadas aqui para rodovias são também de grande relevância para a pesquisa e o licenciamento de ferrovias.

O Brasil, um país conhecido por sua megadiversidade, está passando por uma expansão de sua rede viária, e diferentemente de décadas anteriores em que houve expansão, agora há a obrigação legal de mitigar estes impactos. A recente obrigação de regularizar ambientalmente as rodovias já construídas para reduzir seus impactos é a melhor oportunidade que temos para qualificar a pesquisa e colocar o conhecimento científico em prática, através da integração entre questões ecológicas, socioeconômicas e de segurança de tráfego. Nós acreditamos que colocar estas recomendações em prática será um passo enorme em direção ao desenvolvimento de um sistema de transportes ambientalmente adequado no Brasil.

Agradecimentos

A C. B. Grilo, F. G. Becker, L. O. Gonçalves, M. J. Pereira, R. Dobrovolski, e M. Huijser por comentarem uma versão anterior deste manuscrito. F.Z.T. e I.P.C. receberam bolsas da Capes e S.M. Hartz recebeu bolsa do CNPq (304820/2014-8) durante o desenvolvimento deste manuscrito.

Referências

- [1] Laurance, W. F. and Balmford, A. 2013. A global map for road building. *Nature* 495: 308-309.
- [2] Laurance, W. F., Albernaz, A. K. M., Schroth, G., Fearnside, P. M., Bergen, S., Venticinqu, E. M. and Costa, C. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* 29:737–748.
- [3] Central Intelligence Agency (CIA), 2013. *The world fact book 2013-2014*. CIA. Washington. DC. Available from <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/fields/2085.html#xx> (accessed 11 September 2015).
- [4] Bager, A. and Fontoura, V. 2012. Ecologia de estradas no Brasil – Contexto histórico e perspectivas futuras. In: *Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas*. Bager, A. (Ed.), pp. 13-34. UFLA, Lavras.
- [5] PAC. 2010. *Programa de Aceleração do Crescimento*. 11º Balanço Completo do PAC - 4 anos (2007 a 2010). <http://www.pac.gov.br/sobre-o-pac/publicacoesnacionais>

- [6] PAC2. 2014. *Programa de Aceleração do Crescimento*. [11º Balanço do PAC2 \(2011 a 2014\)](http://www.pac.gov.br/sobre-o-pac/divulgacao-do-balanco). <http://www.pac.gov.br/sobre-o-pac/divulgacao-do-balanco>
- [7] DENATRAN. 2014. <http://www.denatran.gov.br/frota.htm>
- [8] IBGE. 2014. <http://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>
- [9] Laurance, W. F., Peletier-Jellema, A., Geenen, B., Koster, H., Verweij, P., Van Dijck, P., Lovejoy, T. E., Schleicher, J. and Van Kuijk, M. 2015. Reducing the global environmental impacts of rapid infrastructure expansion. *Current Biology* 25: R255–R268.
- [10] Dornas, R. A. P., Kindel, A., Bager, A. and Freitas, S. R. 2012. Avaliação da mortalidade de vertebrados em rodovias no Brasil. In: *Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas*. Bager, A. (Ed.), pp.139-152. UFLA, Lavras.
- [11] Coelho, I. P., Teixeira, F. Z., Colombo, P., Coelho, A. V. P. and Kindel, A. 2012. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Environmental Management* 112: 17-26.
- [12] Rosa, C. A. and Bager, A. 2012. Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. *Journal of Environmental Management* 97:1-5.
- [13] Teixeira, F. Z., Coelho A. V. P., Esperandio, I. B. and Kindel, A. 2013 Vertebrate road mortality estimates: effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation* 157:317–323.
- [14] Ratton, P., Secco, H. and Rosa, C. A. 2014. Carcass permanency time and its implications to the roadkill data. *European Journal of Wildlife Research* 60:543-546.

- [15] Steen, D. A. and Gibbs, J. P. 2004. Effects of roads on the structure of freshwater turtle populations. *Conservation Biology* 18(4):1143-1148.
- [16] Fahrig, L., Pedlar, J. H., Pope, S. E., Taylor, P. D. and Wegner, J. F. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 73: 177-182.
- [17] Hels, T. and Buchwald, E. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99:331-340.
- [18] van der Grift, E.A. 2005. Defragmentation in the Netherlands: A Success Story? *GAIA* 14(2): 144 –147.
- [19] Trocme, M. 2006. The Swiss defragmentation program—reconnecting wildlife corridors between the Alps and Jura: an overview. In: *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*. Irwin, C. L., Garrett, P. and McDermott, K. P. (Eds.), pp. 144-149. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC.
- [20] Roedenbeck, I. A., Fahrig, L., Findlay, C. S., Houlahan, J. E., Jaeger, J. A. G., Klar, N., Kramer-Schadt, S. and Van der Grift, E. A. 2007. The Rauschholzhausen Agenda for Road Ecology. *Ecology and Society* 12(1): 11.
<http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art11/>
- [21] van der Grift, E. A., van der Ree, R., Fahrig, L., Findlay, S., Houlahan, J., Jaeger, J. A. G., Klar, N., Madriñan, L.F. and Olson, L. 2013. Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodiversity and Conservation* 22:425–448.

- [22] Fraser, L. H., Henry, H. A. L., Carlyle, C. N., White, S. R., Beierkuhnlein, C., Cahill Jr, J. F., Casper, B. B., Cleland, E., Collins, S. L., Dukes, J. S., Knapp, A. K., Lind, E., Long, R., Luo, Y., Reich, P. B., Smith, M. D., Sternberg, M. and Turkington, R. 2013. Coordinated distributed experiments: an emerging tool for testing global hypotheses in ecology and environmental science. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11(3): 147–155, doi:10.1890/110279.
- [23] Rytwinski, T., van der Ree, R., Cunnington, G. M., Fahrig, L., Findlay, C. S., Houlahan, J., Jaeger, J. A. G., Soanes, K. and van der Grift, E. A. 2015. Experimental study designs to improve the evaluation of road mitigation measures for wildlife. *Journal of Environmental Management* 154: 48-64.
- [24] Gunson, K., Mountrakis, G. and Quackenbush, L. J. 2011. Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of Environmental Management* 92:1074-1082.
- [25] Ciocheti, G. 2014. *Spatial and temporal influences of road duplication on wildlife road kill using habitat suitability models*. São Carlos, UFSCar, 82p.
- [26] Ascensão, F., Clevenger, A., Santos-Reis, M., Urbano, P. and Jackson, N. 2013. Wildlife–vehicle collision mitigation: Is partial fencing the answer? An agent-based model approach. *Ecological Modelling* 257: 36– 43.
- [27] Borda-de-Água, L., Grilo, C. and Pereira, H. M. 2014. Modeling the impact of road mortality on barn owl (*Tyto alba*) populations using age-structured models. *Ecological Modelling* 276: 29–37.

- [28] Karlson, M., Mörtberg, U., Balfors, B. 2014. Road ecology in environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 48: 10–19.
- [29] Gonçalves, L. O. 2012. *Avaliações de impacto ambiental de rodovias: as perguntas estão sendo respondidas?* Trabalho de Conclusão de Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas, UFRGS. 24p.
- [30] Landim, S. N. T. and Sánchez, L. E. 2012. The contents and scope of environmental impact statements: how do they evolve over time? *Impact Assessment and Project Appraisal* 30(4):217–228.
- [31] Ferraz G. 2012. Twelve Guidelines for Biological Sampling in Environmental Licensing Studies. *Natureza & Conservação* 10(1):20-26.
- [32] Pope, J., Bond, A., Morrison-Saunders, A., Retief, F. 2013. Advancing the theory and practice of impact assessment: Setting the research agenda. *Environmental Impact Assessment Review* 41: 1–9.
- [33] Wiens, J. A. and Parker, K. R. 1995. Analyzing the Effects of Accidental Environmental Impacts: approaches and assumptions. *Ecological Applications* 5(4):1069-1083.
- [34] Yoccoz, N. G., Nichols, J. D. and Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 446–453.
- [35] Ferraz. G., Marinelli, C. E. and Lovejoy, T. E. 2008. Biological Monitoring in the Amazon: Recent Progress and Future Needs. *Biotropica* 40(1): 7–10.
- [36] Cramer, P. C., Gifford, S., Crabb, B., McGinty, C., Ramsey, D., Shilling, F., Kintsch, J., Gunson, K. and Jacobson, S. 2014. *Methodology for Prioritizing Appropriate Mitigation*

- Actions to Reduce Wildlife-Vehicle Collisions on Idaho Highways*. Report No. FHWA-ID-14-229. 280p.
- [37] Huijser, M. P., Fuller, J., Wagner, M. E., Hardy, A. and Clevenger, A. P. 2007. *National Cooperative Highway Research Program Synthesis 370: Animal–Vehicle Collision Data Collection, A Synthesis of Highway Practice*. Transportation Research Board, Washington, D.C.
- [38] Lewinsohn, T. M., Attayde, J. L., Fonseca, C. R., Ganade, G., Jorge, L. R., Kollmann, J., Overbeck, G. E., Prado, P. I., Pillar, V. D., Popp, D., da Rocha, P. L. B., Silva, W. R., Spiekermann, A., and Weisser, W. W. 2014. Ecological literacy and beyond: Problem-based learning for future professionals. *AMBIO* DOI 10.1007/s13280-014-0539-2.
- [39] Lauxen, M. S. 2012. *A mitigação dos impactos de rodovias sobre a fauna: Um guia de procedimentos para tomada de decisão*. Monografia (Especialização em Diversidade e Conservação da Fauna). Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 146 p.
- [40] Coelho, A. V. P., Coelho, I. P., Teixeira, F. Z. and Kindel, A. 2011. *Spatial Evaluation of Road Mortality Software – User’s Manual v1.1*. UFRGS. 23p.

**The need to improve and integrate science and environmental licensing to mitigate
wildlife mortality on roads in Brazil**

Fernanda Zimmermann Teixeira^{1,2,4}, Igor Pfeifer Coelho^{1,2}, Mozart Lauxen^{2,3}, Isadora Beraldi
Esperandio^{1,2}, Sandra Maria Hartz^{1,2} and Andreas Kindel^{1,2}

1 – Programa de Pós Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
Porto Alegre, RS, Brasil.

2 – Núcleo de Ecologia de Rodovias e Ferrovias, Departamento de Ecologia, Universidade
Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

3 – Núcleo de Licenciamento Ambiental, IBAMA, Porto Alegre, RS, Brasil.

4 – Programa de Pós Graduação em Ensino em Ciências, Ambiente e Sociedade,
Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

Corresponding author: Fernanda Zimmermann Teixeira, email fernandazteixeira@gmail.com

Abstract

While the expansion of the transportation network is one of the most important threats to tropical ecosystems, existing roads and their upgrading are also important issues in Brazil. In this paper we focus on the existing road network and its impacts on wildlife mortality and isolation and highlight three recommendations that should be pursued as ways of achieving effective mitigation for road mortality and the barrier effects of roads: the improvement of research, improvement of environmental impact assessment and the integration between both. Research that is oriented towards investigating practical needs is likely to increase the influence of road ecology in decision making processes related to the impacts of roads and traffic, including the environmental licensing of roads. Assessments that are well planned and focused increase the influence of these studies on road planning, especially when studies with strong inference are carried out. However, only improving environmental assessments and research will not be enough to make environmental licensing more effective: there is a need for integration among professionals involved in road construction, biodiversity management and conservation for better regulations and enforcement. The goals presented here to increase the effectiveness of the mitigation of road impacts on wildlife call for the involvement and contribution of different professionals related to this subject.

Key words Applied research; environmental impact assessment; study design; road ecology; capacity building

An opportunity to mitigate road impacts on wildlife

Large investments in transportation are occurring worldwide, but are more pronounced in developing nations and tropical regions, such as in the Amazon basin in South America, Congo basin in Africa and in Southeast Asia [1]. The expansion of road networks to once roadless areas open up regions for deforestation, illegal hunting and human occupation [2]. While network expansion through the construction of new roads is one of the most important threats to the tropics, in Brazil we are experiencing also huge investments on road pavement and upgrading of the existing transportation network, further impacting large extensions of the remaining ecosystems in all country.

Roads are the main way of transportation in Brazil, achieving almost 60% of load and 96% of passenger transportation. In 2010, the Brazilian road network was around 1.6 million kilometers long, and about 86% of which were unpaved roads [3]. The major expansion of the road network in the country happened between 1960 and 1980 [4], before the legal obligation of environmental impact assessments, since 1986. Since 2007 the federal government invested in 11,565 km of roads (and investments in more 7,002 km are still in progress) through the Growing Acceleration Program (Programa de Aceleração do Crescimento, PAC) for improvement and construction of roads [5, 6]. The number of vehicles in Brazil grew enormously from 29 million in 2000 (one vehicle for each 5.88 inhabitants) to 85 million in 2014 (one vehicle for each 2.38 inhabitants) [7, 8], an increase turbinated by government subsidies to car industry and tax reductions for purchase of new vehicles.

We have now an urgent need to take action on mitigating road impacts on wildlife in Brazil and certainly too in other tropical countries that are experiencing an expansion of their road network. In Brazil at the same time that the number of vehicles has more than doubled and the government invested more than 70 billion dollars on transportation, road ecology is becoming a consolidated research field in the country, and new legal instruments were created both to obligate the evaluation of the impacts of existing roads, and to regulate environmental impact assessments on the network expansion. This scenario creates an opportunity to rethink and improve our actions to mitigate road impacts on wildlife.

Laurance et al. [9] present recommendations for reducing the global environmental impacts of road expansion by focusing on avoiding the first cut, enhancing the environmental responsibility of financial institutions, using better decision tools and improving engagement. In this paper we focus on the existing road network and its impacts on wildlife mortality and isolation. It is time to improve and increase the integration of science and environmental licensing in Brazil, and here we highlight three recommendations that should be pursued as ways of achieving effective mitigation for road mortality and isolation: the improvement of research, improvement of environmental impact assessment and the integration between both (Fig. 1).

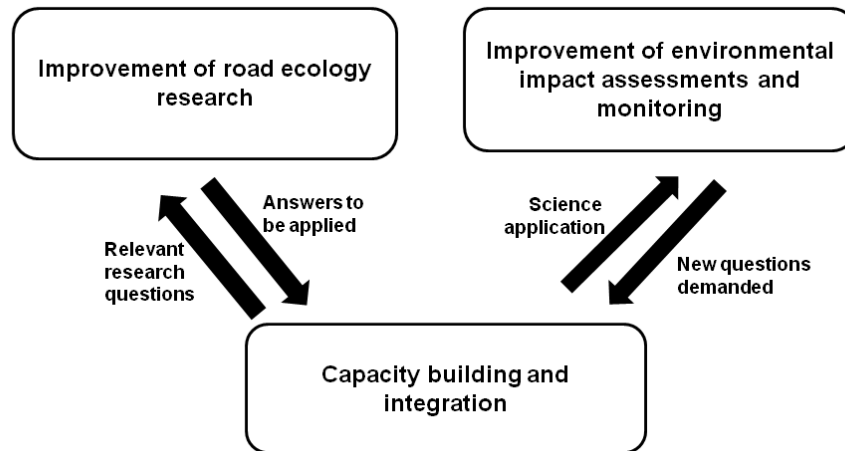


Fig. 1. Recommendations of improvement and integration that should be pursued as ways of achieving effective mitigation for wildlife mortality and isolation by roads in Brazil.

Priority research questions about wildlife mortality and isolation by roads

Research that is oriented towards investigating relevant and well formulated subjects may widen the influence of road ecology in decision making related to impacts of road mortality and isolation through the environmental licensing of roads. Listing priority research subjects can improve and diversify research, and here we explore three priority subjects related to wildlife mortality and isolation: cumulative effects of mortality on populations, spatial and temporal scales of road effects and the effectiveness of mitigation measures (Fig. 2).

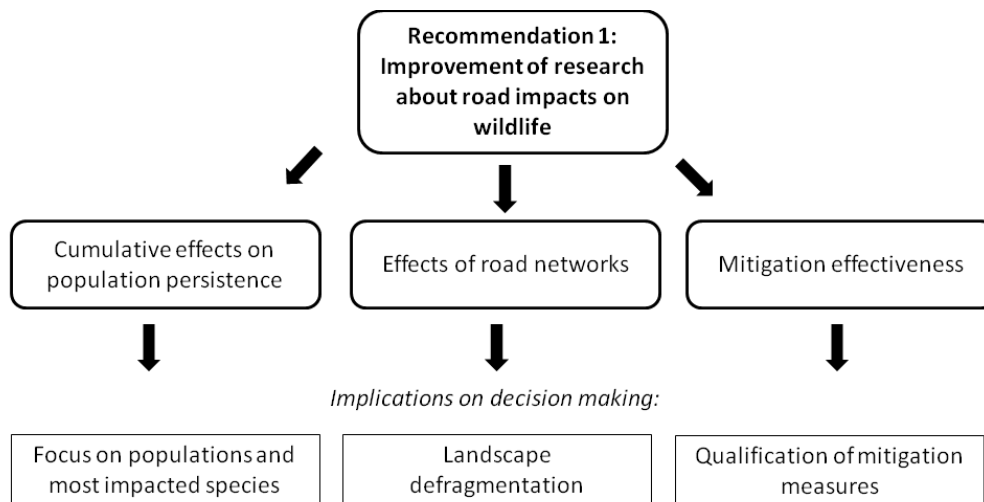


Fig. 2. Implications of improving research about road impacts on wildlife mortality and isolation to better decision making.

The first Brazilian studies on wildlife mortality on roads described species richness and road-kill numbers without much attention to study design and methodology [10]. Recent studies are more robust in data collection and in inferences about road mortality (e.g. [11, 12]), and explore methodological issues related to the assessment of this impact [13, 14]. However, Brazilian studies about road mortality usually assess this impact only at the individual level and little is known about effects of road mortality on population persistence. For example, if road mortality is compensated by the decrease in other sources of mortality in the population, road mortality may not affect population persistence. On the other hand, if road mortality is additive, the population effect may be much more intense than predicted just by road-kill numbers. Demographic bias was demonstrated for some groups, such as turtles, that suffer higher mortality of reproductive females in North America, changing population

structure [15]. Also, looking at the effects on populations and on per capita mortality may indicate cases in which higher road mortality is not the best indicator of where mitigation is needed (e.g. [16]). Another methodological approach is estimating the probability of an individual being killed when crossing the road [17] and evaluating if this is a good indicator of effects at the population level.

The second priority subject is the effect of roads at different spatial and temporal scales. Road ecology studies are usually restricted to local effects of road segments, and do not consider the effects of road networks, such as cumulative mortality and connectivity loss. An evaluation of the whole transportation system may indicate priority zones for mitigating mortality and fragmentation based on the identification of the most impacted or most vulnerable areas, information especially important in the context of consolidated road networks. Countries like The Netherlands [18] and Switzerland [19] have been implementing programs to restore landscape connectivity based on regional or national assessments of the impacts of road networks. Population isolation and the mitigation of this road impact are usually assessed focusing on road segments and only rarely at a regional scale. However, considering a climate change reality poses a need to a cross scale approach, where studies focus are extended to broader temporal and spatial scales.

The third priority subject for investigation highlighted here is related to mitigation measures: are the measures implemented effective? This question brings the need to assess under what circumstances road mortality may be mitigated [20], to widen and improve the knowledge about mitigation measures, and the need for adequate evaluation of the

effectiveness of mitigation programs already implemented, always considering the aims established for each measure (mortality reduction and/or connectivity restoration, for example) [21]. Experimentally manipulating the characteristics of mitigation measures (such as wildlife passages) is an example of how scientific research may inform decision making on road ecology [22, 23].

Research questions may be addressed through the use of predictive models. Predictive models are especially interesting due to the challenge of predicting impacts in advance and planning mitigation measures before road construction, situations where different scenarios and alternatives can be theoretically explored. The large extension of road networks is the best justification to test predictive models and their capacity of extrapolation, for example, in the identification of road sections with higher mortality risk and priority road segments for mitigation. Predictive models on road mortality have been developed in recent years [24], including in Brazil [11, 25], but they were never extrapolated to different roads or to the road network. Also, methodological approaches to explore possible effects on populations can be developed using individual-based models (e.g. [26]) and population models (e.g. [27]).

Improving environmental impact assessments and monitoring of road impacts

Environmental impact assessments are one of the best strategies to identify, predict, mitigate and compensate the negative effects of roads on biodiversity [28]. However, environmental licensing has been a target for critics from academy in Brazil due to the lack of clear objectives and poor methodological quality to evaluate impacts [30, 31]. For example, Gonçalves [29] observed that EIAs for road upgrading usually do not explore road

mortality data to help define mitigation measures. Environmental licensing also suffers criticism from government sectors and construction companies. Usually there are delays in road construction due to poor financial planning and execution of road projects, and also cases of fraud. However, some stakeholders and companies claim these delays are due to unjustifiable environment prerequisites, as a clear strategy to decrease the environmental obligations in licensing. Instead of turning this important tool (EIA) in a fragile bureaucratic step, it is necessary to invest in its improvement, aiming for studies and technical analyses with better quality and for an increase in EIA effectiveness in support of decision making. The lack of effectiveness in environmental impact assessments is a threat that may result in people perceiving these studies as a barrier to development [32], when they should be an instrument for territory management and prevention of environmental degradation.

In Brazil, road construction, paving and widening can only be carried out after the emission of environmental licenses (Complementary Law 6938/1981 and CONAMA Resolutions 001/1986 and 237/1997). Since the major expansion of roads in the country occurred before that obligation [4], only recently the federal government emitted a new legal instrument to require the assessment of environmental impacts of 55,000 kilometers of existing national paved roads that were constructed before 1986 (Program of Environmentally Sustainable Federal Roads, created by Interministerial Regulation 423/ 2011, revoked and substituted by Interministerial Regulation 288/2013 with licensing procedures defined by MMA Regulations 420/2011 and 289/2013).

A large amount of environmental impact assessments of roads have poor study designs and are only focused on lists of species present, including road-killed species or those using wildlife passages, instead of also investigating variations on mortality rates or population isolation in space and time [10] and the consequences of these changes to population persistence, for example, through population viability analysis [e.g. 27]. Many different study designs may be implemented for environmental impact assessments [33], and the application of before-after study designs in treatment and reference areas (controls) is rare in environmental impact assessments. Assessments that are well planned and focused increase the influence of these studies on decision making about road planning, especially when relevant questions are answered through the development of studies with strong inference [20] (Fig. 3).

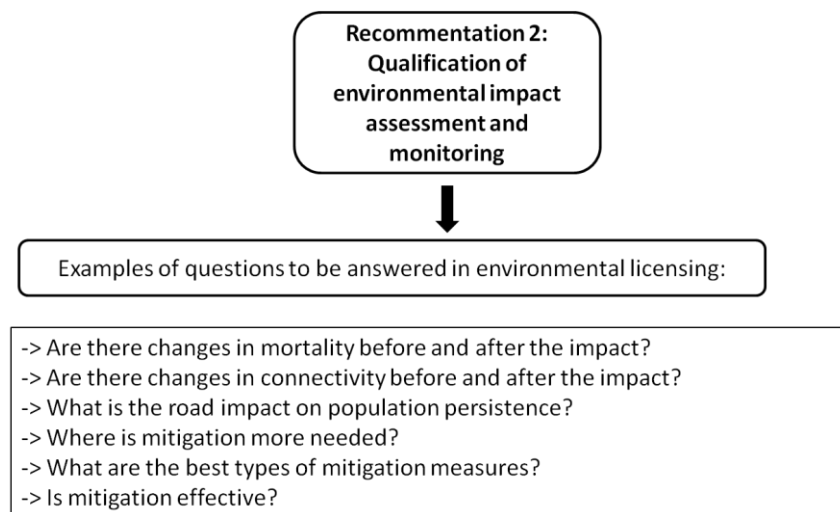


Fig. 3. Examples of questions to be answered during environmental licensing.

Increasing the quality of environmental impact assessments depends on stronger regulations, such as good terms of reference to guide studies, indicating the questions that should be addressed. According to Landim and Sánchez [30], new laws ruling environmental licensing are responsible for increase in the quality of studies, followed by an increase in regulation by environmental agencies.

Besides the need to evaluate the impacts of roads already constructed, a new legal instruction was published by the federal licensing agency (Brazilian Institute of the Environment and Renewable Natural Resources - IBAMA) to determine a protocol for data collection during environmental impact assessments of roads (Normative Instruction - IN 13/2013). Although this new legal instruction represents an important step in discussing study design for environmental impact assessments of roads, it has been criticized by scientists and managers due to the difficulties in accomplishing all requirements and the lack of clarity about which questions should be answered, with a focus on biodiversity inventory instead of focusing on actual impact assessment.

Yoccoz et al. [34] point out three questions that should be considered during the planning of monitoring programs, which are valid also for environmental impact assessments specially in the construction of the terms of reference: why collect data, what type of data should be collected and how data should be collected and analyzed. Ferraz [31] argues that data collection during environmental impact assessments should be orientated by a previous list of possible impacts with clear stated questions, and data should only be collected after justifying why collecting them. The collection of large amounts of data without well thought-

out questions to be answered may generate information about biodiversity, but cannot serve as a basis for a qualified decision making [35] about road impacts and how to mitigate them, the main concern of environmental impact assessments.

Although mitigation measures have been installed in many Brazilian roads, both the planning of measures and the monitoring of their effectiveness are incipient and usually carried out with inadequate sampling and analysis [29]. The lack of information to indicate the best locations and types of mitigation may result in reduction of its effectiveness, wasting money and losing credibility before stakeholders. The implementation of mitigation measures should be supported by studies related to mitigation goals, which will indicate the best type and location for management actions. Mitigation goals should be linked to types of road impact assessed, such as reducing mortality and/or increasing connectivity. Some best practices guides indicate issues that should be addressed to plan mitigation and present valuable information to decide among different mitigation options [e.g. 36, 37]. The elaboration of best practice manuals should be supported focused on developing countries and tropical regions, in order to guide improvements in the design of environmental impact assessments and monitoring, and orientate which questions should be addressed in environmental studies.

Mitigation planning should be followed by a systematic monitoring to evaluate its effectiveness, with a robust study design, the selection of target species and good evaluation criteria [21]. Evaluation criteria for mitigation effectiveness need to be directly related to mitigation goals and assess if road impacts identified were actually mitigated. This can only

be carried out if monitoring programs are oriented by clearly defined questions and data are collected for the right parameters. For example, well designed monitoring programs can assess if mitigation measures developed based on experiences from other countries are ideal for Brazilian wildlife. Most wildlife passages and fences are built targeting large animals and the majority of Brazilian wildlife is of small to medium sizes. Brazil has a huge diversity of anurans that may be impacted by roads [11], with many species of tree frogs, and fences built to avoid that these animals reach the road may need some adaptations to be more effective.

Mechanisms to promote integration among institutions and capacity building

Only improving research and environmental assessments will not be enough to make environmental licensing more effective: there is a need for integration among all stakeholders. Individual qualification must be accompanied by integration among professionals involved in road construction, biodiversity research, management and conservation (Fig. 4). Road ecology researchers should be worried about answering questions relevant for diminishing road impacts on wildlife, while consultants and decision makers from environmental agencies should be familiar with these studies and should demand new questions to be addressed by researchers. Transportation agencies and road builders should interact with other professionals involved, exchanging information about the feasibility of the proposed actions and the need to adapt proposals and to integrate the concern about environmental impacts with issues about traffic efficiency and safety. A step in this direction is the construction of a National Action Plan (PAN – Plano de Ação Nacional,

in Portuguese) for the conservation of wildlife affected by roads, involving environmental and road managers, consultants and researchers, who established several goals related to public policies, research and capacity building.

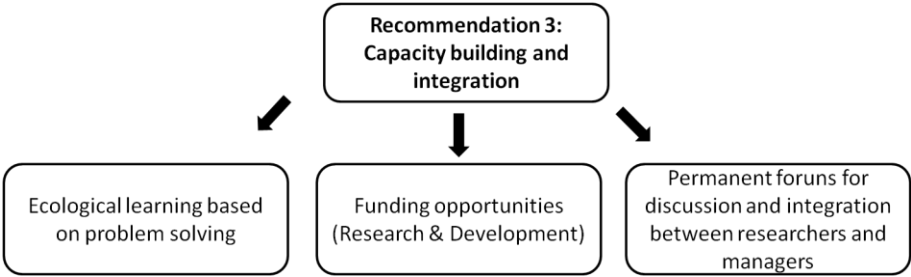


Fig. 4. Proposals for the integration between academic researchers, consultants and environmental and road managers.

The improvement of both research and environmental licensing needs investments on capacity building. The professional formation of researchers, consultants and environmental managers should include discussion about the integration among these three sectors, because these are the professionals directly involved in research and licensing. To incorporate an approach oriented by potential road impacts, it is needed to identify knowledge gaps, specific questions to be answered in each study and their relation with each management decision available. The improvement of study designs (both requested by environmental agencies and employed by consultants and researchers) depends on a better academic training of these professionals. Lewinsohn et al. [38] point out that the low level of ecological knowledge presented by different professionals results in ecological knowledge not being applied to environmental problem solving. These authors argue that universities should focus teaching of ecology on the problem solving, instead of focusing on concepts.

Resolving environmental problems and narrowing the gap between academic knowledge and the information needed in decision making demands multi and interdisciplinary involvement [38]. A strategy to integrate these professionals may be through short courses or workshops focused on environmental problem solving, offered by experienced researchers, managers and consultants for continued capacity building.

The integration of the different professionals involved is a fundamental issue to the success of mitigation and prevention of road impacts on wildlife. The organization of permanent forums with frequent discussion about knowledge gaps and the proposition of actions for all professionals involved is a way of increasing integration in the planning level. Centralized databases should be adopted by researchers, environmental agencies and consultants as repository for their data. Research and managers should carry out an evaluation of which questions can be answered with data already collected and if there is a demand for the collection of new data to explore knowledge gaps.

Another strategy is to create funding opportunities for research and capacity building related to specific questions that should be addressed in road ecology. Since investments in transportation infrastructure are a priority for the Brazilian national government, the destination of financial resources to improve environmental decision making also should be a priority. The companies responsible for Brazilian toll roads should invest part of the companies' profit in Research and Development (R&D) but currently this funding is limited to engineering and road technology projects. The recognition of environmental research

projects as an additional funding priority is an example of available mechanisms to increase financial support to sound decision making in road planning and operation.

Final considerations

The goals presented here to increase the effectiveness of the mitigation of road impacts on wildlife call for the involvement and contribution of different professionals related to this subject. In recent years, environmental agencies have been discussing their procedures for environmental impact assessments and some improvements already occurred, like new regulations and changes in reference terms for licensing studies, but there is still a lot to be done. Also, research groups investigating road ecology issues in Brazil are already responsible for important initiatives for integration, such as the creation of an online guide about mitigation measures for consultants [39], the development of a free software for analysis of road mortality to be used in environmental impact assessments [40] and a mobile app for citizen science collection of road-kill data (Urubu mobile, available at http://cbee.ufla.br/portal/sistema_urubu/).

We focused the discussion of the goals we presented here in the need for mitigating road mortality and isolation of wildlife populations, but the subjects explored here could also be applied to other impacts of roads (such as pollution) or even to the impact of other human structures (such as power lines and dams). As an example, the impacts of railroads on wildlife are poorly investigated, not only in Brazil, and many questions presented here are also of great relevance for research and environmental impact assessments of railroads.

Brazil, a country known for its megadiversity, is undergoing an expansion of the road network and, differently from previous decades, has now the legal obligation of mitigating these impacts. The recent obligation of regularizing roads already constructed to reduce their impacts is the best moment we have to improve research and put scientific knowledge into practice, through an integration of ecological issues with socioeconomic and traffic safety issues. We believe that putting these goals in practice will be an enormous step to the development of an environmental friendly transportation system in Brazil.

Acknowledgements

To C. B. Grilo, F. G. Becker, L. O. Gonçalves, M. J. Pereira, R. Dobrovolski, and M. Huijser for commenting a previous version of this manuscript. F.Z.T. and I.P.C. received scholarships from Capes and S.M. Hartz received a scholarship from CNPq (304820/2014-8) during the development of this study.

References

- [1] Laurance, W. F. and Balmford, A. 2013. A global map for road building. *Nature* 495: 308-309.
- [2] Laurance, W. F., Albernaz, A. K. M., Schroth, G., Fearnside, P. M., Bergen, S., Venticinque, E. M. and Costa, C. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* 29:737–748.

- [3] Central Intelligence Agency (CIA), 2013. *The world fact book 2013-2014*. CIA. Washington. DC. Available from <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/fields/2085.html#xx> (accessed 11 September 2015).
- [4] Bager, A. and Fontoura, V. 2012. Ecologia de estradas no Brasil – Contexto histórico e perspectivas futuras. In: *Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas*. Bager, A. (Ed.), pp. 13-34. UFLA, Lavras.
- [5] PAC. 2010. *Programa de Aceleração do Crescimento*. 11º Balanço Completo do PAC - 4 anos (2007 a 2010). <http://www.pac.gov.br/sobre-o-pac/publicacoesnacionais>
- [6] PAC2. 2014. *Programa de Aceleração do Crescimento*. [11º Balanço do PAC2 \(2011 a 2014\)](http://www.pac.gov.br/sobre-o-pac/divulgacao-do-balanco). <http://www.pac.gov.br/sobre-o-pac/divulgacao-do-balanco>
- [7] DENATRAN. 2014. <http://www.denatran.gov.br/frota.htm>
- [8] IBGE. 2014. <http://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>
- [9] Laurance, W. F., Peletier-Jellema, A., Geenen, B., Koster, H., Verweij, P., Van Dijck, P., Lovejoy, T. E., Schleicher, J. and Van Kuijk, M. 2015. Reducing the global environmental impacts of rapid infrastructure expansion. *Current Biology* 25: R255–R268.
- [10] Dornas, R. A. P., Kindel, A., Bager, A. and Freitas, S. R. 2012. Avaliação da mortalidade de vertebrados em rodovias no Brasil. In: *Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas*. Bager, A. (Ed.), pp.139-152. UFLA, Lavras.
- [11] Coelho, I. P., Teixeira, F. Z., Colombo, P., Coelho, A. V. P. and Kindel, A. 2012. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Environmental Management* 112: 17-26.

- [12] Rosa, C. A. and Bager, A. 2012. Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. *Journal of Environmental Management* 97:1-5.
- [13] Teixeira, F. Z., Coelho A. V. P., Esperandio, I. B. and Kindel, A. 2013 Vertebrate road mortality estimates: effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation* 157:317–323.
- [14] Ratton, P., Secco, H. and Rosa, C. A. 2014. Carcass permanency time and its implications to the roadkill data. *European Journal of Wildlife Research* 60:543-546.
- [15] Steen, D. A. and Gibbs, J. P. 2004. Effects of roads on the structure of freshwater turtle populations. *Conservation Biology* 18(4):1143-1148.
- [16] Fahrig, L., Pedlar, J. H., Pope, S. E., Taylor, P. D. and Wegner, J. F. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 73: 177-182.
- [17] Hels, T. and Buchwald, E. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99:331-340.
- [18] van der Grift, E.A. 2005. Defragmentation in the Netherlands: A Success Story? *GAIA* 14(2): 144 –147.
- [19] Trocmé, M. 2006. The Swiss defragmentation program—reconnecting wildlife corridors between the Alps and Jura: an overview. In: *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*. Irwin, C. L., Garrett, P. and McDermott, K. P. (Eds.), pp. 144-149. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC.

- [20] Roedenbeck, I. A., Fahrig, L., Findlay, C. S., Houlihan, J. E., Jaeger, J. A. G., Klar, N., Kramer-Schadt, S. and Van der Grift, E. A. 2007. The Rauschholzhausen Agenda for Road Ecology. *Ecology and Society* 12(1): 11.
<http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art11/>
- [21] van der Grift, E. A., van der Ree, R., Fahrig, L., Findlay, S., Houlihan, J., Jaeger, J. A. G., Klar, N., Madriñan, L.F. and Olson, L. 2013. Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodiversity and Conservation* 22:425–448.
- [22] Fraser, L. H., Henry, H. A. L., Carlyle, C. N., White, S. R., Beierkuhnlein, C., Cahill Jr, J. F., Casper, B. B., Cleland, E., Collins, S. L., Dukes, J. S., Knapp, A. K., Lind, E., Long, R., Luo, Y., Reich, P. B., Smith, M. D., Sternberg, M. and Turkington, R. 2013. Coordinated distributed experiments: an emerging tool for testing global hypotheses in ecology and environmental science. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11(3): 147–155, doi:10.1890/110279.
- [23] Rytwinski, T., van der Ree, R., Cunningham, G. M., Fahrig, L., Findlay, C. S., Houlihan, J., Jaeger, J. A. G., Soanes, K. and van der Grift, E. A. 2015. Experimental study designs to improve the evaluation of road mitigation measures for wildlife. *Journal of Environmental Management* 154: 48-64.
- [24] Gunson, K., Mountrakis, G. and Quackenbush, L. J. 2011. Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of Environmental Management* 92:1074-1082.

- [25] Ciocheti, G. 2014. *Spatial and temporal influences of road duplication on wildlife road kill using habitat suitability models*. São Carlos, UFSCar, 82p.
- [26] Ascensão, F., Clevenger, A., Santos-Reis, M., Urbano, P. and Jackson, N. 2013. Wildlife–vehicle collision mitigation: Is partial fencing the answer? An agent-based model approach. *Ecological Modelling* 257: 36–43.
- [27] Borda-de-Água, L., Grilo, C. and Pereira, H. M. 2014. Modeling the impact of road mortality on barn owl (*Tyto alba*) populations using age-structured models. *Ecological Modelling* 276: 29–37.
- [28] Karlson, M., Mörtberg, U., Balfors, B. 2014. Road ecology in environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 48: 10–19.
- [29] Gonçalves, L. O. 2012. *Avaliações de impacto ambiental de rodovias: as perguntas estão sendo respondidas?* Trabalho de Conclusão de Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas, UFRGS. 24p.
- [30] Landim, S. N. T. and Sánchez, L. E. 2012. The contents and scope of environmental impact statements: how do they evolve over time? *Impact Assessment and Project Appraisal* 30(4):217–228.
- [31] Ferraz G. 2012. Twelve Guidelines for Biological Sampling in Environmental Licensing Studies. *Natureza & Conservação* 10(1):20-26.
- [32] Pope, J., Bond, A., Morrison-Saunders, A., Retief, F. 2013. Advancing the theory and practice of impact assessment: Setting the research agenda. *Environmental Impact Assessment Review* 41: 1–9.

- [33] Wiens, J. A. and Parker, K. R. 1995. Analyzing the Effects of Accidental Environmental Impacts: approaches and assumptions. *Ecological Applications* 5(4):1069-1083.
- [34] Yoccoz, N. G., Nichols, J. D. and Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 446–453.
- [35] Ferraz, G., Marinelli, C. E. and Lovejoy, T. E. 2008. Biological Monitoring in the Amazon: Recent Progress and Future Needs. *Biotropica* 40(1): 7–10.
- [36] Cramer, P. C., Gifford, S., Crabb, B., McGinty, C., Ramsey, D., Shilling, F., Kintsch, J., Gunson, K. and Jacobson, S. 2014. *Methodology for Prioritizing Appropriate Mitigation Actions to Reduce Wildlife-Vehicle Collisions on Idaho Highways*. Report No. FHWA-ID-14-229. 280p.
- [37] Huijser, M. P., Fuller, J., Wagner, M. E., Hardy, A. and Clevenger, A. P. 2007. *National Cooperative Highway Research Program Synthesis 370: Animal–Vehicle Collision Data Collection, A Synthesis of Highway Practice*. Transportation Research Board, Washington, D.C.
- [38] Lewinsohn, T. M., Attayde, J. L., Fonseca, C. R., Ganade, G., Jorge, L. R., Kollmann, J., Overbeck, G. E., Prado, P. I., Pillar, V. D., Popp, D., da Rocha, P. L. B., Silva, W. R., Spiekermann, A., and Weisser, W. W. 2014. Ecological literacy and beyond: Problem-based learning for future professionals. *AMBIO* DOI 10.1007/s13280-014-0539-2.
- [39] Lauxen, M. S. 2012. *A mitigação dos impactos de rodovias sobre a fauna: Um guia de procedimentos para tomada de decisão*. Monografia (Especialização em Diversidade e

Conservação da Fauna). Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 146 p.

[40] Coelho, A. V. P., Coelho, I. P., Teixeira, F. Z. and Kindel, A. 2011. *Spatial Evaluation of Road Mortality Software – User’s Manual v1.1*. UFRGS. 23p.

CAPÍTULO 2

COMO HOTSPOTS DE ATROPELAMENTOS SÃO IDENTIFICADOS? UMA REVISÃO

[CHAPTER 2: HOW ROAD-KILL HOTSPOTS ARE IDENTIFIED? A REVIEW]

**Manuscript to be submitted to Transportation Research: Part D – Transport and
Environment**

Como hotspots de atropelamentos são identificados? Uma revisão

Fernanda Z. Teixeira¹, Jochen A. G. Jaeger², Andreas Kindel¹, Sandra Hartz¹

1 – Programa de Pós Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

2 – Department of Geography and the Environment, Concordia University, Montreal, ON, Canada.

Corresponding author: Fernanda Zimmermann Teixeira, Programa de Pós Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, setor IV, prédio 434222, Caixa Postal 15007, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil. Email:

fernandazteixeira@gmail.com

Principais pontos

- Um grande número de estudos explora o padrão espacial de atropelamentos de fauna
- Diferentes tipos de métodos estão sendo usados para explorar *hotspots* de atropelamentos
- Detecção de agrupamentos e identificação de *hotspots* são os dois tipos de análises empregadas
- A análise de *hotspots* deve ser restrita à rede viária
- Uma avaliação da performance dos métodos é necessária

Resumo

Mortalidade causada por colisões entre veículos e animais é apontada como mais importante do que o evitamento da rodovia para a persistência das populações, com efeitos importantes na densidade populacional e na probabilidade e tempo de extinção das populações. Como a mortalidade tem grandes efeitos na persistência das populações, é lógico que o uso de *hotspots* de atropelamentos seja uma das abordagens preferidas para guiar a decisão de onde aplicar os investimentos de mitigação em uma rodovia. Se *hotspots* são identificados de maneira errada, muitos recursos são desperdiçados e a credibilidade da mitigação fica ameaçada. No caso particular de colisões entre animais e veículos, vários métodos já foram utilizados para descrever os padrões espaciais e localizar *hotspots*. Neste estudo, nós revisamos todos os métodos já publicados na literatura de ecologia de estradas e discutimos as vantagens e fraquezas destes métodos. Nós encontramos 46 artigos sobre colisões entre animais e veículos que definiram trechos de estrada com maior mortalidade, publicados entre 1985 e 2014. Os métodos usados nestes estudos foram divididos em duas classes: métodos para testar a presença de agrupamentos significativos de pontos de atropelamentos (usados em 23 estudos) e métodos usados para identificar a localização de *hotspots* de atropelamentos (usados em 40 estudos), e recomendamos que os estudos devem realizar estas duas fases de análise para explorar o padrão espacial dos atropelamentos. Nós sugerimos que seria importante realizar estudos para avaliar o desempenho destes métodos com base em dados simulados.

Palavras-chave teste de agrupamento, identificação de *hotspots*, priorização de mitigação, ecologia de estradas, tendências de publicação

Introdução

A mortalidade de animais em rodovias devido a colisões com veículos já foi registrada para um grande número de espécies, e estudos de algumas destas espécies apontam que os atropelamentos atingem porções consideráveis das populações (e.g. 10% de sapos marrons, Hels & Buchwald 2001; 49% de puma da Flórida, Maher et al. 1991). Atropelamentos já são considerados a maior causa direta de mortalidade de vertebrados terrestres ao redor do mundo (Forman & Alexander, 1998). A mortalidade causada por colisões com veículos é considerada mais importante do que o evitamento de estradas para a persistência das populações (Jackson & Fahrig, 2011), com efeitos importantes na densidade populacional (Fahrig & Rytwinski, 2009) e na probabilidade e tempo de extinção das populações (Jaeger & Fahrig, 2004).

Diferentes abordagens têm sido usadas para qualificar o planejamento de medidas mitigadoras da mortalidade, como por exemplo, gerando informações para decidir onde as medidas devem ser implementadas. A existência de agregações de atropelamentos (Ramp et al. 2005, Coelho et al. 2012) e a identificação de locais onde os animais cruzam a estrada (Grilo et al. 2012; Neumann et al. 2012) são usados para determinar locais onde a mitigação é mais necessária, enquanto que a identificação de conexões da paisagem ou corredores ecológicos obtidos a partir de modelos de conectividade podem ser usados para identificar áreas de movimentação animal dos animais e podem ser usados como indicadores de locais com maior taxas de travessias dos animais (Clevenger & Wierzchowski, 2006). Ainda, atributos da paisagem e da

rodovia associados aos atropelamentos podem ser usados para prever áreas com maior mortalidade ou travessias (Gunson et al. 2009). Como a mortalidade tem efeitos importantes sobre a persistência das populações (Jackson & Fahrig, 2011) é lógico que *hotspots* de atropelamentos sejam uma das ferramentas preferidas para guiar onde os recursos para mitigação serão investidos ao longo de uma rodovia (Taylor & Goldingay 2010).

Hotspots de atropelamentos podem ser definidos como áreas de alto risco para colisões entre veículos e animais em rodovias, devido à presença de agregações de atropelamentos (Gunson & Teixeira 2015). Se *hotspots* de atropelamentos são identificados erroneamente, uma grande quantidade de recursos pode ser desperdiçada e a credibilidade da mitigação será ameaçada, pois a mortalidade devido ao tráfego pode não ser mitigada. Neste caso particular de colisões entre veículos e animais, vários métodos foram usados para descrever os padrões espaciais de atropelamentos e localizar *hotspots*. Neste estudo nós revisamos todos os métodos publicados na literatura de ecologia de estradas e discutimos algumas vantagens e fraquezas destes métodos. A escolha por um bom método é um passo importante no planejamento dos estudos e esperamos que este trabalho seja um primeiro passo com informações para guiar pesquisas em ecologia de estradas.

Métodos

Seleção de artigos relevantes

Nós revisamos a literatura de *hotspots* de atropelamentos com um foco nos métodos usados para identificar esses *hotspots*. Nós selecionamos artigos que identificassem seções ao longo da rodovia com um alto número/densidade de atropelamentos ou alta probabilidade de colisões entre veículos e animais. Aqui nós estamos considerando *hotspots* identificados com base na distribuição de carcaças ao longo de uma rodovia, não incluindo *hotspots* definidos

por modelos preditivos a partir do habitat ou por opinião de especialistas (e.g. Clevenger et al. 2002, Lloyd et al. 2006). Ainda, não incluímos artigos que somente contavam o número de acidentes ao longo de uma estrada sem estipular um limiar para definir o que seria um trecho de maior mortalidade (*hotspot*).

Nós pesquisamos artigos revisados por pares publicados até abril de 2014 usando a base do *Google Scholar* e do *Web of Science*. Nós também incluímos manuscritos publicados nos anais da *International Conference on Ecology and Transportation* (disponíveis em www.icoet.net) e estudos que foram citados nas referências dos artigos já selecionados. As seguintes palavras-chave foram usadas na busca: *roadkill hotspots, roadkill aggregation, high roadkill sites, wildlife-vehicle collision, moose-vehicle collisions, deer-vehicle collision, road mortality hotspots, road mortality aggregation, road mortality clustering, roadkill blackspot, animal-vehicle collision hotspots, animal-vehicle collision aggregation, animal-vehicle collision clustering, animal-vehicle collision blackspot*.

Resultados

Encontramos 46 artigos sobre colisões entre veículos e animais que incluíam uma definição de trechos da estrada com maior mortalidade, publicados entre 1985 e abril de 2014 (Figura 1, Material Suplementar S1). Os métodos usados nestes estudos foram divididos em duas classes: métodos para testar a presença de agregações nos dados de atropelados (usados em 23 estudos) e métodos usados para identificar a localização dos *hotspots* de atropelamentos (usados em 40 estudos). Embora o estudo mais antigo (de 1985) estivesse preocupado em identificar a localização dos *hotspots* ao longo da rodovia, os métodos para testar a presença de agregações estiveram mais presentes em estudos mais antigos do que os métodos utilizados

para identificar a localização dos *hotspots*. Dos 46 estudos analisados, 17 utilizam ambos os tipos de análises (Material Suplementar S1).

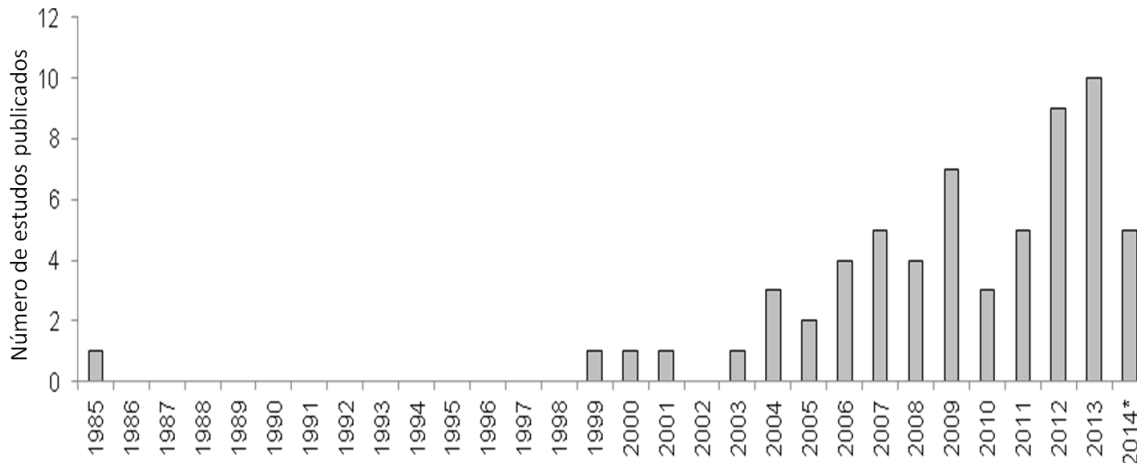


Figura 1. Número de estudos publicados por ano com análises para testar a presença de agregações ou para identificar a localização de *hotspots* de atropelamentos (o ano de 2014 foi considerado até abril).

Métodos usados para avaliar a ocorrência de agregações

Os 23 estudos que utilizaram métodos para testar a presença de agregações de dados de atropelamentos usaram quatro análises diferentes (Figura 2). A análise K de Ripley foi o método mais comum usado, aparecendo em 52% dos estudos que fizeram análises para testar a presença de agregação nos dados, seguida pela análise de vizinhos mais próximos.

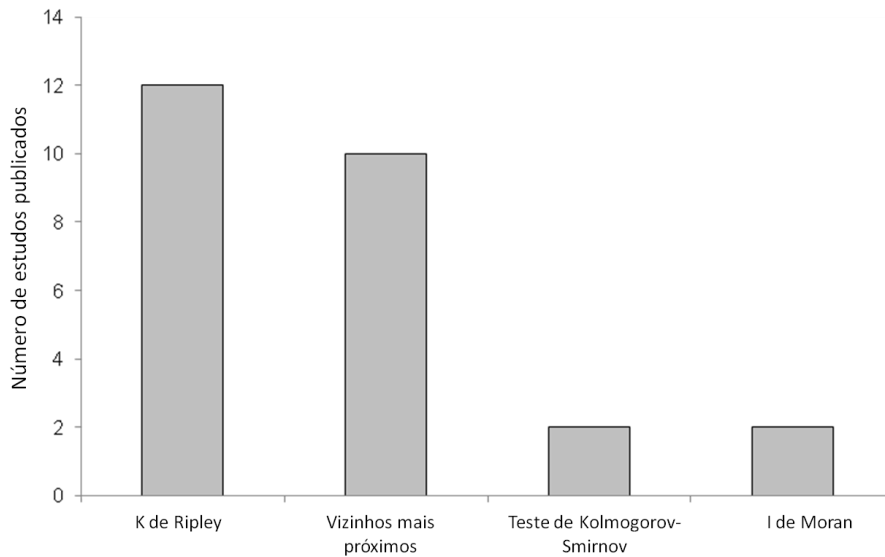


Figura 2: Número de estudos publicados com análise para testar a ocorrência de agregação nos dados de atropelamentos.

Análise K de Ripley ou função K de redes

A análise K de Ripley, também conhecida como função K de redes, é um método baseado em distâncias usado para avaliar a não aleatoriedade de eventos em distribuições espaciais ao longo de múltiplas escalas (Ripley 1981, Cressie 1991, Levine 2007). Esta função conta o número de atropelamentos dentro de círculos de raios crescentes centrados em cada um dos eventos, identificando se os eventos são significativamente agrupados ou dispersos (Okabe & Sugihara 2012).

Análise de vizinhos mais próximos

É um método baseado em distância que calcula a razão entre a distância média mais próxima para cada evento de atropelamento e distância média que seria esperada ao acaso. Se a distância média observada é menor do que a distância média aleatória, então os atropelamentos ocorrem mais próximos do que seria esperado ao acaso. Esses índices testam

se a distância mais curta de cada evento de atropelamentos até o evento mais próximo é significativamente curta ou longa, indicando agregação ou dispersão dos eventos de atropelamento (Okabe & Sugihara 2012).

Teste de Kolmogorov-Smirnov

É um teste não paramétrico usado para determinar se duas distribuições diferem, comparando eventos de atropelamento a uma distribuição uniforme ao longo do trecho da rodovia (Massey 1951).

I de Moran

Teste estatístico usado para avaliar o grau de autocorrelação espacial entre localizações adjacentes (Moran 1950). É utilizado para testar se o padrão espacial dos atropelamentos é agregado, disperso ou aleatório, baseado em um escore z e em um valor de p para calcular a significância estatística (Getis & Ord 1992).

Métodos usados para identificar a localização de *hotspots* ao longo de estradas

Os 40 estudos que identificaram a localização de *hotspots* de atropelamento ao longo dos trechos de rodovia utilizaram nove métodos diferentes (Figura 3). A análise de densidade de Kernel foi o método mais comum utilizado (37% dos estudos), seguida pela divisão da rodovia em trechos com a definição de um limiar (densidade simples) para a determinação de um *hotspot*.

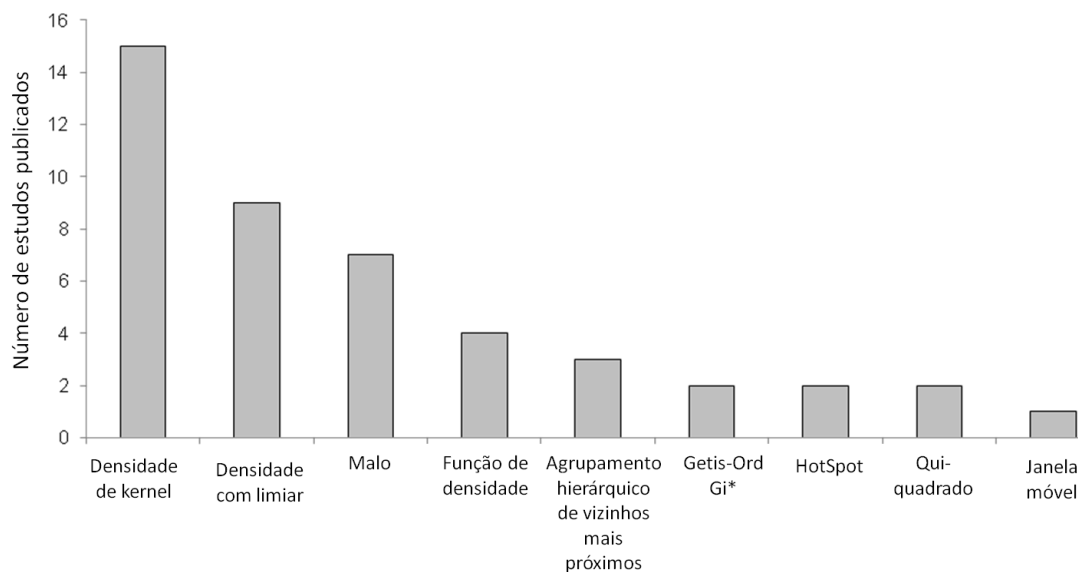


Figura 3: Número de estudos publicados com cada análise para a identificação da localização de *hotspots* de atropelamento ao longo de rodovias.

Estimativa de densidade de Kernel Gaussiana

A densidade de Kernel não é um método estatístico para quantificar agregações; ao invés disso, esta análise gera mapas de distribuições de densidade comparáveis. A densidade é calculada usando uma função móvel Gaussiana para valorar os eventos considerando sua proximidade com o centro da célula para calcular o índice de densidade (Bailey & Gatrell 1995). A área de influência é controlada pelo tamanho de banda do Kernel, sendo que tamanhos de banda maiores levam ao aumento da suavização da curva de densidades (Gatrell et al., 1996).

Densidade simples de atropelamentos (com um limiar)

O método mais simples de localização de *hotspots* é contar o número de atropelamento em trechos da rodovia e definir um número específico de atropelamentos como limiar para considerar um trecho como *hotspot*. Isto é análogo à criação de histogramas do número de

atropelamentos por quilômetro com um limiar (Okabe & Sugihara 2012). Neste caso nenhum teste estatístico é usado para avaliar a significância dos *hotspots*.

Método de Malo: número de colisões comparadas com uma distribuição de Poisson

Compara o padrão especial dos eventos de atropelamento com o padrão esperado em uma situação aleatória, na qual a probabilidade de colisões em cada trecho da rodovia seguiria uma distribuição de Poisson (Malo et al. 2004). Comparando o número de atropelamentos por trecho (os estudos revisados utilizaram trechos de 500 m ou 1 km) com uma distribuição de Poisson, é possível determinar o número de atropelamentos por trecho acima do qual a sua probabilidade de ocorrer numa situação aleatória seria, por exemplo, aproximadamente menor do que 2% ou 10% em casos de limiares de 0,98 ou 0,9, respectivamente, determinando o que seria um *hotspot*.

Agrupamento hierárquico de vizinhos mais próximos

Este método compara a distância entre pares de pontos à distância esperada em uma situação em que os pontos são distribuídos aleatoriamente em uma região e agrega estes grupos em pares que estão mais próximos uns dos outros. Este método pode agrupar eventos hierarquicamente em diferentes escalas (Levine 2007).

Análise de Identificação de HotSpot

A análise de Identificação de HotSpot compara o padrão espacial observado com aleatorizações dos dados considerando uma distribuição de probabilidades uniforme para determinar a significância estatística dos *hotspots*. Nesta análise, a rodovia é dividida em trechos de mesmo comprimento, um círculo é centrado em cada trecho e os eventos de atropelamento dentro deste círculo são contados. A soma é multiplicada por um fator de correção que considera o comprimento de rodovia dentro do círculo em cada posição,

resultando em um valor de intensidade de agregação para cada trecho. Para avaliar a significância desta intensidade, intervalos de confiança são gerados com base em simulações de Monte Carlo dos eventos de atropelamento (Coelho et al. 2011).

Função de densidade

Este método calcula a densidade de atropelamentos dentro de subregiões de mesma área. O número de eventos dentro de cada subregião é convertido em uma medida de intensidade pela divisão do número pela área de cada subregião. O resultado desta divisão indica como e se a intensidade do processo está mudando ao longo da rodovia (ESRI 2011).

Janela móvel

A análise de janela móvel é similar à análise de densidade de Kernel, mas com um formato diferente ao de uma Gaussiana. A janela (com tamanho definido pelo usuário) se move de atropelamento em atropelamento contando o número de eventos que caem dentro da área da janela (ESRI 2011).

Getis-Ord's G_i^*

Este método identifica agrupamentos de eventos autocorrelacionados (Getis & Ord 1992). A estatística Getis-Ord G_i^* identifica aqueles agrupamentos de pontos com valores de magnitude maiores do que seria esperado ao acaso. Esta análise testa a hipótese nula de que não há associação entre os valores de eventos de um local e de seus vizinhos, até uma determinada distância. Para esta análise os atropelamentos são contados em uma grade e o valor de G_i^* é calculado (ESRI 2011).

Qui-quadrado

O teste qui-quadrado é usado para determinar se há diferença significativa entre as frequências esperadas e observadas. A rodovia é dividida em trechos e o número de

atropelamentos em cada trecho é comparado com as frequências esperadas. Se há um número maior de atropelamentos em um trecho, este será considerado um *hotspot*.

Softwares disponíveis para análises de *hotspot*

Há muitos softwares disponíveis para a realização de análises de *hotspots*. O ArcGis (ESRI 2011) foi o software mais utilizado. Neste programa, funções de densidade e análise de janelas móveis foram realizadas usando a extensão *Spatial Analyst*, enquanto que a análise K de Ripley, a análise de vizinhos mais próximos e a função de densidade de Kernel foram realizadas usando a extensão *Spatial Analysis Along Networks* (SANET, Okabe et al. 2006). As análises de vizinhos mais próximos e de agrupamento hierárquico de vizinhos mais próximos foram realizadas no Crimestat (Levine 2007), e a análise K de Ripley e a análise de Identificação de HotSpot foram realizadas no software Siriema (Coelho et al. 2011). O programa R (R Development Core Team 2008) e o Matlab (The MathWorks 2012) também foram utilizados por autores que programaram as próprias análises.

Discussão

Nós identificamos um grande número de estudos preocupados com o padrão espacial de colisões entre veículos e animais, e diferentes tipos de métodos estão sendo empregados para explorar *hotspots* de atropelamento. Os autores dos trabalhos revisados focaram em *hotspots* de atropelamento usando abordagens desde somente dividir a rodovia em trechos e definir arbitrariamente um limiar até análises mais robustas para testar a ocorrência de agregações e identificar trechos de rodovias com maior intensidade de atropelamentos. O primeiro estudo

envolvendo esta temática foi desenvolvido 30 anos atrás, mas somente recentemente (especialmente nos últimos seis anos) o número de estudos explorando os padrões espaciais de atropelamentos aumentou fortemente. Embora seja esperado um maior número de estudos relacionado a *hotspots* de atropelamento em relatórios técnicos do que em artigos revisados por pares, nós não acreditamos que novos métodos seriam acrescentados à nossa revisão se relatórios técnicos fossem incluídos nesta revisão, considerando que os relatórios em geral utilizam análises que foram previamente publicadas na literatura acadêmica.

Análises espaciais para explorar *hotspots* de atropelamento devem ser realizadas em duas etapas. A primeira etapa deve ser testar a hipótese de completa aleatorização dos eventos (CSR) e a segunda etapa deve ser a identificação de onde os *hotspots* estão localizados.

Primeiro testar a aleatoriedade dos dados evita que *hotspots* sejam identificados em rodovias em que as colisões ocorrem segundo uma distribuição de probabilidades uniforme. Assim, com base nos resultados obtidos no teste da hipótese CSR, a identificação da localização dos *hotspots* pode ser feita. Essa abordagem em duas etapas permite uma melhor compreensão dos dados de atropelamento (Gunson & Teixeira 2015).

Explorar diferentes escalas é importante quando se testa a presença de agregações nos dados de atropelamento, uma vez que isso pode indicar em quais escalas os atropelamentos são agregados ou dispersos e informar quais escalas utilizar para identificar a localização de *hotspots*. O teste K de Ripley, o método mais utilizado para testar a ocorrência de agregações, tem a vantagem de responder a esta questão explorando uma amplitude de escalas espaciais (Ripley 1981). Testar a agregação dos dados em diferentes escalas pode ajudar o pesquisador a tomar decisões embasadas sobre os parâmetros utilizados nas análises para identificar a localização de *hotspots*. A maioria das análises utiliza parâmetros que devem ser definidos

pelo usuário, como o tamanho de banda e de célula no caso da análise de densidade de Kernel, o tamanho do *buffer* nas funções de densidade e o tamanho do círculo e do trecho da rodovia no caso da análise de Identificação de HotSpot. Os parâmetros escolhidos em cada uma dessas análises influenciam os resultados obtidos e se o pesquisador não estiver preocupado com estas decisões, pode obter resultados que não fazem sentido (Levine 2007).

Uma grande parte dos estudos revisados utiliza análises espaciais planares para identificar *hotspots* em rodovias. Essa abordagem gera resultados enviesados, uma vez que a área considerada na análise não se restringe ao segmento de rodovia ou à rede viária objeto do estudo (Okabe & Sugihara 2012). Clevenger et al. (2003) chama a atenção para esta questão, apresentando o primeiro estudo de ecologia de estradas com uma análise restrita aos segmentos de rodovia ao adaptar a análise K de Ripley para apenas uma dimensão.

Atualmente já são encontrados softwares de análise e extensões que oferecem ferramentas analíticas restritas a segmentos ou redes de rodovias, como o software Siriema (Coelho et al. 2011) e a extensão SANET do ArcGis (Okabe et al. 2006) (além destes, no software Crimestat pode-se restringir a análise a uma rede). Os usuários destas análises devem prestar atenção a esta questão para evitar resultados espúrios.

É importante avaliar se os métodos mais populares nos estudos são também os que geram os resultados mais acurados, ou se geram resultados enviesados e podem estar sendo utilizados apenas devido à facilidade de acesso pelos usuários ou por sua popularidade. Seria elucidativo comparar o desempenho destes métodos com dados simulados utilizando diferentes distribuições de probabilidades conhecidas, incluindo trechos e redes de rodovias com diferentes desenhos. Um bom método para priorizar trechos de rodovias para mitigação deve

informar a significância estatística dos *hotspots*, assim como sua intensidade e extensão ao longo de uma rodovia.

Agradecimentos

Agradecemos I.P. Coelho, A.V.P. Coelho e K. Gunson pelas discussões sobre os métodos revisados. F.Z.T. recebeu uma bolsa da Capes e S.M. Hartz recebeu uma bolsa do CNPq (304820/2014-8) durante o desenvolvimento deste estudo.

Referências

- Bailey, T. C., & A. C. Gatrell. 1995. Interactive spatial data analysis. Addison Wesley Longman, Harlow, United Kingdom.
- Clevenger, A.P., Chruszcz, B., Gunson, K.E., 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109, 15-26.
- Clevenger, A. P.; Wierzchowski, J.; Chruszcz, B. & Gunson, K. 2002. GIS-Generated, Expert-Based Models for Identifying Wildlife Habitat Linkages and Planning Mitigation Passages. *Conservation Biology*, v.16, n.2, p.503–514.
- Clevenger, A. P. & Wierzchowski, J. 2006 Maintaining and restoring connectivity in landscapes fragmented by roads. *In*: Crooks, K. R. & Sanjayan, M. *Connectivity Conservation*, Cambridge University Press, p.502-535.
- Coelho, A. V. P., Coelho, I. P., Teixeira, F. Z. & Kindel, A. 2011. *Spatial Evaluation of Road Mortality Software – User’s Manual* v1.1. UFRGS. 23p.

- Coelho, I. P., Teixeira, F.Z., Colombo, P., Coelho, A.V.P. & Kindel, A. 2012. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Environmental Management* 112 (2012) 17-26.
- Cressie, N., 1991. *Statistics for Spatial Data*. John Wiley and Sons, New York.
- ESRI 2011. *ArcGIS Desktop: Release 10*. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Fahrig, L. & Rytwinski, T. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* 14(1): 21.
- Forman, R.T.T. & Alexander, L.E. 1998 Roads and their major ecological effects. *Annual Review on Ecology and Systematics* 29: 207-231.
- Gattrell, A.C., Bailey, T.C., Diggle, P.J., & Rowlingsont, B.S., 1996. Spatial point pattern analysis and its application in geographical epidemiology. *Transactions of the Institute of British Geographers* 21, 256–274.
- Getis, A. & Ord, J. K. 1992. The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geographical Analysis* 24(3): 189–206.
- Grilo, C., Sousa, J., Ascensão, F., Matos, H., Leitão, I., Pinheiro, P., Costa, M., Bernardo, J., Reto, D., Lourenço, R., Santos-Reis, M., & Revilla, E. 2012. Individual Spatial Responses towards Roads: Implications for Mortality Risk. *Plos One* 7(9): e43811.
- Gunson, K.E., Clevenger, A.P., Ford, A.D., Bissonette, A., & Hardy, A. 2009. A Comparison of Data Sets Varying in Spatial Accuracy Used to Predict the Occurrence of Wildlife-Vehicle Collisions. *Environmental Management* 44:268–277.
- Gunson, K. & Teixeira, FZ. 2015. Road-wildlife mitigation planning can be improved by identifying the patterns and processes associated with wildlife-vehicle collisions. In:

Handbook of road ecology. van der Ree, R., Smith, D. & Grilo, C. (Eds.). John Wiley & Sons. Oxford. 552p.

Hels, T. & Buchwald, E. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99:331-340.

Jackson, N.D. & Fahrig, L., 2011. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation* 144, 3143-3148.

Jaeger, L.A.G. & Fahrig, L. 2004. Effects of road fencing on population persistence. *Conservation Biology* 18(6):1651-1657.

Levine, N. 2007. CrimeStat: A Spatial Statistics Program for the Analysis of Crime Incident Locations (v 3.1). Ned Levine & Associates, Houston, TX, and the National Institute of Justice, Washington, DC.

Lloyd J, Casey A & Trask M. 2006. Wildlife hot spots along highways in Northwestern Oregon. IN: Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC: pp. 680-686.

Maher, D. S., Land, E. D. & Roelke, M. E. 1991. Mortality patterns of panthers in Southwest Florida. Proceedings of the Annual Conference of Southeastern Association Fish and Wildlife Agencies 45:201-207.

Malo, J.E., Suarez, F. & Diez, A., 2004. Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41, 701-710.

Massey, F. J. Jr. 1951. The Kolmogorov-Smirnov Test for Goodness of Fit. *Journal of the American Statistical Association* 46(253): 68-78.

Moran, P. A. P. 1950. Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika* 37(1/2):17-23.

Neumann, W., G. Ericsson, H. Dettki, N. Bunnefeld, N. Keuler, D. Helmers & V. Radeloff. 2012. Difference in spatiotemporal patterns of wildlife road-crossing and wildlife-vehicle collisions. *Biological Conservation*, 145:70-78.

Okabe, A. & Sugihara, K. 2012. *Spatial Analysis along Networks – Statistical and Computational Methods*. John Wiley & Sons, Oxford.

Okabe, A., K. Okunuki & S. Shiode. 2006. The SANET toolbox: new methods for network spatial analysis. *Transactions in GIS* 10: 535–550.

R Development Core Team, 2008. *R: a Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (<<http://www.R-project.org>>).

Ramp, D.J., 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, 474-490.

Ripley BD. 1981. *Spatial Statistics*. John Wiley & Sons, New York.

Taylor, B.D. & Goldingay, R.L. 2010. Roads and wildlife: impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia. *Wildlife Research* 37: 320–331.

The MathWorks, Inc. 2012. *MATLAB and Statistics Toolbox Release*, Natick, Massachusetts, United States.

How road-kill hotspots are identified? A review

Fernanda Z. Teixeira¹, Jochen A. G. Jaeger², Andreas Kindel¹, Sandra Hartz¹

1 – Programa de Pós Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

2 – Department of Geography and the Environment, Concordia University, Montreal, ON, Canada.

Corresponding author: Fernanda Zimmermann Teixeira, Programa de Pós Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, setor IV, prédio 434222, Caixa Postal 15007, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil. Email:

fernandazteixeira@gmail.com

Highlights

- A large number of studies explore spatial pattern of wildlife-vehicle collisions
- Different types of methods are being employed to explore road-kill hotspots
- Clustering detection and hotspot identification are the two types of analysis used
- Hotspot analysis should be restricted to the road network
- Evaluation of the methods performance is needed

Abstract

Mortality caused by wildlife-vehicle collisions have been pointed out as more important than road avoidance for population's persistence, with substantial effects on population density and on the probability and time of extinction of populations. Since mortality has strong effects on population persistence it is logic that road-kill hotspots is one of the preferred approaches for guiding where the money for mitigation will be invested along a road. If hotspots are wrongly identified, an important amount of money may be wasted and the credibility of mitigation will be menaced. In the particular case of wildlife-vehicle collisions, various methods have been used to describe road-kill spatial patterns and locate hotspots. In this study, we review all methods published in the road ecology literature and then discuss some strengths and weaknesses of hotspots methods. We found 46 papers on wildlife-vehicle collisions that included a definition of road sections with higher mortality, published from 1985 to 2014. The methods used in these studies were divided in two classes: methods to test for clustering of road-kill data (employed in 23 studies) and methods used to identify the location of road-kill hotspots (employed in 40 studies), and we recommend that studies should employ this two phases of data analysis to explore road-kill spatial patterns. We suggest that it would be important to evaluate the performance of these methods with simulated data.

Keywords clustering test, hotspot identification, mitigation priorities, road ecology, publication trends

Introduction

Wildlife mortality on roads due to collisions with vehicles has been reported for a large number of species, and studies for some species report that road mortality achieved relevant portions of populations (e.g. 10% of brown frogs, Hels & Buchwald 2001; 49% of Florida panther, Maher et al. 1991). Road-kills have already been considered the major direct human cause of terrestrial vertebrate mortality worldwide (Forman and Alexander, 1998). Mortality caused by wildlife-vehicle collisions have been pointed out as more important than road avoidance for population's persistence (Jackson and Fahrig, 2011), with substantial effects on population density (Fahrig and Rytwinski, 2009) and on the probability and time of extinction of populations (Jaeger and Fahrig, 2004).

Different approaches have been used to improve mortality mitigation planning, e.g. for determining where mitigation must be implemented. The existence of road-kill aggregations (Ramp et al. 2005, Coelho et al. 2012) and the locations where animals cross the road (Grilo et al. 2012; Neumann et al. 2012) are used to determine places where mitigation is more needed, while the identification of landscape linkages or ecological corridors generated by connectivity models may be used to identify areas for animal movement and are suggested as a proxy of places with higher road crossing rates (Clevenger and Wierzchowski, 2006). Also, landscape and road attributes related to road-kill localities are used to predict areas with higher mortality or crossings (Gunson et al. 2009). Since mortality has strong effects on population persistence (Jackson and Fahrig, 2011) it is logic that road-kill hotspots is one of the preferred approaches for guiding where the money for mitigation will be invested along a road (Taylor and Goldingay 2010).

Road-kill hotspots may be defined as high-risk areas for wildlife-vehicle collisions on roads, due to the presence of clustering of road-kills (Gunson and Teixeira 2015). If hotspots are wrongly identified, an important amount of money may be wasted and the credibility of mitigation will be menaced, since traffic mortality may not be reduced. In the particular case of wildlife-vehicle collisions, various methods have been used to describe road-kill spatial patterns and locate hotspots. In this study, we review all methods published in the road ecology literature and then discuss some strengths and weaknesses of hotspots methods. The choice for a good method is an important step in the research process and we hope this paper is a first step to present information for future guidance in research planning.

Methods

We reviewed the literature on hotspots of wildlife-vehicle collisions with a focus on the methods used to identify them. We selected papers that identified sections along a road with a high number/density or high probability of animal-vehicle collisions (road-kills). Here we are only incorporating hotspots identified on the basis of the distribution of carcasses along a road, not including hotspots defined by predictive models of wildlife habitat or by expert opinion (e.g. Clevenger et al. 2002, Lloyd et al. 2006). Also, we did not include papers that only counted the number of accidents along a road, without stipulating a threshold to define road sections with higher mortality (hotspots).

We searched for peer-reviewed papers published until April 2014 using Google Scholar and Web of Science. We also included manuscripts published in the International Conference on Ecology and Transportation Proceedings (available at www.icoet.net) and studies that were cited in the references of the papers already selected. The following keywords were used:

roadkill hotspots, roadkill aggregation, high roadkill sites, wildlife-vehicle collision, moose-vehicle collisions, deer-vehicle collision, road mortality hotspots, road mortality aggregation, road mortality clustering, roadkill blackspot, animal-vehicle collision hotspots, animal-vehicle collision aggregation, animal-vehicle collision clustering, animal-vehicle collision blackspot.

Results

We found 46 papers on wildlife-vehicle collisions that included a definition of road sections with higher mortality, published from 1985 to 2014 (Figure 1, Supp Mat S1). The methods used in these studies were divided in two classes: methods to test for clustering of road-kill data (employed in 23 studies) and methods used to identify the location of road-kill hotspots (employed in 40 studies). Although the oldest study (from 1985) was worried with identifying hotspot location along a road, methods that test for clustering were more present in older studies than methods that identify hotspot location . From all 46 studies reviewed, 17 performed both type of analysis (Supp. Mat. S1).

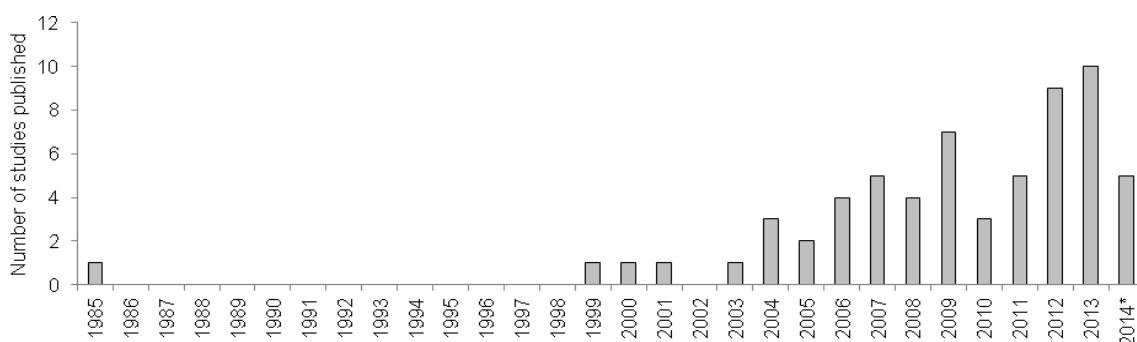


Figure 1. Number of studies published per year with analysis to test for the presence of road-kill clustering or to identify the location of hotspots (the year of 2014 is considered only until April).

Methods employed to evaluate the occurrence of clustering

The 23 studies that employed methods to test for clustering of road-kill data used four different analyses (Figure 2). K Ripley's test is the most common method used, appearing in 52% of the studies that carried out some analysis for testing data clustering, followed by nearest neighbor analysis.

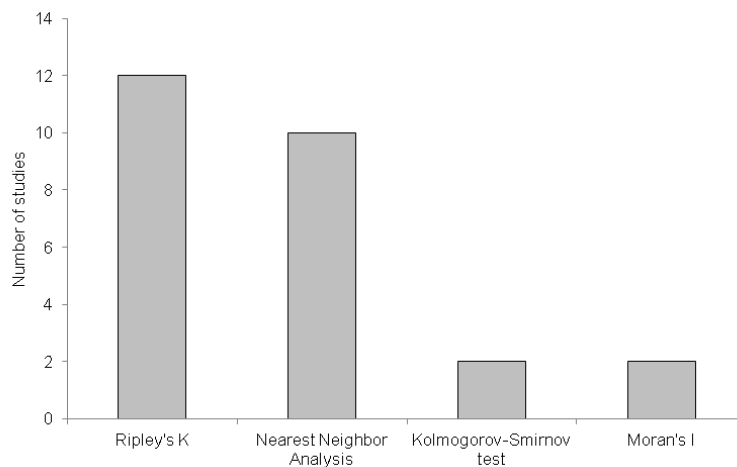


Figure 2: Number of studies published with each type of analysis for testing the occurrence of clustering on road-kill data.

Ripley's K or K network function

Ripley's K-statistic, also known as K network function, is a distance-based method used to evaluate non-randomness of events in spatial distribution along multiple scales (Ripley 1981, Cressie 1991, Levine 2007). It counts the number of road-kills within circles of increasing scales centered on each event, identifying if events are significantly clustered or dispersed (Okabe & Sugihara 2012).

Nearest neighbor analysis

It is a distance-based method that calculates a ratio between the mean nearest distance to each road-kill event and the mean nearest distance that would be expected by chance. If the observed mean distance is smaller than the random mean distance then the road-kills occur closer together than expected by chance. These indexes test whether the shortest path distance from each road-kill event to the next nearest event is significantly short or long, indicating clustering or dispersion of road-kill events (Okabe & Sugihara 2012).

Kolmogorov-Smirnov test

It is a nonparametric test used to determine if two distributions differ, comparing road-kills to a uniform distribution along road segments (Massey 1951).

Moran's I

Statistical test to assess the degree of spatial autocorrelation between adjacent locations (Moran 1950). It is used to test if the pattern of road-kills is clustered, dispersed, or random, based on a z-score and on a p-value to calculate statistical significance (Getis & Ord 1992).

Methods used to identify the locations of hotspots along roads

The 40 studies that carried out the identification of hotspots location along road segments employed nine different analyses (Figure 3). Kernel density analysis is the most common method used (37% of studies), followed by the division of the road in stretches and defining a threshold to be considered a hotspot.

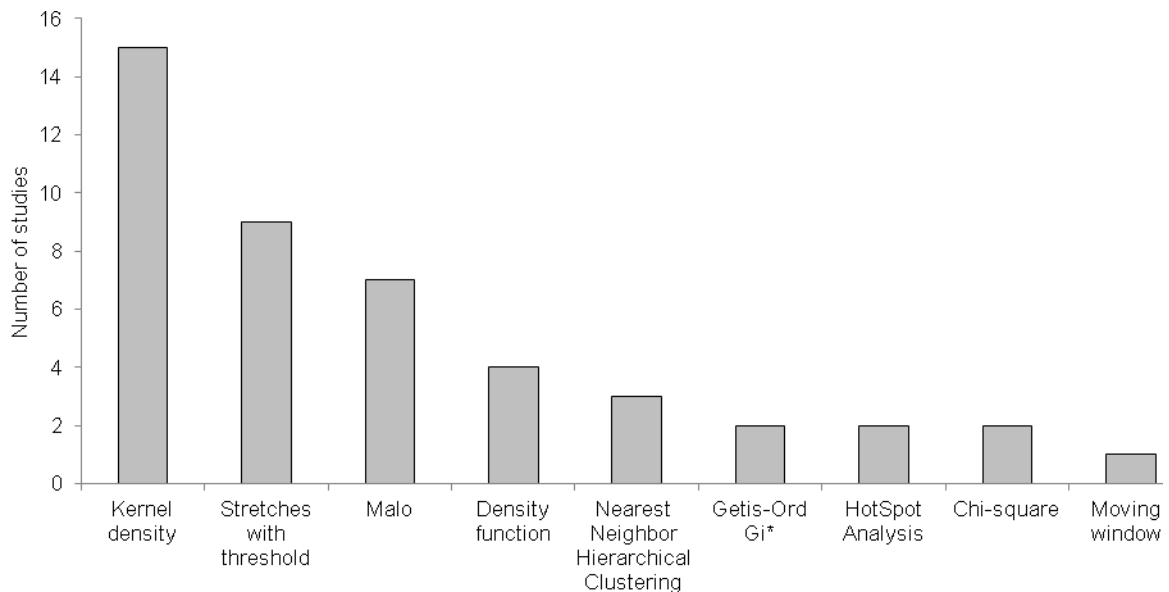


Figure 3: Number of studies published with each type of analysis for identifying the locations of hotspots along roads.

Gaussian kernel density estimation

The kernel estimation is not a statistical method to quantify clustering; instead, it generates comparable distribution maps of density. The density is calculated using a Gaussian moving function to weight events considering their proximity to the cell center to calculate the index of density (Bailey and Gatrell 1995). The area of influence is controlled by the bandwidth of the kernel, with larger bandwidths leading to increased smoothing of the densities (Gatrell et al., 1996).

Simple density of road-kill locations (with a threshold)

The simplest way of identifying hotspots is recording the number of road-kills per road sections and defining a specific number of road-kills as a threshold for a road segment to be

considered a hotspot. It is analogous to creating histograms of the number of road-kill per km and defining a threshold (Okabe & Sugihara 2012). No statistical test is carried out to evaluate significance.

Malo's method: number of collision compared to Poisson distribution

Compares the spatial pattern of fatality occurrences with that expected in a random situation, in which the likelihood of collisions for each road segment would exhibit a Poisson distribution (Malo et al. 2004). By comparing the number of collision in road segments (reviewed studies used 500 m or 1 km sections) with a Poisson distribution, it is possible to determine the number of fatalities above which the probability of occurrence in a random situation is approximately less than 2%, or 10% for example, in cases of 0.98 or 0.9 threshold, respectively, thus identifying a road-kill hotspot.

Nearest Neighbor Hierarchical Clustering

This method compares the distance between pairs of points to the distance expected in a random distribution of points in the area, and it clusters those groups of pairs that are unusually close together. It can cluster events hierarchically (in different scales) (Levine 2007).

HotSpot Identification analysis

The HotSpot Identification Analysis compares the spatial pattern observed with randomizations of the data considering a uniform probability distribution to determine the statistical significance of hotspots. In this analysis, the road is divided into segments of the

same length and a circle is centered on the each segment, and all road-kill events inside the circle area were summed. This sum is multiplied by a correction factor that considers the length of the road inside the circle in this position, resulting in an aggregation intensity value for each road segment. To evaluate the significance of the aggregation intensity for each road segment, confidence intervals are generated based on Monte Carlo simulations of random distribution of the road-kill events (Coelho et al. 2011).

Density function

This method calculates road-kill density within sub-regions of equal area. The number of events within each sub-region is converted to an intensity measure by dividing by the area of each sub-region. The result will give some indication of whether and how the intensity of the process is changing over the road (ESRI 2011).

Moving window

A moving window analysis is similar to a kernel with a different format instead of a Gaussian. The window (with a size defined by the user) moves event by event counting the number of points which fall into each buffer (ESRI 2011).

Getis-Ord's G_i^*

This method identifies clusters of autocorrelated events (Getis and Ord 1992). The Getis-Ord G_i^* statistic identifies those clusters of points with values higher in magnitude than you might expect to find by random chance. It tests the null hypothesis that there is no association

between the values of events at a site and its neighbors, up to a defined distance. For this analysis road-kills are counted in a grid and the G_i^* is computed (ESRI 2011).

Chi-square

The chi-squared test is used to determine whether there is a significant difference between the expected frequencies and the observed frequencies. The road is divided in segments and the number of road-kills in each segment is compared to expected frequencies. If there is a higher number of road-kills in a road segment, it is considered a hotspot.

Softwares available for hotspot analysis

There are many softwares available for performing analysis of hotspots. ArcGis (ESRI 2011) was the most commonly used. Density functions and moving window analysis were commonly carried out with the Spatial Analyst extension of ArcGis, while for Ripley's K, Nearest neighbor Analysis and Kernel density function were performed at Spatial Analysis Along Networks extension (SANET, Okabe et al. 2006). Nearest Neighbor Analysis and Nearest Neighbor Hierarchical Clustering were carried out at Crimestat (Levine 2007), and Ripley's K and HotSpot Identification analysis was carried out at Siriema (Coelho et al. 2011). R (R Development Core Team 2008) and Matlab (The MathWorks 2012) were also used for programming by some authors of the studies reviewed.

Discussion

We identified a large number of road ecology studies worried about spatial pattern of wildlife-vehicle collisions, and different types of methods are being employed to explore

road-kill hotspots. Authors of the studies reviewed focused on hotspots using approaches from a simple road division with a threshold to more robust analysis to detect clustering and identify road segments with higher intensity of road-kills. The first study concerned about road-kill hotspots is 30 years old, but only recently (especially in the last 6 years) the number of studies exploring road-kill spatial patterns increased strongly. Although it is expected a higher number of studies concerning road-kill hotspots in technical reports than in peer-reviewed publications, we do not expect that new methods would be added to our review, since technical reports usually apply analysis from previous peer-reviewed publications. Spatial analysis to explore road-kill hotspots should be carried out in two phases. The first phase is testing the complete randomness hypothesis (CSR) and the second phase is identifying where hotspots are located. First testing for randomness of data avoids the identification of road-kill hotspots along roads even when animal-vehicle collisions occur following a uniform probability distribution. Then, based on results obtained with CSR testing, the identification of hotspots location may be carried out. This two-step approach enables a better comprehension of road-kill data (Gunson and Teixeira 2015).

Exploring different scales is important when testing the presence of clustering in road-kill data, since it can identify in which scales road-kills are aggregated or dispersed and inform what scales adopt to identify hotspot final locations. Ripley's K test, the most used method to test clustering, has an advantage of answering this question by exploring a range of different spatial scales (Ripley 1981). Testing for data clustering in different scales can help the researcher to have informed decisions about the parameters used on hotspot analysis. Most analysis has parameters that must be defined by the user, such as the bandwidth and cell sizes in the case of kernel density estimation, the buffer size in density functions and the circle and

road segment sizes in the case of the HotSpot Identification analysis. The parameters chosen influence the results obtained and if the researcher is not worried about these decisions, it may obtain meaningless results (Levine 2007).

A large part of the studies reviewed employed planar spatial analysis to identify hotspots on roads. This approach culminates in biased results, because the area considered in the analysis is not restricted to the road segment or road network (Okabe & Sugihara 2012). Clevenger et al. (2003) calls attention to this issue, presenting the first road study with an analysis restricted to road segments, by adapting Ripley's K test to one dimension. Nowadays, there are softwares and spatial analysis extensions that offer analysis tools restricted to road segments or road networks, such as Siriema software (Coelho et al. 2011) and SANET extension (Okabe et al. 2006) for ArcGis (also, in Crimestat some analysis may be restricted to networks). Users should be worried about this issue to avoid bias.

It is important to evaluate if the most popular methods are also the ones with more accurate results, or if they are generating biased results and are used due to their ease of access to users or popularity. It would be elucidative to compare the performance of these methods with simulated data, including road segments and networks with different designs, with simulated road-kill events generated from different probability distributions. A good prioritizing method must inform statistical significance, hotspot intensity and hotspot extension along a road.

Acknowledgements

We thank I.P. Coelho, A.V.P. Coelho and K. Gunson for previous discussions about the methods reviewed. F.Z.T. received a scholarship from Capes and S.M. Hartz received a scholarship from CNPq (304820/2014-8) during the development of this study.

References

- Bailey, T. C., and A. C. Gatrell. 1995. Interactive spatial data analysis. Addison Wesley Longman, Harlow, United Kingdom.
- Clevenger, A.P., Chruszcz, B., Gunson, K.E., 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109, 15-26.
- Clevenger, A. P.; Wierzchowski, J.; Chruszcz, B. & Gunson, K. 2002. GIS-Generated, Expert-Based Models for Identifying Wildlife Habitat Linkages and Planning Mitigation Passages. *Conservation Biology*, v.16, n.2, p.503–514.
- Clevenger, A. P. & Wierzchowski, J. 2006 Maintaining and restoring connectivity in landscapes fragmented by roads. *In: Crooks, K. R. & Sanjayan, M. Connectivity Conservation*, Cambridge University Press, p.502-535.
- Coelho, A. V. P., Coelho, I. P., Teixeira, F. Z. and Kindel, A. 2011. *Spatial Evaluation of Road Mortality Software – User’s Manual* v1.1. UFRGS. 23p.
- Coelho, I. P., Teixeira, F.Z., Colombo, P., Coelho, A.V.P. & Kindel, A.2012. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Environmental Management* 112 (2012) 17-26.
- Cressie, N., 1991. *Statistics for Spatial Data*. John Wiley and Sons, New York.
- ESRI 2011. *ArcGIS Desktop: Release 10*. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Fahrig, L. & Rytwinski, T. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* 14(1): 21.

- Forman, R.T.T., Alexander, L.E. 1998 Roads and their major ecological effects. *Annual Review on Ecology and Systematics* 29: 207-231.
- Gattrell, A.C., Bailey, T.C., Diggle, P.J., Rowlingsont, B.S., 1996. Spatial point pattern analysis and its application in geographical epidemiology. *Transactions of the Institute of British Geographers* 21, 256–274.
- Getis, A. & Ord, J. K. 1992. The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geographical Analysis* 24(3): 189–206.
- Grilo, C., Sousa, J., Ascensão, F., Matos, H., Leitão, I., Pinheiro, P., Costa, M., Bernardo, J., Reto, D., Lourenço, R., Santos-Reis, M., Revilla, E. 2012. Individual Spatial Responses towards Roads: Implications for Mortality Risk. *Plos One* 7(9): e43811.
- Gunson, K.E., Clevenger, A.P., Ford, A.D., Bissonette, A., Hardy, A. 2009. A Comparison of Data Sets Varying in Spatial Accuracy Used to Predict the Occurrence of Wildlife-Vehicle Collisions. *Environmental Management* 44:268–277.
- Gunson, K. & Teixeira, FZ. 2015. Road-wildlife mitigation planning can be improved by identifying the patterns and processes associated with wildlife-vehicle collisions. In: *Handbook of road ecology*. van der Ree, R., Smith, D. & Grilo, C. (Eds.). John Wiley & Sons. Oxford. 552p.
- Hels, T. and Buchwald, E. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99:331-340.
- Jackson, N.D., Fahrig, L., 2011. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation* 144, 3143-3148.
- Jaeger, L.A.G. & Fahrig, L. 2004. Effects of road fencing on population persistence. *Conservation Biology* 18(6):1651-1657.

- Levine, N. 2007. CrimeStat: A Spatial Statistics Program for the Analysis of Crime Incident Locations (v 3.1). Ned Levine & Associates, Houston, TX, and the National Institute of Justice, Washington, DC.
- Lloyd J, Casey A and Trask M. 2006. Wildlife hot spots along highways in Northwestern Oregon. IN: Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC: pp. 680-686.
- Maher, D. S., Land, E. D. & Roelke, M. E. 1991. Mortality patterns of panthers in Southwest Florida. Proceedings of the Annual Conference of Southeastern Association Fish and Wildlife Agencies 45:201-207.
- Malo, J.E., Suarez, F., Diez, A., 2004. Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? Journal of Applied Ecology 41, 701-710.
- Massey, F. J. Jr. 1951. The Kolmogorov-Smirnov Test for Goodness of Fit. Journal of the American Statistical Association 46(253): 68-78.
- Moran, P. A. P. 1950. Notes on continuous stochastic phenomena. Biometrika 37(1/2):17-23.
- Neumann, W., G. Ericsson, H. Dettki, N. Bunnefeld, N. Keuler, D. Helmers, and V. Radeloff. 2012. Difference in spatiotemporal patterns of wildlife road-crossing and wildlife-vehicle collisions. Biological Conservation, 145:70-78.
- Okabe, A. & Sugihara, K. 2012. Spatial Analysis along Networks – Statistical and Computational Methods. John Wiley & Sons, Oxford.
- Okabe, A., K. Okunuki and S. Shiode. 2006. The SANET toolbox: new methods for network spatial analysis. Transactions in GIS 10: 535–550.

R Development Core Team, 2008. R: a Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (<<http://www.R-project.org>>).

Ramp, D.J., 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, 474-490.

Ripley BD. 1981. *Spatial Statistics*. John Wiley & Sons, New York.

Taylor, B.D. & Goldingay, R.L. 2010. Roads and wildlife: impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia. *Wildlife Research* 37: 320–331.

The MathWorks, Inc. 2012. MATLAB and Statistics Toolbox Release, Natick, Massachusetts, United States.

Supplementary Material

S1. Studies included in the review of hotspots methods, identifying which method the study used to test road-kill clustering and/or to identify location of hotspots.

Reference of the studies included in the review	Methods employed to test clustering	Methods employed to identify hotspots
Bashore, T. L.; Tzilkowski, W. M.; Bellis, E. D. 1985. Analysis of Deer-Vehicle Collision Sites in Pennsylvania. <i>The Journal of Wildlife Management</i> , Vol. 49, No. 3, pp. 769-774.	-	Stretches with threshold
Finder, R.A., Roseberry, J.L., Woolf, A., 1999. Site and landscape conditions at whitetailed deer/vehicle collision locations in Illinois. <i>Landscape and Urban Planning</i> 44, 77-85.	-	Stretches with threshold
Hubbard, M.W., Danielson, B.J., Schmitz, R.A., 2000. Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in Iowa. <i>Journal of Wildlife Management</i> 64, 707-712.	-	Stretches with threshold
Joyce, T. L. and Mahoney, S. P. 2001. Spatial and Temporal Distributions of Moose-Vehicle Collisions in Newfoundland. <i>Wildlife Society Bulletin</i> 29(1):281-291.	-	Stretches with threshold
Clevenger, A.P., Chruszcz, B., Gunson, K.E., 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. <i>Biological Conservation</i> 109, 15-26.	Ripley's K	-
Malo, J.E., Suarez, F., Diez, A., 2004. Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? <i>Journal of Applied Ecology</i> 41, 701-710.	-	Malo's method
Biggs, J., Sherwood, S., Michalak, S., Hansen, L. & Bare, C. 2004. Animal-Related Vehicle Accidents at the Los Alamos National Laboratory, New Mexico. <i>The Southwestern Naturalist</i> 49(3):384-394.	Nearest Neighbor Analysis	Density function

Reference of the studies included in the review	Methods employed to test clustering	Methods employed to identify hotspots
Ramp, D.J., 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. <i>Biological Conservation</i> 126, 474-490.	Ripley's K	Kernel density
Ascensao, F. & Mira, A. 2006. Spatial patterns of road kills: a case study in Southern Portugal. IN: <i>Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation</i> , Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC: pp. 641-646.	-	Malo
Dodd NL, Gagnon JW, Boe S and Schweinsburg RE. 2006. Characteristics of elk-vehicle collisions and comparison to GPS-determined highway crossing patterns. IN: <i>Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation</i> , Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC: pp.461-477.	Kolmogorov-Smirnov test	-
Ramp, D., Wilson, V.K., Croft, D.B., 2006. Assessing the impacts of roads in peri-urban reserves: road-based fatalities and road usage by wildlife in the Royal National Park, New SouthWales, Australia. <i>Biological Conservation</i> 129, 348-359.	-	Kernel density
Simek SL, Jonker SA and Endries MJ. 2006. Evaluation of principal roadkill areas for Florida black bear. IN: <i>Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation</i> , Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC: pp. 279-286.	-	Density function

Reference of the studies included in the review	Methods employed to test clustering	Methods employed to identify hotspots
Glista, D. J., Devault, T. L. & Dewoody, J. A. 2007. Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians. <i>Herpetological Conservation and Biology</i> 3(1):77-87.	Kolmogorov-Smirnov test	-
Grilo, C.; Baltazar, C.; Santos-Reis, M.; Silva, C.; Gomes, L.; Bissonette, J. (2007) Patterns of Carnivore Road Casualties in Southern Portugal. In <i>Proceedings of the 2007 International Conference on Ecology and Transportation</i> , edited by C. Leroy Irwin, Debra Nelson, and K.P. McDermott. Raleigh, NC: Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, 2007. pp. 556-561.	Nearest Neighbor Analysis	
Langen, T. A., Machniak, A., Crowe, E. K., Mangan, C., Marker, D. F., Liddle, N. & Roden, B. 2007. Methodologies for Surveying Herpetofauna Mortality on Rural Highways. <i>The Journal of Wildlife Management</i> 71(4):1361-1368.	-	Stretches with threshold
Krisp, J. M. & Durot, S. 2007. Segmentation of lines based on point densities—An optimization of wildlife warning sign placement in southern Finland. <i>Accident Analysis and Prevention</i> 39: 38–46.	-	Kernel density
Brockie, R. 2007. Notes on New Zealand mammals 4. Animal road- kill “blackspots”, <i>New Zealand Journal of Zoology</i> , 34:4, 311-316	-	Chi-square
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. <i>European Journal of Wildlife Research</i> 54: 689-699.	Ripley's K	-
Hobday, A. J. & Minstrell, M. L. 2008. Distribution and abundance of roadkill on Tasmanian highways: human management options. <i>Wildlife Research</i> 35: 712-726.	-	Quadrats with a threshold

Reference of the studies included in the review	Methods employed to test clustering	Methods employed to identify hotspots
Sillero, N. 2008. Amphibian mortality levels on Spanish country roads: descriptive and spatial analysis. <i>Amphibia-Reptilia</i> 29:337-347.	Nearest Neighbor Analysis	Malo's method
Gomes, L., Grilo, C., Silva, C., Mira, A., 2009. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. <i>Ecological Research</i> 24, 355-370.	Moran's I and Ripley's K	Kernel density, Nearest Neighbor Hierarchical Clustering and Malo's method
Gunson, K.E., Clevenger, A.P., Ford, A.T., Bissonette, J.A., Hardy, A., 2009. A comparison of data sets varying in spatial accuracy used to predict the locations of wildlife-vehicle collisions. <i>Environmental Management</i> 44, 268-277.	-	Stretches with threshold
Mountrakis, G. & Gunson, K. 2009. Multi-scale spatiotemporal analyses of moose-vehicle collisions: a case study in northern Vermont. <i>International Journal of Geographical Information Science</i> Vol. 23, No. 11, 1389-1412.	Ripley's K	Kernel density
Gonser, R. A., Jensen, R. R. & Wolf, S. E. 2009. The spatial ecology of deer-vehicle collisions. <i>Applied Geography</i> 29:527-532.	Nearest Neighbor Analysis	-
Sousa, J., Reto, D., Filipe, J., Leitão, I., Grilo, C., Ascensão, F., Lourenço, R., Marques, A., Ferreira, D. & Santos-Reis, M. How do major roads affect barn owls? Distribution, space use, food source and mortality. . IN: <i>Proceedings of the 2009 International Conference on Ecology and Transportation</i> , p.407-417.	-	Malo's method and Nearest Neighbor Hierarchical Clustering
Danks, Z. D. & Porter, W. F. 2010. Temporal, Spatial, and Landscape Habitat Characteristics of Moose-Vehicle Collisions in Western Maine. <i>Journal of Wildlife Management</i> 74(6):1229-1241.	Ripley's K	Kernel density
Carvalho, F. & Mira, A. 2010. Comparing annual vertebrate road kills over two time periods, 9 years apart: a case study in Mediterranean farmland. <i>Eur J Wildl Res</i>	Moran's I	Chi-square

Reference of the studies included in the review	Methods employed to test clustering	Methods employed to identify hotspots
57(1), 157-174.		
Diaz-Varela, E.R.; Vazquez-Gonzalez, I.; Marey-Pérez, M. F. & Álvarez-López, C. J. (2011) Assessing methods of mitigating wildlife–vehicle collisions by accident characterization and spatial analysis. <i>Transportation Research Part D</i> 16 281–287.	Nearest Neighbor Analysis	Kernel density
Grilo, C., Ascensão, F., Santos-Reis, M. & Bissonette, J. A. 2011. Do well-connected landscapes promote road-related mortality? <i>European Journal of Wildlife Research</i> 57:707–716	Nearest Neighbor Analysis	Malo's method and Nearest Neighbor Hierarchical Clustering
Mkanda, F.X. & Chansa, W. 2011. Changes in Temporal and Spatial Pattern of Road Kills Along the Lusaka-Mongu (M9) Highway, Kafue National Park, Zambia. <i>South African Journal of Wildlife Research</i> , 41(1):68-78.	-	Stretches with threshold
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. <i>Biodiversity and Conservation</i> 21:3107-3034.	Nearest Neighbor Analysis and Ripley's K	Kernel density
Martínez-Freiría, F. & Brito, J. C. 2012. Quantification of road mortality for amphibians and reptiles in Hoces del Alto Ebro y Rudrón Natural Park in 2005. <i>Basic and Applied Herpetology</i> 26: 33-41.	Nearest Neighbor Analysis	Kernel density
Coelho, I. P., Teixeira, F. Z., Colombo, P., Coelho, A. V. P. and Kindel, A. 2012. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. <i>Journal of Environmental Management</i> 112: 17-26.	Ripley's K	HotSpot Analysis

Reference of the studies included in the review	Methods employed to test clustering	Methods employed to identify hotspots
Boves, T. J. & Belthoff, J. R. 2012. Roadway Mortality of Barn Owls in Idaho, USA. <i>The Journal of Wildlife Management</i> 76(7):1381–1392.	-	Density function
Matos, C. Sillero, N. & Argaña, E. 2012. Spatial analysis of amphibian road mortality levels in northern Portugal country roads. <i>Amphibia-Reptilia</i> 33: 469-483.	Nearest Neighbor Analysis	Malo's method
Eberhardt, E., Mitchell, S. and Fahrig, L. 2013. Road Kill Hotspots Do Not Effectively Indicate Mitigation Locations When Past Road Kill Has Depressed Populations. <i>The Journal of Wildlife Management</i> 77(7):1353–1359.	Ripley's K	Kernel density
Nielsen, C.K., Anderson, R.G., Grund, M.D., 2003. Landscape influences on deer-vehicle accident areas in an urban environment. <i>Journal of Wildlife Management</i> 67, 46-51.	-	Stretches with threshold
Teixeira, F.Z., Coelho, I. P., Esperandio, I. B., Oliveira, N. R., Peter, F. P., Dornelles, S. S., Delazeri, N. R., Tavares, M., Martins, M. B. & Kindel, A. 2013. Are road-kill hotspots coincident among different vertebrate groups? <i>Oecologia Australis</i> 17(1): 36-47.	Ripley's K	HotSpot Analysis
Pragatheesh, A. & Rajvanshi, A. 2013. Spatial Patterns And Factors Influencing The Mortality Of Snakes On The National Highway-7 Along Pench Tiger Reserve, Madhya Pradesh, India <i>Oecologia Australis</i> 17(1): 20-35.	-	Kernel density
Morelle, K., Lehaire, F. & Lejeune, P. 2013. Spatio-temporal patterns of wildlife-vehicle collisions in a region with a high-density road network. <i>Nature Conservation</i> 5: 53–73.	Nearest Neighbor Analysis and Ripley's K	Kernel density
Seo, C., Thorne, J. H., Choi, T., Kwon, H., Park, C. 2013. Disentangling roadkill: the influence of landscape and season on cumulative vertebrate mortality in South Korea. <i>Landscape Ecol Eng</i> DOI 10.1007/s11355-013-0239-2.	-	Getis-Ord Gi*

Reference of the studies included in the review	Methods employed to test clustering	Methods employed to identify hotspots
Iosif, R., Rozyłowicz, L. & Popescu, V. D. 2013. Modeling road mortality hotspots of Eastern Hermann's tortoise in Romania. <i>Amphibia-Reptilia</i> (2013) DOI:10.1163/15685381-00002878.	-	Getis-Ord Gi*
Barthelmess, E. L. 2014. Spatial distribution of road-kills and factors influencing road mortality for mammals in Northern New York State. <i>Biodivers Conserv</i> 23:2491–2514.	-	Kernel density
Paul, K., Quinn, M. S., Huijser, M. P., Graham, J. & Broberg, L. 2014. An evaluation of a citizen science data collection program for recording wildlife observations along a highway. <i>Journal of Environmental Management</i> 139:180-187.	Ripley's K	Kernel density
Snow, N. P., Williams, D. M., Porter, W. F. 2014. A landscape-based approach for delineating hotspots of wildlife-vehicle collisions. <i>Landscape Ecol</i> DOI 10.1007/s10980-014-0018-y	-	Kernel density
Crawford, B. A., Maerz, J. C., Nibbelink, N. P., Buhlmann, K. A., Norton, T. M. and Albeke, S. E. 2014. Hot spots and hot moments of diamondback terrapin road-crossing activity. <i>Journal of Applied Ecology</i> 51: 367–375.	-	Moving window

CAPÍTULO 3

**QUANDO *HOTSPOTS* NÃO INDICAM OS MELHORES LOCAIS PARA MITIGAR ATROPELAMENTOS
DE FAUNA**

**[CHAPTER 3: WHEN ROAD-KILL HOTSPOTS DO NOT INDICATE THE BEST SITES FOR ROAD-
KILL MITIGATION]**

Manuscript submitted to Journal of Applied Ecology

Quando *hotspots* não indicam os melhores locais para mitigar atropelamentos de fauna

Fernanda Zimmermann Teixeira, Andreas Kindel, Sandra Maria Hartz, Scott Mitchell, Lenore

Fahrig

Resumo

1. A efetividade de medidas instaladas para mitigar a mortalidade de fauna em rodovias depende de sua localização ao longo da rodovia. *Hotspots* de atropelamentos são frequentemente utilizados para identificar locais prioritários para a instalação dessas medidas. Entretanto, em situações em que atropelamentos prévios já reduziram o tamanho populacional, *hotspots* de atropelamentos podem não indicar os melhores locais para a mitigação.

2. A proposta deste estudo foi utilizar um modelo de simulação para identificar circunstâncias nas quais *hotspots* de atropelamentos não são indicadores apropriados para a seleção dos melhores locais para a instalação de medidas mitigadoras. Predizemos que (1) *hotspots* de atropelamentos se movem no tempo de rodovias de maior tráfego para rodovias de menor tráfego devido à diminuição da população causada por atropelamentos próxima da rodovia de maior tráfego; (2) essa mudança vai ocorrer antes para espécies com maior mobilidade porque estas espécies devem interagir mais com a rodovia; e (3) essa mudança deve ocorrer mesmo quando a rodovia de menor tráfego corta áreas com habitat de menor qualidade do que a rodovia de maior tráfego. Para testar estas predições, desenvolvemos um modelo estocástico baseado em indivíduos no programa NetLogo, no qual os indivíduos se movem por paisagens cortadas por rodovias de maior ou menor tráfego.

3. Os resultados das simulações dão suporte às predições 1 e 3, enquanto a predição 2 não foi confirmada.

4. *Síntese e aplicações:* Nossos resultados indicam que, para novas rodovias, *hotspots* de atropelamento podem ser úteis para indicar locais apropriados para instalação de medidas mitigadoras. Em rodovias antigas, *hotspots* de atropelamento podem não indicar os melhores locais. Medidas diretas do impacto da rodovia nas populações, como mortalidade *per capita*, são melhores indicadores de locais apropriados para a mitigação do que *hotspots* de atropelamento.

Palavras-chave colisões veículo-animal, mortalidade em rodovias, localização de medidas mitigadoras, mortalidade *per capita*, persistência populacional, diminuição da população, colisões veículo-vida silvestre

Introdução

Rodovias formam uma rede mundialmente distribuída (CIA 2013) e, devido à preocupação gerada por estudos de ecologia de rodovias, existem obrigações legais prevendo a necessidade de instalar medidas mitigadoras de impactos de rodovias em muitos países. A mortalidade de animais devido a colisões com veículos é muitas vezes mitigada através de medidas como passagens de fauna sob ou sobre a estrada e cercas, embora a efetividade dessas medidas dependa de sua localização ao longo da rodovia (Glista, DeVault & DeWoody 2009).

A escolha de locais prioritários para medidas mitigadoras é um desafio para planejadores de rodovias e gestores ambientais, e muitos estudos e manuais recomendam o uso de *hotspots* de atropelamento para indicar locais prioritários, e.g. Ramp *et al.* (2005), Bissonette (2007), Huijser *et al.* (2007), Coelho *et al.* (2012), Langen *et al.* (2012), Cramer *et al.* (2014) e

Gunson & Teixeira (2015). Essa recomendação parece lógica, uma vez que a mortalidade por atropelamento é um impacto negativo importante de rodovias e tenha mais efeito sobre a persistência populacional do que o isolamento (Forman & Alexander 1998; Jackson & Fahrig 2011).

Entretanto, em situações nas quais os atropelamentos já reduziram o tamanho das populações animais, *hotspots* de atropelamentos podem não indicar os melhores locais para as medidas mitigadoras. Dois estudos empíricos encontraram maior número de anfíbios atropelamentos (*hotspots*) em trechos de rodovias com menor tráfego de veículos do que em trechos de maior tráfego (Fahrig *et al.* 1995; Eberhardt, Mitchell & Fahrig 2013). Populações de anfíbios são reconhecidamente suscetíveis a rodovias (Rytwinski & Fahrig 2012), e esses efeitos se dão principalmente devido à mortalidade, pois anfíbios não evitam as rodovias (Bouchard *et al.* 2009). Portanto, Fahrig *et al.* (1995) e Eberhardt, Mitchell & Fahrig (2013) hipotetizaram que *hotspots* de atropelamento se localizavam em trechos de rodovia com menor tráfego de veículos porque as populações próximas aos trechos de maior tráfego teriam diminuído devido aos atropelamentos ocorridos no passado, o que causaria uma redução no número de animais atropelados em rodovias de maior tráfego. Enquanto o número de anfíbios atropelados era maior nos trechos de rodovia com menor tráfego, a mortalidade *per capita* era maior nos trechos com maior tráfego de veículos (Fahrig *et al.* 1995). Assim, esses autores sugerem que *hotspots* de atropelamento podem não ser bons indicadores dos melhores locais para instalação de medidas mitigadoras. Ao invés disso, a mitigação deveria ser mais efetiva nos locais em que a mortalidade *per capita* é maior; o que deve ocorrer nos trechos com maior tráfego de veículos, onde as populações teriam diminuído devido aos atropelamentos já ocorridos no passado. Se esta inferência for verdadeira, então os investimentos feitos somente

com base em *hotspots* de atropelamento podem estar sendo menos efetivos do que poderiam. A proposta deste estudo foi utilizar um modelo de simulação para identificar circunstâncias nas quais os *hotspots* de atropelamento não são indicadores apropriados para a seleção de locais para mitigação. Nós desenvolvemos um modelo estocástico baseado em indivíduos, no qual os indivíduos se movem em paisagens cortadas por uma rodovia com baixo ou alto tráfego de veículos, o que gera baixa ou alta probabilidade de atropelamento quando o indivíduo cruza a rodovia. Predizemos que (1) *hotspots* de atropelamento devem se mover no tempo da rodovia de alto tráfego para a rodovia de baixo tráfego devido à diminuição do tamanho populacional próximo da rodovia de maior tráfego; (2) essa mudança deve ocorrer antes para espécies com maior mobilidade porque estas espécies devem interagir mais com a rodovia; (3) essa mudança deve ocorrer mesmo quando a rodovia de menor tráfego corta áreas de habitat de menor qualidade do que a rodovia de maior tráfego, indicando que rodovias de maior tráfego próximas a habitat para as populações necessitariam de medidas mitigadoras (Fig. 1). Os resultados deste estudo suportaram a predição 1 e, parcialmente, a predição 3, enquanto que a predição 2 não foi suportada.

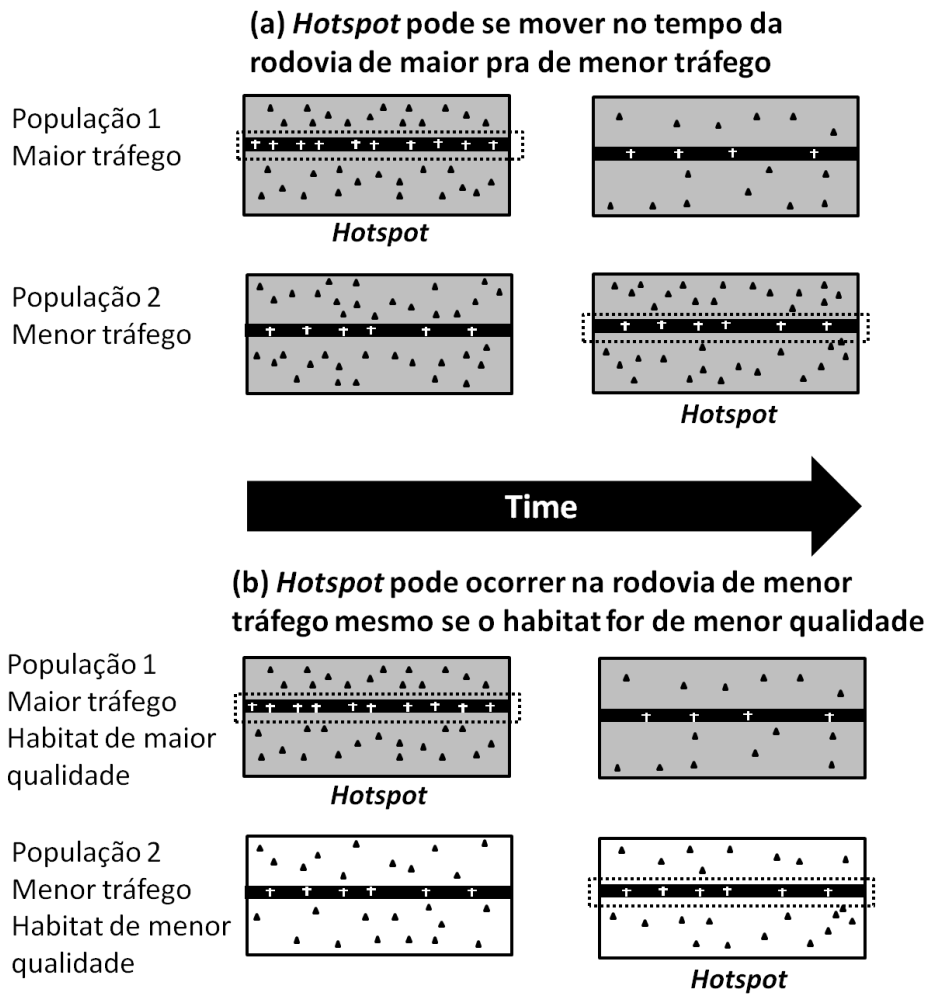


Figura 1: Ilustração das previsões 1 e 3 (veja texto). (a) *Hotspots* de atropelamento podem se mover no tempo da rodovia de maior tráfego para a rodovia de menor tráfego devido à diminuição da população no entorno da rodovia de maior tráfego causada por atropelamentos. (b) Isso pode ocorrer até mesmo se a rodovia de menor tráfego cortar habitat de menor qualidade do que a rodovia de maior tráfego. Triângulos pretos representam indivíduos vivos, enquanto cruzes brancas representam atropelamentos. Retângulos pontilhados representam *hotspots* de atropelamento. A linha preta no centro de cada painel representa a rodovia.

Habitat de maior qualidade está indicado pela cor cinza. Note que o termo *'hotspot'* é relativo; significa a localização com maior mortalidade em cada passo de tempo.

Materiais e métodos

Para testar estas três predições nós desenvolvemos um modelo estocástico baseado em indivíduos usando o software NetLogo (Wilensky 1999). O modelo não foi desenvolvido para uma espécie em particular, pois nosso objetivo era determinar se os padrões preditos podem ocorrer em geral. É importante notar que um *hotspot* de atropelamento é um local com maior mortalidade do que outros locais em um determinado momento. Neste trabalho nós consistentemente comparamos dois locais, um com maior tráfego e outro com menor tráfego. O modelo simula a dinâmica de duas populações hipotéticas, uma vivendo no entorno de um segmento de rodovia de alto tráfego e outra vivendo no entorno de um segmento de baixo tráfego. Cada população começa com 400 indivíduos distribuídos aleatoriamente em uma paisagem com 25 x 25 células, com a rodovia cortando a paisagem ao meio. A mortalidade por atropelamento começa no passo de tempo 400, representando o momento em que a rodovia foi construída. Nós variamos a mobilidade (número máximo de células cruzadas por indivíduo por tempo) entre as simulações, com 200 réplicas de simulações para cada valor de mobilidade. Para cada tempo de cada simulação nós calculamos se o número de atropelamentos era maior na rodovia de maior ou na de menor tráfego, e nós calculamos a taxa de mortalidade *per capita* para cada população. Cada réplica teve uma duração de 1500 passos de tempo, e os resultados foram truncados ao último passo de tempo em que havia uma população remanescente em cada uma das duas paisagens.

Para testar nossa primeira predição nós determinamos se a localização do *hotspot* (a rodovia com maior mortalidade) mudava ao longo do tempo da rodovia de maior tráfego para a de menor tráfego. Para testar a segunda predição, para cada mobilidade nós identificamos o passo de tempo para cada réplica em que o *hotspot* mudou da rodovia de maior tráfego para a de menor tráfego. Para testar a terceira predição, nós reduzimos a qualidade do habitat no entorno da rodovia de menor tráfego reduzindo a probabilidade de reprodução nesta paisagem. Nós então determinamos se a localização do *hotspot* mudava ao longo do tempo da rodovia de maior para a de menor tráfego.

Quatro submodelos foram incluídos no modelo de simulação, nesta ordem: reprodução, mortalidade, movimento e limite de densidade. Cada submodelo era aplicado a todos os indivíduos na paisagem antes que o próximo submodelo começasse. Teste de sensibilidade foi realizado para escolher parâmetros de mortalidade e reprodução que permitissem que as populações persistissem até o tempo 400 (quando a construção da rodovia ocorria) sem crescer ou decrescer exponencialmente.

Reprodução: Quando um indivíduo estava sozinho em uma célula de habitat, um número aleatório de 0 a 1 era escolhido e, se este número era menor do que a probabilidade de reprodução, aquele indivíduo produzia outro indivíduo. Ao testar as predições 1 e 2 nós usamos uma probabilidade de reprodução de 0,02 para ambas populações em todas as simulações. Para testar a predição 3, a probabilidade de reprodução era 0,02 na paisagem com a rodovia de alto tráfego e 0,015 na rodovia de menor tráfego para representar um habitat de menor qualidade.

Mortalidade: A probabilidade de um indivíduo morrer durante cada passo de tempo era de 0,013 para ambas as populações em todas as simulações. Um número entre 0 e 1 era sorteado

para cada indivíduo em qualquer célula na paisagem e, se aquele número era menor do que a probabilidade de mortalidade do modelo aquele indivíduo morria.

Limite de densidade: O modelo incluía um limite de densidade de cinco indivíduos por célula para ambas as populações em todas as simulações. Se havia mais do que cinco indivíduos em uma célula em um momento, esse submodelo aleatoriamente matava o excesso de indivíduos.

Movimento: Para cada indivíduo, uma direção e uma distância eram escolhidas para o movimento em cada passo de tempo. Indivíduos se moviam em uma caminhada aleatória correlacionada e cada ângulo de movimento era escolhido aleatoriamente entre 270 e 90 graus. O número máximo de células para o movimento era definido previamente em cada tempo como uma amplitude de movimento, e variava entre as simulações de 1 a 9 células.

Atropelamentos: Quando um animal cruzava a rodovia durante seu caminho de movimento, ele poderia ser atropelado com uma determinada probabilidade. A probabilidade para a rodovia de maior tráfego era 1 e para a de menor tráfego era 0,5.

Resultados

Consistente com a nossa primeira predição, o *hotspot* de atropelamento era inicialmente localizado na rodovia de maior tráfego e com o tempo mudou para a rodovia de menor tráfego (Fig. 2a). A mortalidade *per capita* se manteve maior para a população no entorno da rodovia de menor tráfego por um tempo após o *hotspot* de atropelamento mudar para a rodovia de menor tráfego, até que a partir de um momento a mortalidade *per capita* flutuou entre as duas populações (Fig. 2b).

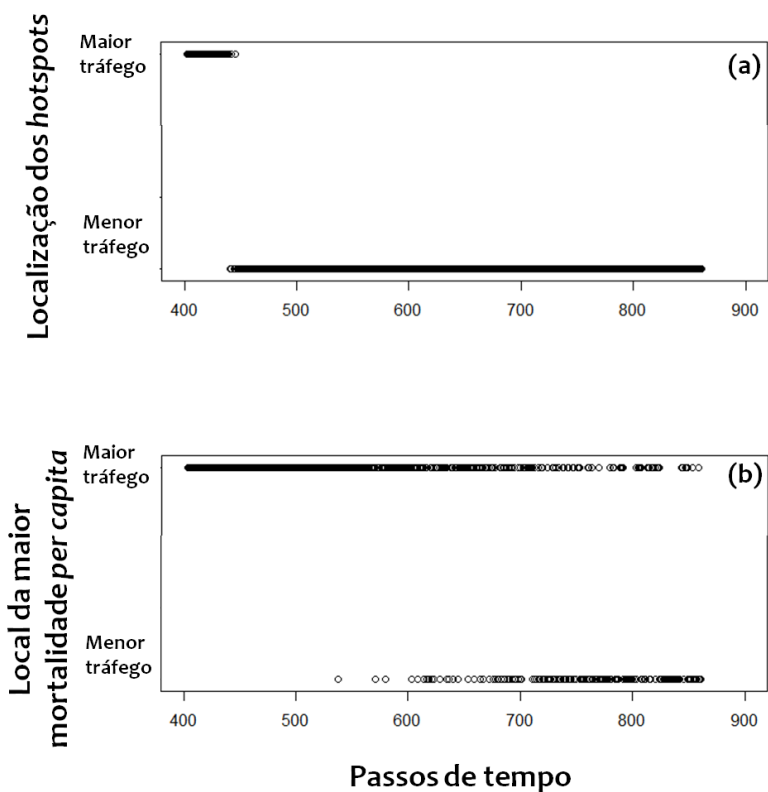


Figura 2: O *hotspot* de atropelamento estava localizado na rodovia de maior tráfego nos primeiros passos de tempo e depois se deslocou para a rodovia de menor tráfego devido à diminuição da população no entorno da rodovia de maior tráfego. Resultados médios obtidos de 200 réplicas com probabilidade de reprodução de 0,02, probabilidade de mortalidade de 0,013, e amplitude de movimento máxima de 4 células. A mortalidade na rodovia ocorreu somente após o passo de tempo 400. (a) Círculos pretos indicam a localização de *hotspots* de atropelamento. (b) Círculos pretos indicam a localização com maior mortalidade *per capita*.

Nossa segunda predição não foi suportada. A mudança na localização do *hotspot* de atropelamento da rodovia de maior tráfego para a rodovia de menor tráfego não ocorreu mais rápido para populações com maior mobilidade (Fig. 3).

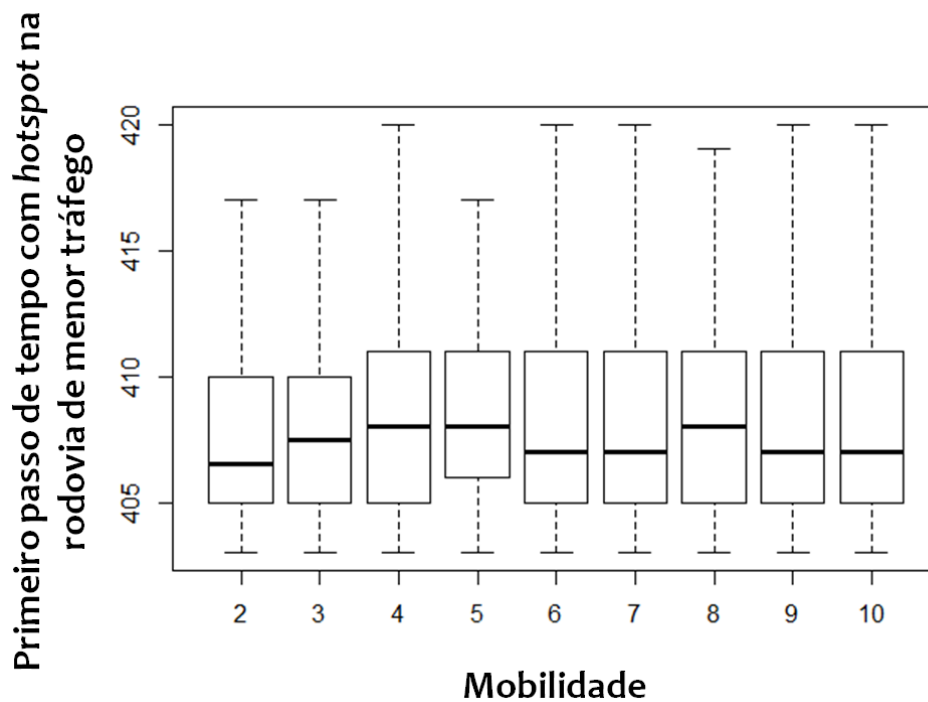


Figura 3. Primeiro passo de tempo com *hotspot* de atropelamento na rodovia de menor tráfego para cada mobilidade. A média de 200 réplicas é representada pela linha preta grossa, o 25° e o 75° percentis são representados pelo limite inferior e superior da caixa, e os desvios quartílicos são representados pelas hastes. Baseado na predição 2 nós esperávamos uma relação negativa entre o passo de tempo em que o *hotspot* mudava para a rodovia de menor tráfego e a mobilidade.

Nossa terceira predição foi parcialmente suportada. O *hotspot* de atropelamento mudou da rodovia de maior tráfego para a rodovia de menor tráfego até mesmo quando a rodovia de menor tráfego estava localizada em um habitat de menor qualidade do que a rodovia de maior tráfego (Fig. 4), mas isso não ocorreu para as populações com baixa mobilidade. Ainda, o

risco de extinção foi maior para populações com alta mobilidade para as simulações em que a qualidade de habitat era reduzida no entorno da rodovia de menor tráfego (Fig. 4).

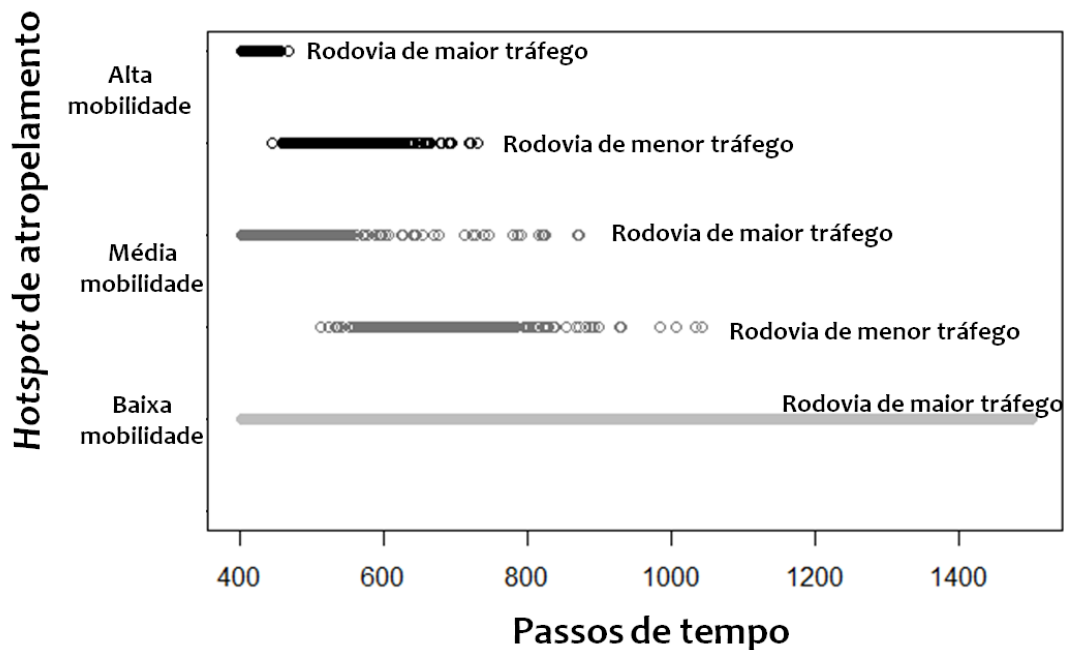


Figura 4: Localização de *hotspot* de atropelamento ao longo do tempo para diferentes amplitudes de movimento para simulações com dois tipos de qualidade de habitat. Resultados médios para 200 réplicas com probabilidade de reprodução de 0,02 na paisagem com maior tráfego e 0,015 na paisagem com menor tráfego, e probabilidade de mortalidade de 0,013. Mortalidade por atropelamento ocorre somente após o passo de tempo 400. Círculos cinza-claros = baixa mobilidade (número máximo de células cruzadas = 1), círculos cinza-escuros = média mobilidade (número máximo de células cruzadas = 4), e círculos pretos = alta mobilidade (número máximo de células cruzadas = 9). O *hotspot* de atropelamento estava localizado na rodovia de maior tráfego nos primeiros passos de tempo e mudou para a rodovia

de menor tráfego devido à diminuição do tamanho populacional no entorno da rodovia de maior tráfego para os casos de média e alta mobilidade (círculos cinza-escuros e pretos), mas para o caso de baixa mobilidade os *hotspots* (círculos cinza-claros) permaneceram o tempo todo na rodovia de maior tráfego.

Discussão

Nosso objetivo era identificar circunstâncias nas quais *hotspots* de atropelamento não são indicadores apropriados para a seleção dos melhores locais para a mitigação da mortalidade.

Os resultados dos nossos modelos de simulação suportam a predição de que *hotspots* de atropelamento podem ocorrer em trechos de rodovias com baixo risco *per capita* de mortalidade, isto é, em rodovia de baixo tráfego, devido à diminuição das populações no entorno dos trechos de maior tráfego das rodovias.

O impacto do atropelamento no tamanho populacional é muito maior na rodovia de maior tráfego do que na de menor tráfego de veículos. Ao longo do tempo, o número de animais atropelados na rodovia de maior tráfego diminuiu até o ponto em que há maior número de atropelamentos na rodovia de menor tráfego do que na de maior tráfego. Neste ponto, o *hotspot* de atropelamento na rodovia de menor tráfego é um indicador pobre do melhor local para mitigação de mortalidade. O melhor local para mitigação seria na rodovia de maior tráfego onde a mortalidade *per capita* é maior e a possibilidade de recuperação da população através da implementação de mitigação apropriada é maior. Nosso resultado está de acordo com a hipótese proposta por Fahrig *et al.* (1995) e Eberhardt, Mitchell & Fahrig (2013) para explicar a ocorrência de *hotspots* de atropelamentos para anfíbios em trechos de rodovias com

menor tráfego, independentemente da disponibilidade de habitat de alta qualidade próximo dos trechos de maior tráfego.

Nossos resultados não dão suporte à predição de que o *hotspot* de atropelamento muda mais rápido da rodovia de maior tráfego para a rodovia de menor tráfego para espécies com maior amplitude de movimento. Esse resultado pode ter sido encontrado porque a mudança na localização do *hotspot* da rodovia de maior para a de menor tráfego ocorreu muito rápido para todas as populações, embora o *hotspot* não tenha continuado na rodovia de menor tráfego por todo o tempo após esta mudança.

Embora o primeiro passo de tempo com o *hotspot* de atropelamento na rodovia de menor tráfego tenha sido similar para populações com diferentes mobilidades, as populações com maior mobilidade se extinguiram mais cedo do que populações com menor mobilidade. Esse padrão é consistente com estudos que mostram que espécies com maior mobilidade (ou espécies com maior área de vida, usado como um indicador de amplitude de movimento) são impactadas mais negativamente por rodovias (Fahrig & Rytwinski 2009; Rytwinski & Fahrig 2011; Rytwinski & Fahrig 2012), o que sugere que espécies com maior mobilidade devam ser uma prioridade para mitigação.

Nossos resultados parcialmente suportaram a predição de que, mesmo quando a qualidade do habitat é menor próximo da rodovia de menor tráfego do que da rodovia de maior tráfego, os *hotspots* ainda podem ocorrer na rodovia de menor tráfego devido à diminuição no tamanho populacional no entorno da rodovia de maior tráfego. Entretanto, nós não observamos essa mudança na localização de *hotspots* de atropelamento da rodovia de maior para a de menor tráfego para populações com baixa mobilidade. Em um cenário com baixa probabilidade de reprodução no entorno da rodovia de menor tráfego, populações com baixa mobilidade

diminuíram muito rápido e permaneceram menores do que as populações no entorno da rodovia de maior tráfego, onde os *hotspots* estavam concentrados. Esse resultado indica que o uso de *hotspots* para indicar a localização de medidas mitigadoras pode ser inadequado quando *hotspots* de atropelamento são identificados em trechos de rodovia de menor tráfego e o habitat adequado é cortado pelos trechos de maior tráfego de veículos sem a presença de *hotspots*.

Nossos resultados indicam que, para rodovias recentes, *hotspots* de atropelamento podem ser úteis para indicar locais apropriados para mitigação. Entretanto, isso rapidamente muda uma vez que em rodovias antigas os *hotspots* de atropelamento não são indicadores confiáveis dos melhores locais para mitigação da mortalidade. Medidas diretas do impacto da mortalidade da rodovia nas populações, como a mortalidade *per capita*, são indicadores melhores para definir a localização adequada de medidas mitigadoras do que *hotspots* de atropelamento (e.g. Fahrig *et al.* 1995; Hels & Buchwald 2001). No mundo real, rodovias com maior ou menor tráfego podem cortar áreas com habitat de alta ou baixa qualidade, criando situações complexas, incluindo variação no tráfego de veículos ao longo de uma mesma rodovia, ou a mudança na densidade de veículos ao longo do tempo. Embora o nosso modelo explore um cenário simples com duas rodovias, uma com alto e outra com baixo risco de mortalidade, a indicação de que *hotspots* de atropelamento devem ser usados com cautela para indicar a localização de medidas mitigadoras pode ser extrapolada para cenários mais complexos.

Pesquisadores normalmente recomendam que medidas mitigadoras sejam instaladas em *hotspots* de atropelamento (e.g. Ramp *et al.* 2005; Bissonette 2007; Huijser *et al.* 2007; Coelho *et al.* 2012; Langen *et al.* 2012; Cramer *et al.* 2014). Na situação hipotética representada em nosso modelo, essa abordagem levaria à implementação de medidas

mitigadoras na rodovia de menor tráfego e não na de maior tráfego. Esta seria uma escolha ruim, pois poderia levar a população do entorno da rodovia de maior tráfego à extinção. A mortalidade *per capita*, isto é, a chance de um indivíduo da população ser atropelado, seria um melhor indicador de locais com maior necessidade de mitigação. Segmentos de rodovia com alto risco de mortalidade podem ser detectados usando somente os atropelamentos se o monitoramento de atropelados é feito logo após a construção da rodovia. Em outros casos, informações sobre os atropelamentos devem ser combinadas com dados populacionais para estimar a mortalidade *per capita*.

Se as medidas mitigadoras forem instaladas em rodovias com alto risco identificadas com base na mortalidade *per capita* ao invés de *hotspots* de atropelamento, o impacto dos atropelamentos em populações próximas a rodovias de maior risco poderia ser mitigado. Não estamos sugerindo que a mitigação nos locais de *hotspots* não tenha sentido, mas sim que esses *hotspots* em alguns casos podem não indicar os locais onde a mitigação seria mais efetiva, especialmente em rodovias mais antigas. Dados de *hotspots* de atropelamento sozinhos não permitem conhecer a situação completa sobre o impacto dos atropelamentos nas populações. Obviamente, medidas mitigadoras em áreas onde as populações já diminuíram severamente ou onde a extinção local já ocorreu só fazem sentido se o habitat do entorno ainda for adequado e se a recolonização da área for possível. Em um estudo dos impactos da pavimentação e duplicação de uma rodovia, Jones (2000) observou que um aumento no número de atropelamentos ocorreu no primeiro ano, seguido por um decréscimo nos atropelamentos e pela extinção local de duas espécies de mamíferos, de acordo com o que seria esperado pelos resultados do nosso modelo de simulação. Entretanto, após a instalação

de medidas mitigadoras, somente uma das duas espécies monitoradas por Jones (2000) foi capaz de recolonizar a área.

Nós suspeitamos que nossos resultados de que locais com maior mortalidade absoluta podem não indicar os melhores locais onde os atropelamentos têm maior impacto sobre a persistência populacional também possam ser válidos para outras estruturas antrópicas que causam mortalidade direta da fauna devido a colisões, como ferrovias e linhas de transmissão. Nestes casos, maior mortalidade pode ser registrada nos locais onde as populações ainda não diminuíram em função de mortalidade pretérita.

Conclusões

Nosso modelo mostra que há situações plausíveis em que *hotspots* de atropelamento não são indicadores confiáveis dos melhores locais para mitigação, e que olhando para as populações por trás dos números de atropelamentos irá qualificar a seleção de áreas para que a mortalidade seja mitigada.

Agradecimentos

F.Z.T. recebeu uma bolsa da CAPES (processo n. BEX 12077/13-5) e S.M.H. teve financiamento do CNPq (304820/2014-8) durante o desenvolvimento deste estudo. Agradecemos I. P. Coelho, L. O. Gonçalves, A. Martin e G. Ferraz pelas discussões e sugestões durante a concepção deste estudo.

Referências

- Bissonette, J. (2007) *Evaluation of the Use and Effectiveness Of Wildlife Crossings*. National Cooperative Highway Research Program 25-27, Final Report.
- 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**, 23. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art23/>
- Central Intelligence Agency (CIA) (2013) *The world fact book 2013-2014*. CIA. Washington. DC. Available from <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/fields/2085.html#xx> (accessed 11 September 2015).
- Cramer, P. C., Gifford, S., Crabb, B., McGinty, C., Ramsey, D., Shilling, F., Kintsch, J., Gunson, K. & Jacobson, S. (2014) *Methodology for Prioritizing Appropriate Mitigation Actions to Reduce Wildlife-Vehicle Collisions on Idaho Highways*. Report No. FHWA-ID-14-229. 280p.
- Coelho, I. P., Teixeira, F. Z., Colombo, P., Coelho, A. V. P. & Kindel, A., 2012. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Environmental Management* **112**, 17-26.
- Eberhardt, E., Mitchell, S. & Fahrig, L. (2013) Road kill hotspots do not effectively indicate mitigation locations when past road kill has depressed populations. *The Journal of Wildlife Management* **77**(7),1353–1359.
- Fahrig, L., Pedlar, J. H., Pope, S. E., Taylor, P. D. & Wegner, J. F. (1995) Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* **73**, 177-182.

- Fahrig, L., & Rytwinski, T. (2009) Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* **14**, 21. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art21/>
- Forman, R. T. T. & Alexander, L. E. (1998) Roads and their major ecological effects. *Annual Review on Ecology and Systematics* **29**, 207-231.
- Glista, D. J., DeVault, T. L. & DeWoody, J. A. (2009) A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning* **91**, 1–7.
- Gunson, K. E. & Teixeira, F. Z. (2015) Road–wildlife mitigation planning can be improved by identifying the patterns and processes associated with wildlife-vehicle collisions. *Handbook of Road Ecology* (eds. R. van der Ree, D. J. Smith & C. Grilo). First Edition. John Wiley & Sons, Ltd. Ltd. www.wiley.com/go/vanderree/roadecology
- Hels, T. & Buchwald, E. (2001) The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* **99**, 331–340.
- Huijser, M. P., Fuller, J., Wagner, M. E., Hardy, A. & Clevenger, A. P. (2007) National Cooperative Highway Research Program Synthesis 370: Animal–Vehicle Collision Data Collection, A Synthesis of Highway Practice. Transportation Research Board, Washington, D.C.
- Jackson, N.D. & Fahrig, L. (2011) Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation* **144**, 3143–3148.
- Jones, M. E. (2000). Road upgrade, road mortality and remedial measures: impacts on a population of eastern quolls and Tasmanian devils. *Wildlife Research* **27**, 289–296.

- Langen, T. A., Gunson, K. E., Scheiner, C. A. & Boulerice, J. T. (2012) Road mortality in freshwater turtles: identifying causes of spatial patterns to optimize road planning and mitigation. *Biodiversity Conservation* DOI 10.1007/s10531-012-0352-9.
- 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**, 474–490.
- Rytwinski, T. & Fahrig, L. (2011) Reproductive rate and body size predict road impacts on mammal abundance. *Ecological Applications* **21**, 589–600.
- Rytwinski, T. & Fahrig, L. (2012) Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biological Conservation* **147**, 87–98.
- Wilensky, U. (1999) *NetLogo*. <http://ccl.northwestern.edu/netlogo/>. Center for Connected Learning and Computer-Based Modeling, Northwestern University. Evanston, IL.

When road-kill hotspots do not indicate the best sites for road-kill mitigation

Fernanda Zimmermann Teixeira: Postgraduate Program in Ecology, UFRGS, Porto Alegre, Brazil.

Andreas Kindel: Postgraduate Program in Ecology, UFRGS, Porto Alegre, Brazil, e-mail: andreas.kindel@ufrgs.br

Sandra Maria Hartz: Postgraduate Program in Ecology, UFRGS, Porto Alegre, Brazil, e-mail: sandra.hartz@ufrgs.br

Scott Mitchell: Geomatics and Landscape Ecology Laboratory, Department of Geography and Environmental Studies, Carleton University, Ottawa, Canada, e-mail: scott_mitchell@carleton.ca

Lenore Fahrig: Geomatics and Landscape Ecology Laboratory, Department of Biology, Carleton University, Ottawa, Canada, e-mail: lenore_fahrig@carleton.ca

Corresponding author: F. Z. Teixeira. Postgraduate Program in Ecology, UFRGS, Av. Bento Gonçalves 9500, Sector 4, Building 43422, Room 102. Postal Box 15007 – Postal Code 91501-970. Porto Alegre, Brazil. Telephone: +555133087623 Fax: +555133087626.

Summary

5. The effectiveness of measures installed to mitigate wildlife road-kill depends on their placement along the road. Road-kill hotspots are frequently used to identify priority locations for mitigation measures. However, in situations where previous road-kill has reduced population size, road-kill hotspots may not indicate the best sites for mitigation.

6. The purpose of this study was to use a simulation model to identify circumstances in which road-kill hotspots are not appropriate indicators for the selection of the best road-kill mitigation sites. We predicted that (1) road-kill hotspots move in time from high-traffic roads to low-traffic roads, due to population depression near the high-traffic road caused by the road-kill; (2) this shift will occur earlier for more mobile species because they should interact more often with the road; (3) this shift can occur even if the low-traffic road runs through lower-quality habitat than the high-traffic road. To test these predictions, we developed a stochastic, individual-based model in NetLogo in which individuals move across landscapes bisected by a road with high or low traffic.

7. Our simulation results supported predictions 1 and 3, while prediction 2 was not supported.

8. *Synthesis and applications:* Our results indicate that, for new roads, road-kill hotspots can be useful to indicate appropriate sites for mitigation. On older roads, road-kill hotspots may not indicate the best sites for road mitigation. Direct measures of the road impact on the population, such as per capita mortality, are better indicators of appropriate mitigation sites than road-kill hotspots.

Keywords animal-vehicle collisions, road mortality, mitigation placement, per capita mortality, population persistence, population depression, wildlife-vehicle collisions

Introduction

Roads form a ubiquitous network worldwide (CIA 2013) and, due to the awareness generated by road ecology studies, there are legal obligations for mitigating road-kills in many countries. Animal mortality due to animal-vehicle collisions is sometimes mitigated by measures such as underpasses, overpasses and fences, however, the effectiveness of these measures depends on their placement along the road (Glista, DeVault & DeWoody 2009). Choosing priority locations for mitigation measures is a challenge for road planners and ecologists, and many studies and guides of best practices recommend priority locations for mitigation based on road-kill hotspots, e.g. Ramp *et al.* (2005), Bissonette (2007), Huijser *et al.* (2007), Coelho *et al.* (2012), Langen *et al.* (2012), Cramer *et al.* (2014) and Gunson & Teixeira (2015). This seems logical considering that road mortality is a major impact of roads on wildlife and are in fact more important for population persistence than isolation (Forman & Alexander 1998; Jackson & Fahrig 2011).

However, in situations where road-kill has reduced animal population sizes, road-kill hotspots may not indicate the best sites for mitigation measures. Two empirical studies found more road-killed amphibians ('road-kill hotspots') on road segments with lower traffic than on road segments with higher traffic (Fahrig *et al.* 1995; Eberhardt, Mitchell & Fahrig 2013).

Amphibian populations are known to be highly susceptible to roads (Rytwinski & Fahrig 2012), and these effects are mainly due to mortality, as amphibians do not avoid roads (Bouchard *et al.* 2009). Fahrig *et al.* (1995) and Eberhardt, Mitchell & Fahrig (2013)

therefore hypothesized that road-kill hotspots were located on low-traffic road segments because populations near the high-traffic road segments were depressed due to past road mortality, thus reducing the current numbers of road-killed amphibians on the high-traffic roads. While the number of dead amphibians was higher on the low-traffic road segments, the per capita mortality rate was higher on the high-traffic road segments (Fahrig *et al.* 1995). The authors therefore suggest that road-kill hotspots may not indicate the best locations for mitigation of road mortality. Instead, mitigation should be most effective where per capita mortality is highest; this should be on high-traffic roads where populations are depressed due to the cumulative effects of past road-kill. If this inference is true, then current expenditures on road mitigation at road-kill hotspots is likely much less effective than it might otherwise be.

The purpose of this study was to use a simulation model to identify circumstances in which road-kill hotspots are not appropriate indicators for the selection of the best road-kill mitigation sites. We developed a stochastic, individual-based model in which individuals move across landscapes bisected by a road with high or low traffic, thus producing high and low mortality probability when crossing the road. We predicted that (1) the road-kill hotspot should move in time from a high-traffic road to a low-traffic road due to population depression near the high-traffic road; (2) this shift should occur earlier for species with higher mobility because they should interact more often with the road; (3) this shift can occur even if the low-traffic road runs through lower-quality habitat than the high-traffic road indicating that high-traffic roads near wildlife habitat would need mitigation (Fig. 1). Prediction 1 was supported and prediction 3 was partially supported by the results of our simulation model, while prediction 2 was not supported.

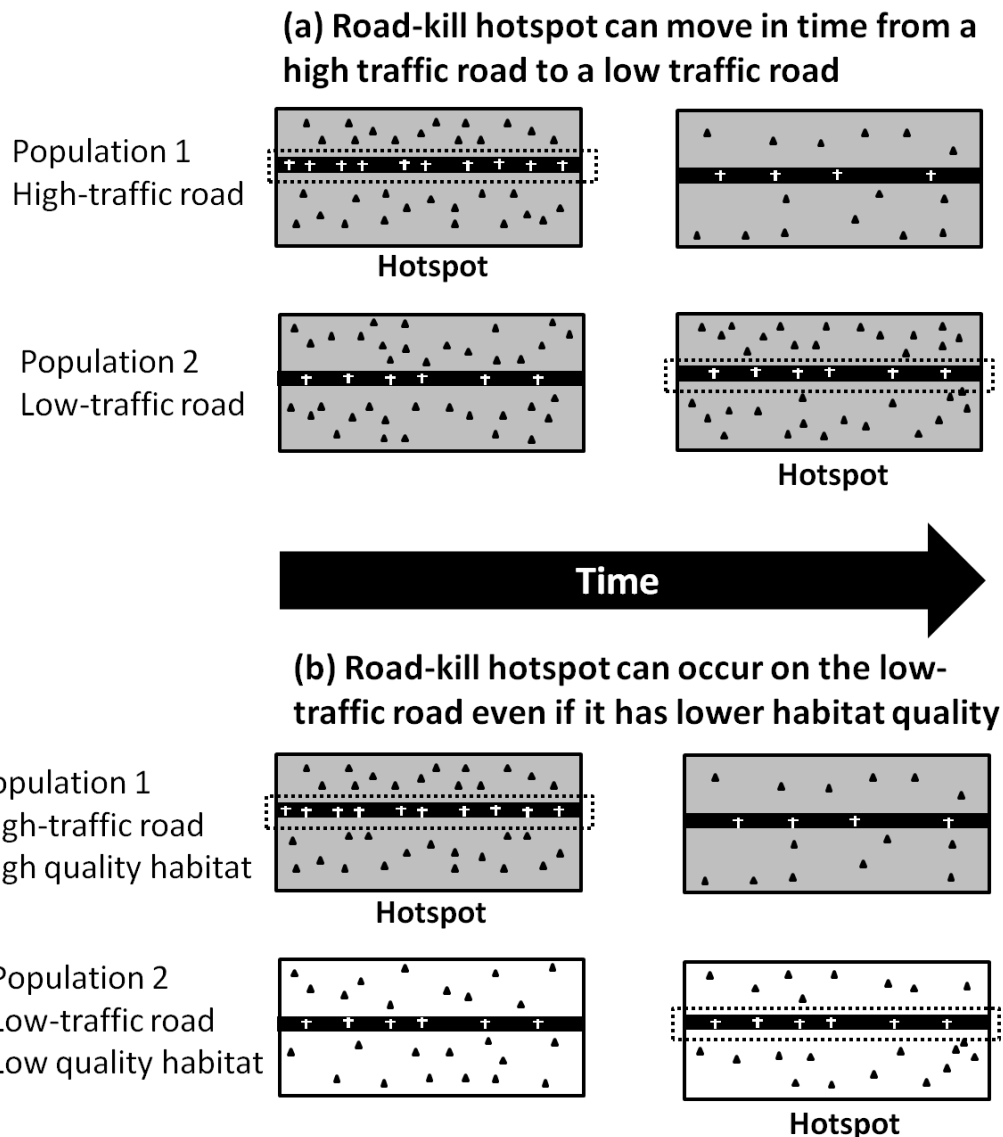


Figure 1: Illustration of predictions 1 and 3 (see text). (a) Road-kill hotspots can move in time from a high-traffic road to a low-traffic road due to population depression near the high-traffic road caused by road mortality. (b) This can occur even if the low-traffic road runs through lower-quality habitat than the high-traffic road. Black triangles represent live individuals, while white crosses represent road-kills. Dashed rectangles represent road-kill hotspots. The black line in the centre of each panel is the road. Higher-quality habitat is

indicated by gray shading. Note that the term ‘hotspot’ is relative; it means the location with the higher road mortality at any given time.

Materials and Methods

To test the predictions above we developed a stochastic, individual-based model using NetLogo software (Wilensky 1999). The model is not tailored to a particular species as our goal was to determine whether the predicted patterns are likely to occur in general. Note a road-kill hotspot is a location with higher road-kill than other locations at a given time. Here we consistently compare two locations, one with high traffic and the other with low traffic. The model simulated the dynamics of two hypothetical populations, one living around a high-traffic road segment and the other living around a low-traffic road segment. Each population started with 400 individuals randomly placed in a 25 x 25 cell landscape with the road bisecting the landscape in the center. Road mortality began at the 400th time step, representing the time at which the road was constructed. We varied animal mobility (maximum number of cells crossed per individual per time step) between runs, with 200 replicate runs for each mobility value. Within a run, at each time step we determined whether the number of road-kills was higher on the high-traffic road or the lower-traffic road, and we determined the per capita road-kill rate for each population. Each replicate run had 1500 time steps, and results were truncated to the last time step with an extant population in both landscapes.

To test our first prediction we determined whether the location of the hotspot (the site with higher road-kill) shifted over time from the high-traffic to the low-traffic road. To test our second prediction, for each movement range we identified the time step in each replicate run

when the hotspot shifted from the high-traffic road to the low-traffic road. To test our third prediction we reduced the habitat quality around the low-traffic road by reducing reproductive probability there. We then determined whether the location of the hotspot shifted over time from the high-traffic to the low-traffic road.

Four submodels were included in the simulation model, in this order: reproduction, mortality, movement and density limit. Each submodel was applied to all individuals in the landscape before the next submodel started. Sensitivity testing was carried out to choose reproduction and mortality parameters that permitted populations to persist to the 400th time step (when road construction occurred) without growing or declining exponentially.

Reproduction: When an individual was alone in a habitat cell, a random number from 0 to 1 was chosen and, if that number was lower than the reproduction probability, that individual produced another individual. In testing Predictions 1 and 2 we use a reproduction probability value of 0.02 for both populations and all runs. For testing Prediction 3, reproduction probability was 0.02 in the high-traffic landscape and 0.015 in the low-traffic landscape to represent lower habitat quality.

Mortality: The probability that an individual died during each step was set to 0.013 for both populations in all runs. For each individual in any cell in the landscape, a random number from 0 to 1 was chosen and, if that number was lower than the mortality probability in the model, that individual died.

Density limit: The model included a density limit of 5 individuals per cell for both populations in all runs. If there were more than five individuals in a given cell at a given time step, this submodel randomly killed the excess individuals.

Movement: For each individual, a direction and distance for movement were chosen in each time step. Individuals moved in a correlated random walk and each angle of movement was randomly chosen between 270 and 90 degrees. The maximum number of cells for movement was defined a priori in each run as a movement range, and varied between runs from 1 to 9 cells.

Road-kill: When an individual crossed a road in the landscape during its movement path, it suffered road-kill with a given probability. The probability for the high-traffic road was 1.0 and for the low-traffic road was 0.5.

Results

Consistent with our first prediction, the road-kill hotspot was initially located on the high-traffic road but over time it shifted to the low-traffic road (Fig. 2a). Per capita road-kill was higher for the population near the high-traffic road for some time after the road-kill hotspot had shifted to the low-traffic road and then it fluctuated between the two roads (Fig. 2b).

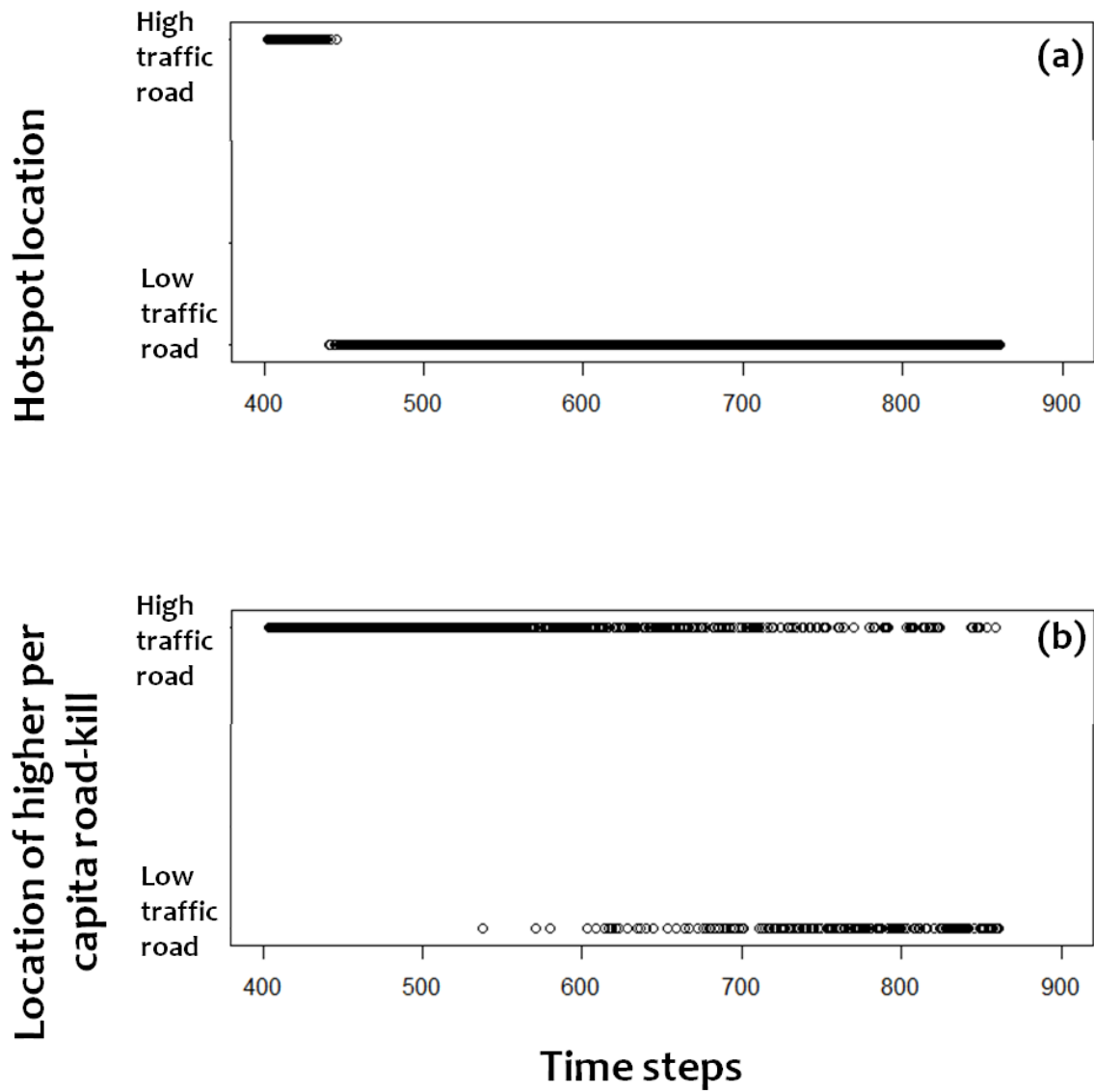


Figure 2: The road-kill hotspot was located on the high-traffic road in the first time steps and shifted to the low-traffic road with time due to population depression near the high-traffic road. Mean results obtained from 200 replicate runs for reproduction probability 0.02, mortality probability 0.013, and maximum movement range 4 cells. Road mortality occurred

only after the 400th time step. (a) Black circles indicate the location of the road-kill hotspot. (b) Black circles indicate the location with higher per capita road-kill.

Our second prediction was not supported. The shift of the road-kill hotspot from the high-traffic road to the low-traffic road did not occur earlier for populations with higher mobility (Fig. 3).

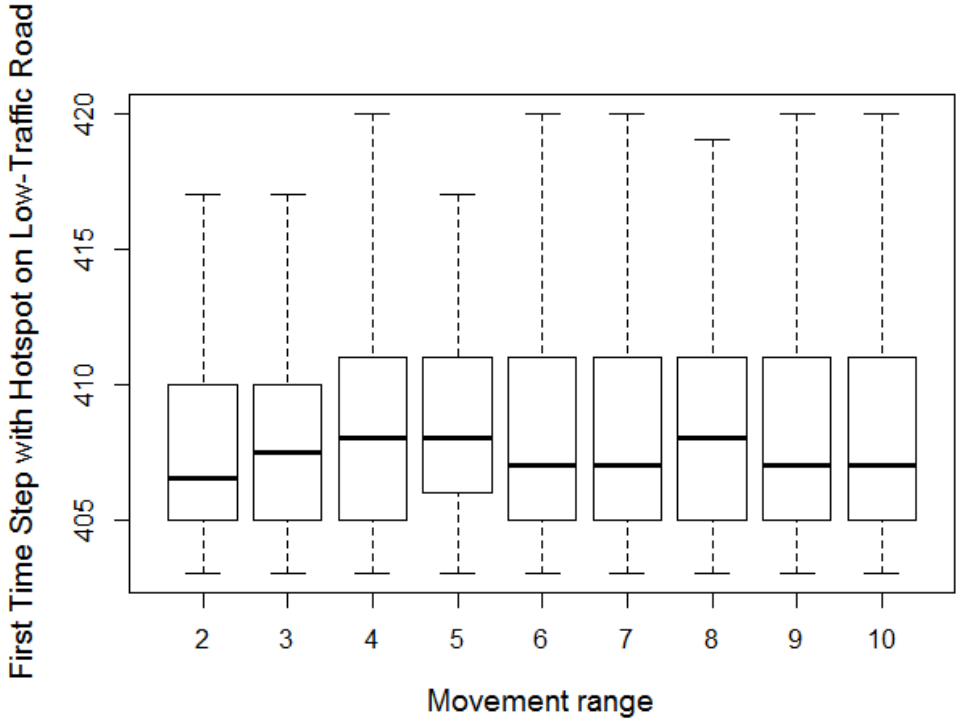


Figure 3. First time step with the road-kill hotspot on the low-traffic road for each movement range. The median of 200 replicate runs is represented by the black bold line, 25th and 75th percentiles are represented by the bottom and the top of the box, and the quartile deviations are represented by whiskers. Based on Prediction 2 we expected a negative relationship between the time at which the hotspot shifted to the low-traffic road and movement range.

Our third prediction was partially supported. The road-kill hotspot shifted from the high-traffic road to the low-traffic road even when the low-traffic road ran through lower-quality habitat than the high-traffic road (Fig. 4), but this did not occur for the lowest movement range. Also, the risk of extinction was higher for populations with higher mobility for the simulation runs where habitat quality was reduced near the low-traffic road (Fig. 4).

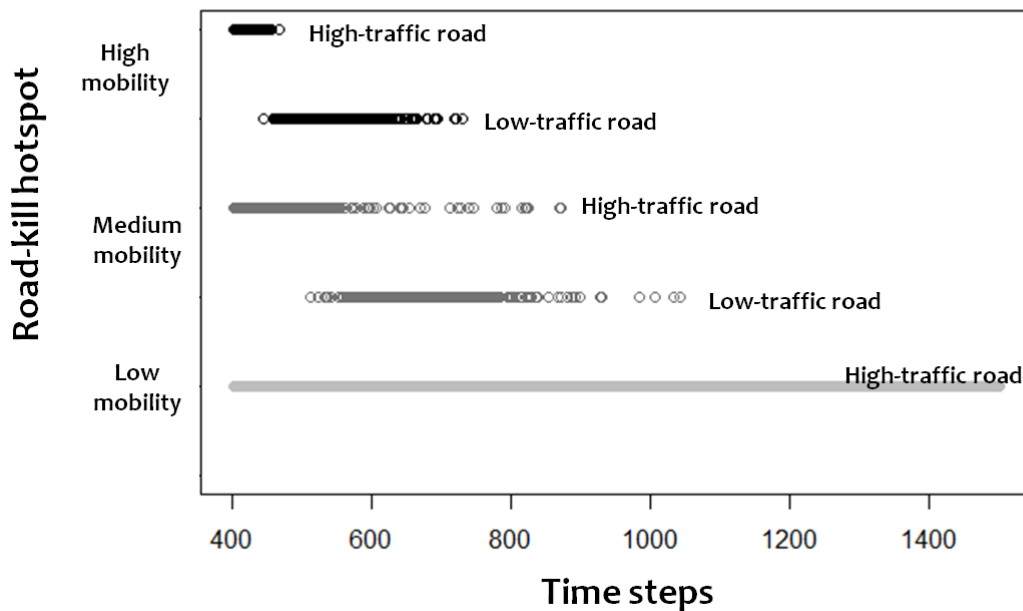


Figure 4: Road-kill hotspot location along time for different movement ranges for the simulation model with two different habitat qualities. Mean results obtained from 200 replicate runs for reproduction probability 0.02 in the high-traffic landscape and 0.015 in the low-traffic landscape, and mortality probability 0.013. Road mortality occurs only after 400th time step. Light grey circles = low mobility (maximum number of cells crossed = 1), dark grey circles = medium mobility (maximum number of cells crossed = 4), and black circles =

high mobility (maximum number of cells crossed = 9). The road-kill hotspot was located on the high-traffic road in the first time steps and shifted to the low-traffic road with time due to population depression near the high-traffic road for medium and high mobility (dark grey and black circles), but for low mobility the hotspot (light grey circles) remained the whole time in the high-traffic road.

Discussion

Our objective was to identify circumstances in which road-kill hotspots are not appropriate indicators for the selection of the best road-kill mitigation sites. The results of our simulation models supported the prediction that road-kill hotspots can occur on road segments with low per capita road mortality risk, i.e. low-traffic roads, due to population depression near high-traffic roads. The impact of road-kill on population size is much higher on the high-traffic road than on the low-traffic road. Over time, the number of road-killed animals on the high-traffic road therefore declines to the point that there are more road-kills on the low-traffic road than on the high-traffic road. At this point, the road-kill hotspot on the low-traffic road is a poor indicator of the best location for road-kill mitigation. The best location for mitigation would be on the high-traffic road where per capita road mortality is higher and the possibility of population recovery through appropriate mitigation is high. Our result is in accordance with the hypothesis proposed by Fahrig *et al.* (1995) and Eberhardt, Mitchell & Fahrig (2013) to explain the occurrence of road-kill hotspots for amphibians on low-traffic roads, despite the availability of high-quality habitat near the high-traffic roads.

Our results did not support our prediction that the shift in road-kill hotspot location from the high-traffic road to the low-traffic road should occur earlier for species with higher movement ranges. This may have occurred because the shift of hotspot location occurred very

fast for all populations, even though the hotspot did not continue in the low-traffic road (once shifted) for the whole time. Although the first time step with the hotspot at the low-traffic road was similar for populations with different movement ranges, populations with higher mobility went extinct earlier than populations with lower mobility. This is consistent with studies showing that species with higher mobility (or larger home range areas, as an indicator of movement range) are more negatively impacted by roads (Fahrig & Rytwinski 2009; Rytwinski & Fahrig 2011; Rytwinski & Fahrig 2012), suggesting that mobile species should have priority for road-kill mitigation.

Our results partially supported the prediction that, even when habitat quality is lower near a low-traffic road than near a high-traffic road, hotspots can still occur on the low-traffic road due to population depression near the high-traffic road. However, we did not see this shift in the location of road-kill hotspots from the high to the low-traffic road for populations with a low movement range. In a scenario with low reproduction probability near a low-traffic road, populations with low mobility decreased very fast and remained smaller than the populations near a high-traffic road, where hotspots were concentrated. This result indicates that when road-kill hotspots are identified on low-traffic road segments while wildlife habitat is intersected by high-traffic roads without hotspots the use of road-kill hotspots to decide where to put mitigation may be misleading.

Our results indicate that, for new roads, road-kill hotspots can be useful to indicate appropriate sites for mitigation. However, this quickly changes such that, on older roads, road-kill hotspots are not reliable indicators of the best sites for road-kill mitigation. Direct measures of road impacts on populations, such as per capita mortality, are better indicators of appropriate mitigation sites than road-kill hotspots (e.g. Fahrig *et al.* 1995; Hels & Buchwald

2001). In the real world, roads with high or low traffic may bisect areas with high and low habitat quality, imposing complex situations, including traffic varying along the same road, and changing traffic density through time. Although our model explores a simplistic scenario with two roads, one of high and one of low mortality risk, the indication that road-kill hotspots should be used with caution to indicate mitigation placement may be extrapolated to more complex scenarios.

Researchers often recommend that mitigation measures be installed at road-kill hotspots (e.g. Ramp *et al.* 2005; Bissonette 2007; Huijser *et al.* 2007; Coelho *et al.* 2012; Langen *et al.* 2012; Cramer *et al.* 2014). In the hypothetical situation represented in our model, this approach would lead to implementation of mitigation on the low-traffic road and not on the high-traffic road. This would be a poor choice as it may lead to the local extinction of the population near the high-risk road. Per capita road mortality, the chance of an individual in the population being killed by road traffic, would be a better indication of locations with a higher need of road-kill mitigation. Road segments with higher mortality risk can be detected using road-kill only if road-kill monitoring is performed immediately after road construction. Otherwise, road-kill information must be combined with population data to estimate per capita mortality.

If mitigation was installed on roads with high risk identified based on per capita mortality rather than hotspots, the impact of road mortality on populations near high risk roads could be mitigated. We are not suggesting that mitigation at road-kill hotspots is pointless, but rather that these hotspots may not indicate the most effective sites for mitigation in some cases, particularly on older roads. Data on road-kill hotspots alone does not provide the whole picture of the impact of road mortality on animal populations. Of course, mitigation in areas

with severely decreased populations or where extinction has already occurred only makes sense if the nearby habitat is still suitable and if recolonization of the site is possible. In a study of the impacts of a road widening and paving, Jones (2000) observed that an increase in the number of road-kills occurred in the first year, followed by a decrease and local extinction of two mammal species, in accordance with what is expected according to the results of our simulation model. However, after the installation of mitigation measures, only one of the species monitored by Jones (2000) was able to recolonize the area.

We suspect our finding that sites with higher mortality may not indicate the sites with the largest effect on population persistence may also be valid for other anthropogenic structures that cause direct wildlife mortality due to collisions, such as railroads and power lines. In these cases, higher mortality may be found where populations are not yet depressed by past mortality.

Conclusions

Our model shows that plausible situations exist where hotspots may not be reliable indicators of the best sites for mitigation, and that looking at the populations behind the road-kill numbers will improve selection of sites for mitigating the effects of road mortality. Estimating per capita mortality instead of identifying road-kill hotspots is preferable for informing mitigation priorities on older roads, due to the effects of past mortality.

Acknowledgements

F.Z.T. received a scholarship from CAPES (process n. BEX 12077/13-5) and S.M.H. was funded by CNPq (304820/2014-8) during the development of this study. We thank I. P. Coelho, L. O. Gonçalves, A. Martin and G. Ferraz for discussions and suggestions during the conception of this study.

References

- Bissonette, J. (2007) *Evaluation of the Use and Effectiveness Of Wildlife Crossings*. National Cooperative Highway Research Program 25-27, Final Report.
- 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**, 23. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art23/>
- Central Intelligence Agency (CIA) (2013) *The world fact book 2013-2014*. CIA. Washington. DC. Available from <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/fields/2085.html#xx> (accessed 11 September 2015).
- Cramer, P. C., Gifford, S., Crabb, B., McGinty, C., Ramsey, D., Shilling, F., Kintsch, J., Gunson, K. & Jacobson, S. (2014) *Methodology for Prioritizing Appropriate Mitigation Actions to Reduce Wildlife-Vehicle Collisions on Idaho Highways*. Report No. FHWA-ID-14-229. 280p.

- Coelho, I. P., Teixeira, F. Z., Colombo, P., Coelho, A. V. P. & Kindel, A., 2012. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Environmental Management* **112**, 17-26.
- Eberhardt, E., Mitchell, S. & Fahrig, L. (2013) Road kill hotspots do not effectively indicate mitigation locations when past road kill has depressed populations. *The Journal of Wildlife Management* **77**(7),1353–1359.
- Fahrig, L., Pedlar, J. H., Pope, S. E., Taylor, P. D. & Wegner, J. F. (1995) Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* **73**, 177-182.
- Fahrig, L., & Rytwinski, T. (2009) Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* **14**, 21. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art21/>
- Forman, R. T. T. & Alexander, L. E. (1998) Roads and their major ecological effects. *Annual Review on Ecology and Systematics* **29**, 207-231.
- Glista, D. J., DeVault, T. L. & DeWoody, J. A. (2009) A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning* **91**, 1–7.
- Gunson, K. E. & Teixeira, F. Z. (2015) Road–wildlife mitigation planning can be improved by identifying the patterns and processes associated with wildlife-vehicle collisions. *Handbook of Road Ecology* (eds. R. van der Ree, D. J. Smith & C. Grilo). First Edition. John Wiley & Sons, Ltd. Ltd. www.wiley.com/go/vanderree/roadecology
- Hels, T. & Buchwald, E. (2001) The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* **99**, 331–340.

- Huijser, M. P., Fuller, J., Wagner, M. E., Hardy, A. & Clevenger, A. P. (2007) National Cooperative Highway Research Program Synthesis 370: Animal–Vehicle Collision Data Collection, A Synthesis of Highway Practice. Transportation Research Board, Washington, D.C.
- Jackson, N.D. & Fahrig, L. (2011) Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation* **144**, 3143–3148.
- Jones, M. E. (2000). Road upgrade, road mortality and remedial measures: impacts on a population of eastern quolls and Tasmanian devils. *Wildlife Research* **27**, 289–296.
- Langen, T. A., Gunson, K. E., Scheiner, C. A. & Boulter, J. T. (2012) Road mortality in freshwater turtles: identifying causes of spatial patterns to optimize road planning and mitigation. *Biodiversity Conservation* DOI 10.1007/s10531-012-0352-9.
- 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**, 474–490.
- Rytwinski, T. & Fahrig, L. (2011) Reproductive rate and body size predict road impacts on mammal abundance. *Ecological Applications* **21**, 589–600.
- Rytwinski, T. & Fahrig, L. (2012) Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biological Conservation* **147**, 87–98.
- Wilensky, U. (1999) *NetLogo*. <http://ccl.northwestern.edu/netlogo/>. Center for Connected Learning and Computer-Based Modeling, Northwestern University. Evanston, IL.

CAPÍTULO 4

HABITAT FRAGMENTATION AND CONNECTIVITY LOSS BY ROADS IN SOUTH BRAZILIAN GRASSLANDS

**[CHAPTER 4: FRAGMENTAÇÃO DE HABITAT E PERDA DE CONECTIVIDADE POR RODOVIAS
NOS CAMPOS SULINOS DO BRASIL]**

Artigo a ser submetido para o periódico *Landscape and Urban Planning*

Fragmentação de habitat e perda de conectividade por rodovias nos campos sulinos do Brasil

Fernanda Z. Teixeira¹, Milton C. Ribeiro², Sandra M. Hartz¹ & Andreas Kindel¹

1 – Programa de Pós Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

2 – Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC), Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, SP, Brasil.

Autor para correspondência: Fernanda Zimmermann Teixeira, Programa de Pós Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, setor IV, prédio 434222, Caixa Postal 15007, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil. Email: fernandazteixeira@gmail.com

Principais pontos

- A barreira criada por rodovias causa mudanças severas nas métricas de paisagem
- O status de conservação dos campos sulinos do Brasil é mais crítico do que atualmente reconhecido
- O efeito de fragmentação da rede viária municipal não pode ser negligenciado
- Rodovias são o principal agente de fragmentação dos campos sulinos no Brasil
- É necessário aumentar a permeabilidade da paisagem para diminuir o efeito de barreira de rodovias

Resumo

Para conservar os campos sulinos no Brasil, é necessário avaliar seu *status* de conservação, saber qual a quantidade de área remanescente, como as manchas remanescentes estão distribuídas e quais as ameaças existentes. Rodovias podem reduzir a permeabilidade da matriz ao atuarem como uma barreira ou um filtro aos movimentos, como um resultado de altas taxas de mortalidade, do evitamento de veículos ou da estrada ou da degradação de habitats próximo das estradas. A existência de rodovias cortando habitats remanescentes faz com que manchas identificadas como tendo habitat de alta qualidade ou como tendo tamanho suficiente para manter a biodiversidade podem de fato ser muito menores devido ao efeito da fragmentação e degradação por rodovias. Neste estudo nos respondemos as seguintes perguntas: (1) Qual a magnitude da mudança no tamanho e no número das manchas campestres quando a fragmentação por rodovias é incluída? (2) Quanto diferentes redes viárias (municipal, estadual ou federal) afetam a fragmentação e a conectividade das áreas campestres? e (3) Como o decréscimo no tamanho de agrupamentos funcionais varia para espécies com diferentes mobilidades? Ao incluir as rodovias como uma barreira na paisagem, o número de manchas campestres aumentou 2,61 vezes, o tamanho médio de mancha diminuiu 2,64 vezes, e o tamanho da maior mancha foi 6,8 vezes menor do que o previamente estimado. Nossos resultados mostram que o *status* de conservação dos campos sulinos no Brasil é muito mais crítico do que usualmente reconhecido. Incorporar redes de rodovias em avaliações do *status* de fragmentação e da conservação de ecorregiões é uma abordagem importante para avaliar a necessidade de manejar os efeitos de estradas para além da escala local.

Palavras-chave Impacto de rodovias, rodovias como barreira, perda de habitat, teoria dos grafos, conectividade funcional.

Introdução

A necessidade de conservar espécies e ecossistemas demanda a avaliação do *status* de conservação de habitats remanescentes visando identificar áreas prioritárias para ações de conservação (IUCN, 2013; Keith et al., 2013; Rudnick et al., 2012). No passado, os ambientes campestres foram negligenciados por cientistas, conservacionistas e pelo público em geral, e somente recentemente campos tropicais e subtropicais começaram a ser considerados prioridade para conservação e pesquisa ao redor do mundo (Bond & Parr 2010). Para conservar estas áreas campestres, o primeiro passo é avaliar seu *status* de conservação, quanto existe de área remanescente, como as manchas remanescentes estão distribuídas e quais ameaças existem.

A fragmentação de habitat, definida aqui como a divisão de habitat (Fahrig 2003), é uma preocupação comum em áreas florestadas nos trópicos, mas a divisão e isolamento de manchas de habitat devido a atividades humanas também é uma das maiores ameaças às áreas campestres (Roch & Jaeger 2014). Em paisagens fragmentadas, a persistência de populações em longo prazo dependerá da quantidade e qualidade de habitat, assim como do movimento de indivíduos entre as manchas, tornando a conectividade, sua avaliação, sua proteção e eventual restauração preocupações importantes (Crooks & Sanjayan, 2006). A dispersão é um dos mecanismos mais importantes para a adaptação das espécies às mudanças climáticas, e a conectividade também é uma questão central neste contexto (Vos et al., 2008, Heller & Zavaleta, 2009).

Devido ao seu efeito sobre os processos ecológicos e entre manchas de habitat (Prevedello & Vieira, 2010), avaliações de conectividade de habitat devem explicitamente incorporar características da matriz (Brotons et al., 2003, Watling et al., 2011). A composição, dinâmica e estrutura da matriz têm implicações nos movimentos da fauna e o tipo de matriz pode influenciar fortemente o isolamento efetivo de manchas de habitat (Ricketts, 2001). Para animais que usam áreas campestres como habitat, áreas urbanizadas e de agricultura, responsáveis por perda de habitat e fragmentação, podem ser percebidas como matriz.

Rodovias são um tipo de infraestrutura quase onipresente e podem reduzir a permeabilidade da matriz ao atuarem como filtro ou barreira ao movimento, restringindo a acessibilidade aos habitats e recursos disponíveis ou impedindo a dispersão (van der Ree, 2006). Este efeito de filtro ou barreira pode resultar de: a) altas taxas de mortalidade (Bennett et al., 2011), b) evitamento de veículos ou da rodovia (Jaeger & Fahrig 2004) ou c) degradação do habitat próximo às estradas (Eigenbrod et al., 2009, Jaeger et al., 2006). A existência de rodovias cortando remanescentes de habitat faz com que manchas identificadas como tendo habitat de alta qualidade ou sendo suficientemente grandes para manter a biodiversidade possam de fato ser bem menores devido à fragmentação e degradação causada por rodovias. Estudos dos efeitos de rodovias são geralmente focados em uma escala local ou em apenas um segmento de estrada, e somente poucos estudos realizados até o momento consideraram os efeitos de rodovias como um agente de quebra de conectividade em escalas amplas (e.g. Fu et al. 2010, Scolozzi & Geneletti, 2012, Gurrutxaga & Saura 2014).

Neste estudo nosso objetivo foi estimar a influência da inclusão da rede de rodovias no grau de fragmentação do habitat e redução da conectividade nos campos sulinos do Brasil. Assumindo que a rede de rodovias atua como uma barreira aos movimentos da fauna, nós

abordamos as seguintes perguntas: (1) Qual a magnitude da mudança no tamanho e número de manchas campestres quando a fragmentação por rodovias é incluída? (2) Como diferentes redes (municipal, estadual ou federal) afetam a fragmentação e conectividade dos campos? e (3) Como o decréscimo no tamanho de agrupamentos funcionais varia para espécies com diferentes mobilidades?

Métodos

Área de estudo

Neste estudo nós quantificamos o padrão das áreas campestres afetadas pela rede rodoviária no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. O estado do Rio Grande do Sul possui 75% dos campos sulinos do Brasil e é uma unidade geográfica definida, facilitando o desenvolvimento de políticas relacionadas à conservação ao nível estadual (Figura 1).

Os campos sulinos do Brasil estão incluídos na ecorregião das savanas e campos temperados (Olson & Dinerstein 2002), e estão entre os campos mais ricos em espécies do mundo, com um número estimado de 3000-4000 espécies de plantas (Overbeck et al., 2007). Esses campos são o tipo de habitat mais importante da região, e abrangem uma parcela importante da fauna silvestre brasileira, incluindo 20 a 25% das aves e mamíferos nativos que ocorrem no Rio Grande do Sul, com pelo menos 21 espécies endêmicas de vertebrados. Ainda, 49 espécies de vertebrados ameaçados no Rio Grande do Sul utilizam os campos como habitat (Bencke 2009).

A expansão da agricultura, particularmente plantações de soja e arroz, é a principal ameaça à conservação dos campos ao redor do mundo, já que causam intensas mudanças no uso do solo. A silvicultura, especialmente com plantações de pinus e eucaliptos para fins comerciais, atualmente está causando grandes mudanças nessa região, cobrindo em torno de 2 milhões de

hectares (Overbeck et al. 2007), com a previsão de conversão de outras grandes extensões de campos em florestas plantadas nos próximos anos. Rodovias são a principal estrutura de transporte de grãos, madeira e outros bens produzidos no Rio Grande do Sul.

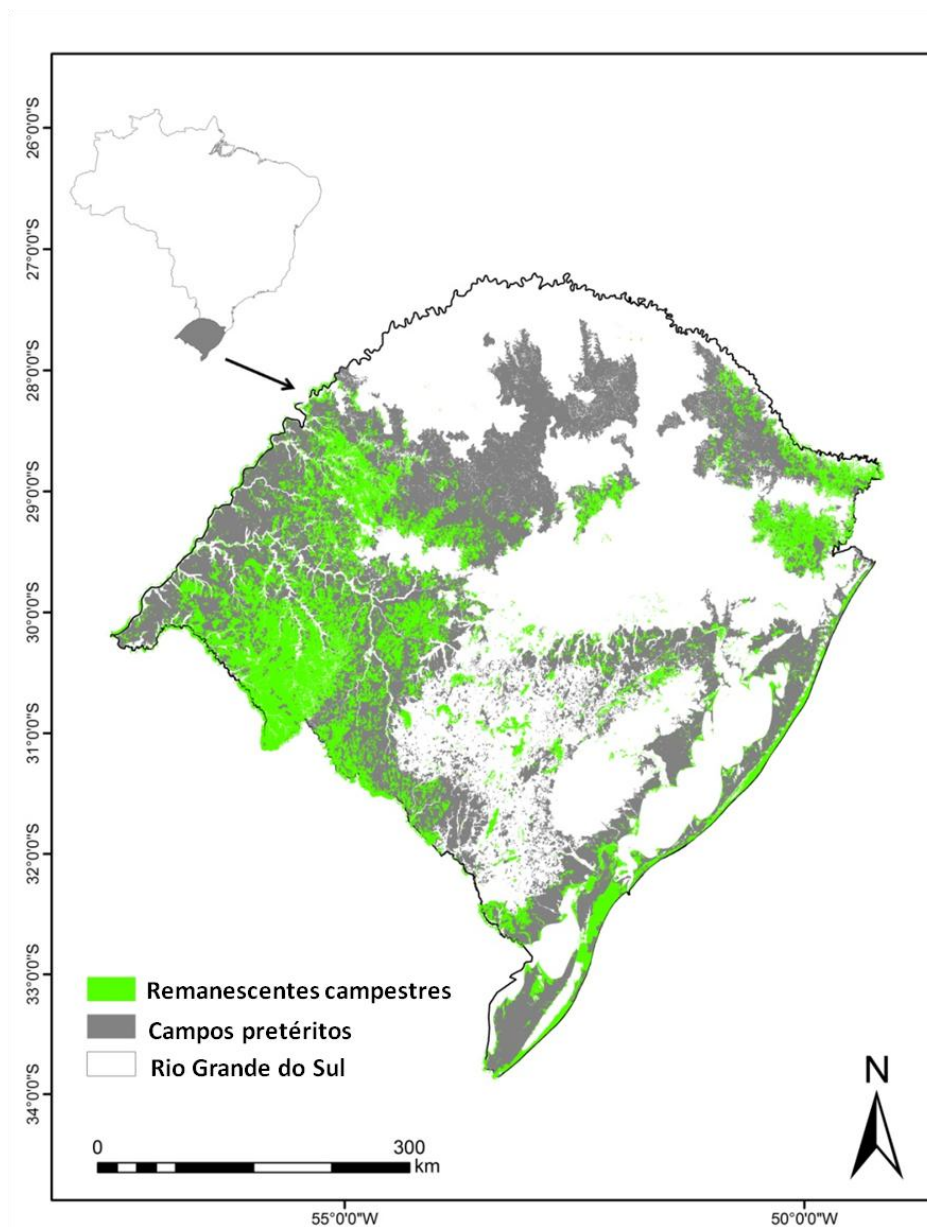


Figura 1. Manchas remanescentes nos campos sulinos do Rio Grande do Sul, Brasil. A cor cinza indica área pretérita dos campos sulinos.

Dados de cobertura, uso do solo e rede viária

Os dados de cobertura da terra foram obtidos do mapeamento da vegetação do Rio Grande do Sul realizados por Cordeiro & Hasenack (2009). O mapa foi criado usando imagens LANDSAT 5 TM e 7 ETM+ (30 m de resolução espacial), ano base 2002, e possui 32 classes de uso e cobertura do solo (Material Suplementar S1). A escala de mapeamento foi 1:50,000 e somente remanescentes com um eixo maior do que 250 metros foram mapeados (Cordeiro & Hasenack, 2009). Como áreas campestres sem nenhum tipo de uso são raras nesta região (menos do que 10% da área original), campos com uso antrópico (especialmente criação de gado e ovelhas) que ainda mantêm sua fisionomia e a prevalência de espécies nativas foram considerados como remanescentes campestres para esta classificação (Cordeiro & Hasenack, 2009). Para este estudo nós consideramos como campo todas as áreas de vegetação classificadas como natural ou seminatural pelo autores do mapeamento, excluindo áreas campestres com uso antrópico intenso, que foram enquadradas na classe como rural antrópico. Geramos um mapa com duas classes (áreas campestres e não campestres), mas somente a classe de áreas campestres foi utilizada nas análises.

As rodovias foram divididas em três categorias de acordo com as jurisdições responsáveis por sua construção e manutenção: rodovias municipais, estaduais e federais. O mapeamento da rede rodoviária foi obtido a partir da combinação de duas bases vetoriais diferentes: 1) rede rodoviária municipal e estadual digitalizada pelo Laboratório de Geoprocessamento da UFRGS em uma escala de 1:25.000 a partir de mapas do exército de 1960 (Cordeiro & Hasenack 2009, disponível em <http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo/>), e 2) rede rodoviária federal fornecida pela autarquia federal de transportes (DNIT, disponível em

<http://www.dnit.gov.br/>). Embora o mapeamento das rodovias estaduais e municipais seja baseado em um mapa da década de 1960, as principais mudanças na rede rodoviária no Rio Grande do Sul nas últimas décadas foram relacionadas à pavimentação e duplicação de rodovias (informação não considerada nas análises), e não na expansão da rede rodoviária.

Fragmentação por rodovias e análise de conectividade funcional

Nós convertimos os mapas vetoriais de remanescentes campestres e de rodovias para o formato *raster* com uma resolução espacial de 50 m usando o ArcGis 9.3 (ESRI, 2007). Todas outras análises de paisagem foram realizadas no software GRASS GIS 6.3 (Neteler & Mitasova, 2008; <http://www.grass-gis.org>).

Primeiro, os *pixels* de áreas campestres que eram conectados por uma diagonal foram considerados como pertencentes à mesma mancha e foram conectados pelo uso de filtros do tipo vizinhos (*neighborhood-type filters*). Então, nós agrupamos *pixels* contíguos em uma mesma mancha. Usando o mapeamento de cobertura sem a influência da rede rodoviária nas manchas campestres, nós calculamos o tamanho das manchas (em hectares), o tamanho médio de mancha (em hectares), o tamanho da maior mancha (em hectares) e o número de manchas. Segundo, para calcular o efeito da rede viária nas métricas de paisagem, nós sobrepusemos a rede viária ao mapa de remanescentes campestres. Nós assumimos que rodovias atuam como barreira ao movimento, devido ao isolamento das populações causado por altas taxas de mortalidade ou pelo evitamento do tráfego ou da estrada, e em função disso consideramos que qualquer mancha campestre poderia ser fragmentada por uma rodovia. Para considerar as rodovias como uma barreira, os *pixels* campestres que eram sobrepostos por rodovias foram transformados em *pixels* nulos, causando a quebra de manchas campestres previamente

contínuas. Nós reagrupamos *pixels* contínuos em manchas campestres considerando esta quebra causada pelas rodovias. Então, recalculamos as mesmas quatro métricas de paisagem para o novo mapa das áreas campestres fragmentadas pelas rodovias: tamanho de manchas campestres, tamanho médio de mancha campestre, tamanho da maior mancha campestre e número de manchas.

Para avaliar o efeito das diferentes redes rodoviárias na fragmentação dos campos, nós repetimos essa sobreposição da rede viária às manchas campestres, seguida da subdivisão das manchas, usando separadamente a rede viária municipal, estadual e federal. Então, nós calculamos novamente o tamanho das manchas, o tamanho médio, o tamanho da maior mancha e o número de manchas, assumindo cada uma dessas redes viárias como uma barreira causando fragmentação dos campos.

A conectividade funcional, especialmente em uma escala regional, é difícil de ser avaliada, uma vez que depende não somente da distribuição espacial das manchas (como a conectividade estrutural), mas também da percepção que a espécie tem da matriz e sua habilidade de se mover nela (Tischendorf & Fahrig, 2000; Uezu et al., 2005). Nós assumimos espécies hipotéticas com diferentes capacidades de deslocamento entre manchas para avaliar a conectividade funcional usando a teoria de grafos (Bunn *et al.*, 2000), um método que permite medir se manchas estão funcionalmente conectadas (agrupamentos funcionais) com base em regras simples de conexão (Urban & Keitt, 2001; Calabrese & Fagan, 2004). Nós consideramos capacidades de deslocamento de 100, 200, 300, 400, 500, 600, 700 e 1500 metros, representadas pela distância euclidiana entre as bordas das manchas campestres (Ribeiro et al., 2009). Nós também consideramos a situação de uma espécie hipotética que não se move pela matriz, representando um cenário de conectividade estrutural.

Para considerar cada capacidade de deslocamento como um cenário diferente de conectividade funcional, nós atribuímos valores para os *pixels* da matriz no entorno de cada mancha como se fossem percebidos pelas espécies como habitat, considerando a distância euclidiana de cada capacidade de deslocamento avaliada. Manchas que estavam isoladas por uma distância menor do que a capacidade de deslocamento das espécies hipotéticas foram consideradas como pertencentes a um mesmo agrupamento funcional (como se assim fossem percebidas pela espécie hipotética). Então, as áreas dessas manchas foram somadas (somente *pixels* campestres dos agrupamentos funcionais foram somados) e consideradas como uma área única conectada funcionalmente, interpretada como a área funcionalmente disponível para a espécie (Ribeiro et al., 2009, Martensen et al., 2008, Metzger et al., 2009). Por fim, nós também sobreposamos a rede rodoviária sobre os diferentes mapas de conectividade funcional e recalculamos as métricas de paisagem considerando rodovias como uma barreira.

Resultados

O estado do Rio Grande do Sul tem 4,75 milhões de hectares de remanescentes campestres (45% da área original) distribuídos em 4.273 manchas. Embora o tamanho médio de mancha seja 1.112 hectares, e o tamanho da maior mancha identificada com base no mapeamento de imagens LANDSAT ano base 2002 seja 1,14 milhões de hectares (representando 24% da área remanescente), 50% das manchas são menores do que 85 hectares e 75% são menores do que 295 hectares.

A rede rodoviária compreende 86.000 km de rodovias municipais, 8.130 km de rodovias estaduais e 9.200 km de rodovias federais. Se desconsiderarmos a área das manchas campestres ocupada por rodovias, a rede viária reduz a quantidade total de habitat nos

remanescentes para 4,7 milhões de hectares. Quando sobreposamos a rede rodoviária ao mapa de manchas campestres, e consideramos as rodovias para definir os limites dos polígonos, 50% das manchas são menores do que 19,5 hectares e 75% das manchas são menores do que 144,5 hectares. O número de manchas campestres aumenta 2,61 vezes (total de 11.145 manchas), o tamanho médio decresce 2,64 vezes (422 hectares) e o tamanho da maior mancha foi 6,8 vezes menor do que previamente calculado (167.488 hectares, o que representa só 3,5% das manchas remanescentes). Classificando as manchas em classes de tamanho, o número de manchas na menor classe (0-50 ha) é muito maior no cenário com rodovias como barreira em comparação ao cenário sem rodovias (Figura 2).

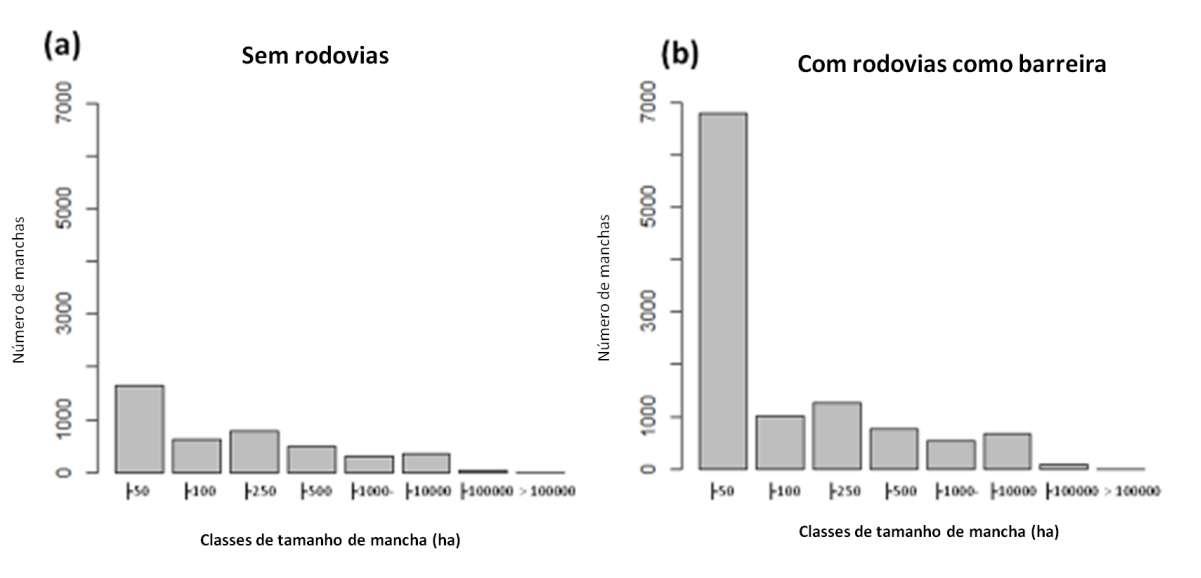


Figura 2. Número de manchas de campos sulinos em diferentes classes de tamanho (em hectares), Rio Grande do Sul, Brasil. (a) Situação sem considerar o efeito de barreira de rodovias. b) Situação considerando que as rodovias atuam como barreira fragmentando as manchas campestres.

Há um decréscimo notável na quantidade de área campestre disponível na classe de tamanho 10.000-100.000 quando as rodovias são adicionadas como uma barreira ao mapa de remanescentes campestres. A diminuição da quantidade de habitat nesta classe de tamanho é acompanhada por um aumento na quantidade de habitat na classe de 1.000-10.000, devido à divisão das manchas grandes em manchas menores pelas rodovias (Figura 3).

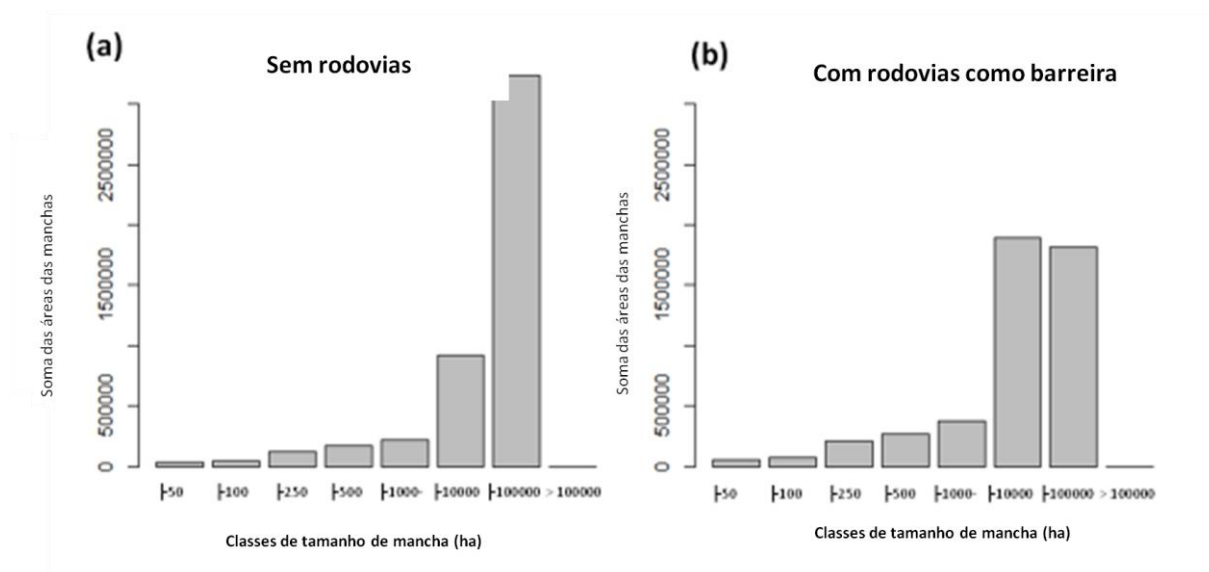


Figura 3. Área total de remanescentes dos campos sulinos em diferentes classes de tamanho (em hectares), Rio Grande do Sul, Brasil. (a) Situação sem considerar o efeito de barreira de rodovias. b) Situação considerando que as rodovias atuam como barreira fragmentando as manchas campestres.

A rede rodoviária municipal foi a responsável pela maior parte da fragmentação das manchas campestres, e seu efeito é similar ao efeito da rede viária como um todo (Tabela 1). O tamanho médio de mancha sofreu uma redução de 62% com a presença de toda a rede viária, e uma redução de 54,8% com a presença da rede viária municipal. O efeito de fragmentação

das redes viárias estadual e federal foi muito menor e um tanto próximo um do outro (14,98% e 12,69% de redução no tamanho médio de mancha, respectivamente; tabela 1).

Tabela 1. Extensão de rodovias, número de manchas, tamanho médio de mancha e tamanho da maior mancha nos campos sulinos do Rio Grande do Sul, considerando a paisagem sem a presença de rodovias, com toda a malha rodoviária e separadamente com a malha viária municipal, estadual e federal.

	Rede rodoviária				
	Sem rodovias	Toda malha	Municipal	Estadual	Federal
Extensão (km)	-	103.344	86.004	8.133	9.206
Número de manchas	4.273	11.145	9.377	4.889	5.020
Tamanho médio de mancha (ha)	1.112	422	502.62	971	945
Maior mancha (ha)	1.137.431	167.488	559.213.20	456.133	746.695

O tamanho dos agrupamentos funcionais aumentou para espécies hipotéticas com grande capacidade de deslocamento (Figura 4). O tamanho médio dos agrupamentos funcionais aumentou três vezes entre o cenário com conectividade estrutural (sem deslocamento na matriz) e o cenário de conectividade funcional com a maior conectividade funcional (1500 m), de 1.112 para 3.819 hectares. Como esperado, quando as rodovias foram incluídas como uma barreira (Figura 4), o tamanho dos agrupamentos funcionais diminuiu. Entretanto, este decréscimo foi maior para o caso da conectividade estrutural e para os casos de maiores capacidade de deslocamento do que para os casos com capacidades de deslocamento baixas.

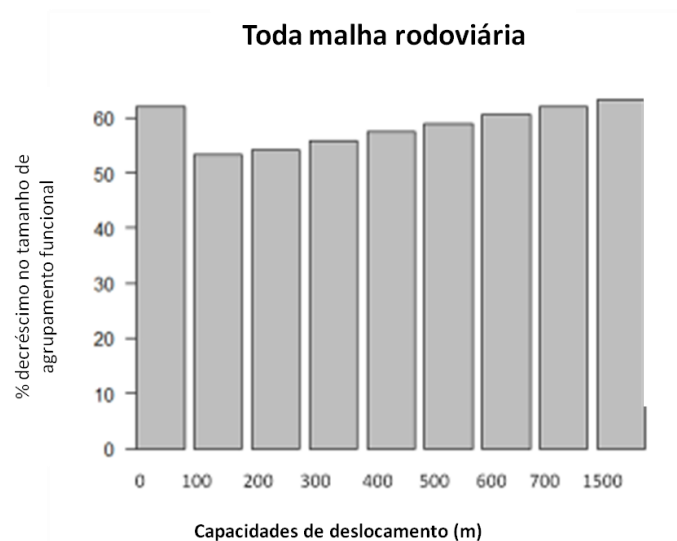


Figura 4. Porcentagem de decréscimo no tamanho médio de mancha nos campos sulinos do Brasil ao incluir a rede rodoviária como uma barreira ao movimento da fauna, considerando espécies hipotéticas com diferentes capacidades de deslocamento (em metros).

Discussão

Nossos resultados mostram que a mudança nas métricas de paisagem é severa quando rodovias são incluídas como uma barreira para ao movimento, o que indica que o *status* de conservação dos campos sulinos no Brasil é muito mais crítico do que geralmente reconhecido. Ambos os cenários explorados neste estudo – manchas campestres sem considerar a rede rodoviária e rodovias atuando como barreira e fragmentando manchas campestres – são extremos de um gradiente de fragmentação para diferentes espécies. No primeiro caso, rodovias não têm nenhum efeito na fragmentação (o que não é verdade); este é um cenário que resulta do mapeamento de imagens LANDSAT, uma vez que rodovias não podem ser mapeadas com a resolução deste tipo de imagem. No segundo cenário, as rodovias

são uma barreira ao movimento da fauna, o que pode ser verdade para espécies que evitam as condições de habitat degradado encontradas próximo a rodovias (*e.g.* anuros, Eigenbrod et al. 2009), evitam a superfície da rodovia (*e.g.* roedores, McGregor et al. 2008) ou evitam o tráfego de veículos (*e.g.* cervo, Dodd et al. 2007). Entretanto, a maioria das espécies pode exibir uma resposta entre estes dois extremos quando na presença de uma rodovia, percebendo a rodovia como um filtro de diferentes permeabilidades (*e.g.* lagartos e pequenos mamíferos, Brehme et al. 2013). Manejar o ambiente com base nas espécies mais sensíveis é desejável porque aumenta as chances de que um maior número de espécies seja incluído nas ações de conservação. Considerar rodovias como barreira para avaliar o *status* de fragmentação dos campos sulinos (ou qualquer outro ecossistema ou região) pode ser uma maneira eficaz de identificar áreas prioritárias para a desfragmentação. Ainda, para um certo número de espécies nossas estimativas de habitat remanescente certamente estão superestimadas, mesmo considerando as rodovias como uma barreira, porque nossas estimativas não consideram a zona de efeito das rodovias, isto é, a área de habitat degradado no entorno das estradas (Eigenbrod et al. 2009), cuja extensão é amplamente dependente das condições de tráfego e de pavimentação, informação que não está disponível em nossa base de dados.

Nossa comparação da fragmentação resultante do efeito das redes viárias sob diferentes jurisdições (municipal, estadual e federal) mostra que o efeito da rede viária municipal não pode ser negligenciado. Quando comparado com o efeito da rede viária estadual e federal, a rede municipal foi responsável pela maior parte da fragmentação das manchas campestres. Embora geralmente as rodovias federais e estaduais sejam mais largas e com tráfego mais intenso, a rede viária municipal é muito mais extensa e está sujeita ao licenciamento

ambiental e à realização de estudos de impacto ambiental muito menos rígidos. Durante os próximos anos, as rodovias federais construídas anteriormente à obrigação de realização de uma avaliação de impacto ambiental (obrigatório desde 1986 no Brasil) vão ser sujeitas a um processo de regularização ambiental (Portaria Interministerial 423/ 2011, revogada e substituída pela Portaria Interministerial 288/2013). O foco de políticas e preocupações sobre os impactos de rodovias sobre a fauna e seus habitats tem sido parte do processo de licenciamento e regularização de rodovias estaduais e federais, mas políticas públicas também devem almejar a rede rodoviária municipal, independente da menor extensão de rodovias individuais, considerando que esta rede tem um efeito maior na fragmentação das áreas campestres aqui estudadas.

De acordo com os nossos resultados, rodovias aparentemente são o principal elemento da matriz causando a fragmentação de remanescentes campestres em manchas menores. Isso é indicado pelo cenário avaliado com conectividade estrutural, no qual as rodovias diretamente dividem as manchas campestres. Considerando espécies hipotéticas com diferentes capacidades de deslocamento na matriz, as rodovias são responsáveis por um decréscimo maior no tamanho dos remanescentes no caso da conectividade estrutural e nos casos de grandes capacidades de deslocamento. Ademais, rodovias podem fragmentar mais as espécies com grandes capacidades de deslocamento do que as espécies com capacidades medias de deslocamento. Nossos resultados corroboram os resultados de Cushman et al. (2010), que encontraram que rodovias têm um maior impacto na conectividade do que o outros usos da terra, indicando que a rede viária pode ser responsável por reduções significativas na conectividade para espécies que as evitam ou que são atropeladas.

A permeabilidade da matriz é uma questão central para a conservação, e o aumento na permeabilidade pode permitir a manutenção de espécies em paisagens fragmentadas (Ribeiro *et al.*, 2009). A permeabilidade de rodovias pode ser alcançada pela implementação de medidas mitigadoras (Beckmann *et al.*, 2010, Lesbarrères & Fahrig, 2012) que restaurem a conectividade entre manchas campestres divididas por rodovias (Gurrutxaga *et al.*, 2011). Essas medidas podem aumentar a probabilidade de persistência de algumas espécies devido ao aumento na quantidade de habitat disponível para um mesmo indivíduo. Ações de manejo devem focar na restauração da conectividade entre manchas que podem ser funcionalmente conectadas (Ribeiro *et al.*, 2009). De acordo com Freitas *et al.* (2009), rodovias não têm sido incorporadas como uma variável adicional na definição de áreas prioritárias para a conservação ou restauração; entretanto, essa é uma medida urgente visto que rodovias estão presentes em quase todas as paisagens. A identificação de rodovias prioritárias ou trechos de rodovias para desfragmentação é uma estratégia de conservação importante (*e.g.* Gurrutxaga *et al.*, 2011, Gurrutxaga & Saura, 2014), e países como a Holanda (van der Grift, 2005) e a Suíça (Trocmé *et al.*, 2006) já estão implementando programas nacionais ou regionais para a desfragmentação em rodovias. No Brasil, rodovias construídas antes da obrigatoriedade de licenciamento ambiental vão precisar ser regularizadas, o que é uma oportunidade para implementar ações que aumentem a permeabilidade.

Conclusões

Nossos resultados demonstram que considerar a rede rodoviária nas avaliações de habitat remanescentes muda drasticamente nossa percepção do *status* de conservação dos campos sulinos. A fragmentação é muito mais severa do que quando somente o mapa de cobertura do

solo é considerado, sem o mapeamento das rodovias. Com os resultados deste estudo pretendemos chamar a atenção para a importância de incorporar redes viárias como um elemento de ruptura em avaliações do *status* de fragmentação e conservação de ecorregiões, e para a necessidade de manejar os efeitos de rodovias para além da escala local.

Agradecimentos

F.Z.T. recebeu uma bolsa da CAPES, S.M.H. recebeu financiamento do CNPq (304820/2014-8), e M.C.R. recebeu financiamento da Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP; processo 2013/50421-2) e do CNPq (processo 312045/2013-1) durante o desenvolvimento deste estudo. Agradecemos B. B. Gambé, J. Ribeiro, L. Tambosi, M. Awade, B. Meneses, V. Bastazini, V. Debastiani e H. Hasenack pelas discussões sobre as análises, e a F. G. Becker, E. Weber e S. Freitas por comentários em uma versão anterior do manuscrito.

Referências

- Beckmann, J. P., Clevenger, A.P., Huijser, M.P. & Hilty, J.A. 2010. Safe passages: highways, wildlife, and habitat connectivity. Island Press, Washington, 419p.
- Bencke, G.A. 2009. Diversidade e conservação da fauna dos Campos do Sul do Brasil. *In*: Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade / Valério De Patta Pillar.[et al.]. Editores. – Brasília: MMA, p.101-121.

- Bennett, V.J., Smith, W.P & Betts, M.G. (2011). *Toward Understanding the Ecological Impact of Transportation Corridors*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-846. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 40 p.
- Bond WJ & Parr CL, 2010. Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological Conservation*, 143:2395-2404. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.012>
- Brehme, C.S., Tracey, J.A., Mcclenaghan, L.R. & Fisher, R.N. 2013. Permeability of Roads to Movement of Scrubland Lizards and Small Mammals. *Conservation Biology* 27(4), 710–720.
- Brotons, L., Mönkkönen, M. & Martin, J.L. (2003). Are Fragments Islands? Landscape Context and Density-Area Relationships in Boreal Forest Birds. *The American Naturalist* 162(3), 343-357.
- Bunn, A.G., Urban, D.L. & Keitt, T.H. 2000. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59, 265–278.
- Calabrese, J.M. & Fagan, W.F. (2004). A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(10), 529–536.
- Cordeiro, J. L. & Hasenack, H. 2009. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade / Valério De Patta Pillar.[et al.]. Editores. – Brasília: MMA, 2009, p.26-41.
- Crooks, K.R. & Sanjayan, M. (2006). *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press. Cambridge. 730p.
- Cushman, S.A., Compton, B.W. & McGarigal., K. 2010. Habitat Fragmentation Effects Depend on Complex Interactions Between Population Size and Dispersal Ability:

- Modeling Influences of Roads, Agriculture and Residential Development Across a Range of Life-History Characteristics. In: Cushman, S.A., Compton, B.W. & McGarigal, K. Spatial Complexity, Informatics and Wildlife Conservation.
- Dodd, N.L., Gagnon, J.W., Boe, S., Schweinsburg, R.E., 2007. Assessment of elk highway permeability by using global positioning system telemetry. *Journal of Wildlife Management* 71, 1107–1117.
- Eigenbrod, F., S. J. Hecnar, & Fahrig, L. (2009). Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecology and Society* 14(1): 24. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art24/>
- ESRI, 2007. ArcGis, the Complete Geographical Information System. Redlands, California.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 2003. 34:487–515. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419
- Freitas, S. R.; Teixeira, A. M. G. & Metzger, J. P. (2009). Estudo da relação entre estradas, relevo, uso da terra e vegetação natural de Ibiúna - SP, com enfoque na ecologia da paisagem. *Natureza & Conservação* 7(2), 44-56.
- Fu, W., Liu, S., Degloria, S.D., Dong, S. & Beazle, R. 2010. Characterizing the “fragmentation–barrier” effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. *Landscape and Urban Planning* 95, 122–129.
- Gurrutxaga, M. & Saura, S. (2014). Prioritizing highway defragmentation locations for restoring landscape connectivity. *Environmental Conservation* 1-8.
doi:10.1017/S0376892913000325

- Gurrutxaga, M., Rubio, L. & Saura, S. (2011). Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: a transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). *Landscape and Urban Planning* 101, 310–320.
- Heller, N. E., and E. S. Zavaleta. (2009). Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* 142, 14–32.
- IUCN. (2013). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2.*
 <<http://www.iucnredlist.org>>. Downloaded on 21 November 2013.
- Jaeger, J.A. & Fahrig, L. 2004. Effects of road fencing on population persistence. *Conservation Biology* 18(6):1651-1657.
- Jaeger, J.A., Fahrig, L. & Ewald, K.C. (2006). Does the configuration of road networks influence the degree to which roads affect wildlife populations? IN: Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC: pp. 151-163.
- Keith, D.A., Rodríguez, J.P., Rodríguez-Clark, K.M., Nicholson, E., Aapala, K., Alfonso Alonso, A., Asmussen, M., Bachman, S., Basset, A., Barrow, E.G., Benson, J.S., Bishop, M.J., Bonifacio, R., Brooks, T.M., Burgman, M.A., Comer, P., Comín, F.A., Essl, F., Faber-Langendoen, D., Fairweather, P.G., Holdaway, R.J., Jennings, M., Kingsford, R.T., Lester, R.E., Nally, R.M., McCarthy, M.A., Moat, J., Oliveira-Miranda, M.A., Pisanu, P., Poulin, B., Regan, T.J., Riecken, U., Spalding, M.D., Zambrano-Martínez, S. (2013). Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. *PLoS ONE* 8(5), e62111. doi:10.1371/journal.pone.0062111

- 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: 374-380, [http:// dx.doi.org/10.1016/j.tree.2012.01.015](http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2012.01.015)
- Martensen, A.C., Pimentel, R.G., Metzger, J.P., 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation* 141, 2184–2192.
- McGregor, R.L., Bender, D.J., Fahrig, L., 2008. Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of Applied Ecology* 45, 117–123.
- Metzger, J.P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C., Teixeira, A.M.G, Pardini, R., 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142, 1166–1177.
- Neteler, M. & Mitasova, H. (2008). Open source GIS: a GRASS GIS approach, third ed. The International Series in Engineering and Computer Science, vol. 773, Springer, New York. 406p.
- Olson, D.M. & Dinerstein, E. 2002. The Global 200: Priority Ecoregions For Global Conservation. *Ann. Missouri Bot. Gard.* 89: 199–224.
- Overbeck, G. E.; Müller, S.C.; Fidelis, A.T. ; Pfadenhauer, J.; Pillar, V.P.; Blanco, C. C. ; Boldrini, I. I. ; Both, R. ; Forneck, E.D. 2007. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, v. 9, p. 101-116.
- Prevedello, J.A. & Vieira, M.V. (2010). Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity Conservation* 19, 1205–1223. DOI 10.1007/s10531-009-9750-z

- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J. & Hirota, M.M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142, 1141–1153.
- Ricketts, T.H. (2001). The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *The American Naturalist* 158(1), 87-99.
- Roch, L. & Jaeger, J.A.G. 2014. Monitoring an ecosystem at risk: What is the degree of grassland fragmentation in the Canadian Prairies? *Environ Monit Assess* 186:2505–2534 DOI 10.1007/s10661-013-3557-9.
- Rudnick, D.A., Ryan, S.J., Beier, P., Cushman, S.A., Dieffenbach, F., Epps, C.W., Gerber, L.R., Hartter, J., Jenness, J.S., Kintsch, J., Merenlender, A.M., Perkl, R.M., Preziosi, D.V. & Trombulak, S.C. (2012). The Role of Landscape Connectivity in Planning and Implementing Conservation and Restoration Priorities. *Issues in Ecology* 16, 1-20. Ecological Society of America.
- Scolozzi, R. & Geneletti, D. (2012). Assessing habitat connectivity for land-use planning: a method integrating landscape graphs and Delphi survey. *Journal of Environmental Planning and Management*, DOI:10.1080/09640568.2011.628823.
- Tischendorf, L. & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90, 7–19.
- Trocmé M. 2006. The Swiss defragmentation program—reconnecting wildlife corridors between the Alps and Jura: an overview. IN: Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC: pp. 144-149.

- Uezu, A., Metzger, J.P. & Vielliard, J.M.E. (2005). Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123, 507–519.
- Urban, D. L. & Keitt, T. (2001). Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82(5), 1205–1218.
- Urban, D.L. (2005). Modeling ecological processes across scales. *Ecology* 86(8), 1996–2006.
- van der Grift, E.A. (2005). Defragmentation in the Netherlands: A Success Story? *GAIA* 14(2), 144–147.
- van der Ree, R. 2006. Road upgrade in Victoria a filter to the movement of the endangered squirrel glider (*Petaurus norfolcensis*): results of a pilot study. *Ecological Management and Restoration*. 7: 226–228.
- Vos, C. C., Berry, P., Opdam, P., Baveco, H., Nijhof, B., O’Hanley, J., Bell, C. & Kuipers, H. (2008). Adapting landscapes to climate change: examples of climate-proof ecosystem networks and priority adaptation zones. *Journal of Applied Ecology* 45, 1722–1731.
- Watling, J.I., Nowakowski, J.A., Donnelly, M.A. & Orrock, J.L. (2011). Meta-analysis reveals the importance of matrix composition for animals in fragmented habitat. *Global Ecology and Biogeography* 20, 209–217.

Material Suplementar

S1. Classificação original de cobertura do solo de Cordeiro & Hasenack (2009) e as classes criadas de área campestre e não campestre criadas para este estudo.

Classificação original	Classes usadas neste estudo
Campo nativo seco	Campestre
Campo nativo rupestre	Campestre

Campo nativo úmido	Campestre
Campo em dunas	Campestre
Campo com <i>Butia</i> sp.	Campestre
Campo de floresta paludosa	Campestre
Campo degradado	Campestre
Misto campo/floresta native/uso antrópico	Campestre
Afloramentos rochosos	Campestre
Banhado	Campestre
Dunas	Campestre
Praias arenosas	Campestre
Vegetação em mosaico	Não-campestre
Floresta	Não-campestre
Antrópico rural	Não-campestre
Antrópico urbano	Não-campestre
Água	Não-campestre

Habitat fragmentation and connectivity loss by roads in South Brazilian grasslands

Fernanda Z. Teixeira¹, Milton C. Ribeiro², Sandra M. Hartz¹ & Andreas Kindel¹

1 – Programa de Pós Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

2 – Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC), Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, SP, Brasil.

Corresponding author: Fernanda Zimmermann Teixeira, Programa de Pós Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, setor IV, prédio 434222, Caixa Postal 15007, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil. Email:

fernandazteixeira@gmail.com

Research Highlights

- The barrier of roads cause severe changes in landscape metrics
- Conservation status of South Brazilian grasslands is more critical than recognized
- The fragmentation effect of the municipal road network cannot be neglected
- Roads are the main fragmentation agent of South Brazilian grasslands
- There is a need for defragmentation to diminish road barriers

Abstract

To conserve South Brazilian grasslands, we need to assess their conservation status, to know how much is left, how the remaining patches are distributed and to which threats they are vulnerable. Roads can reduce matrix permeability by acting as a filter or barrier to movement, as a result of high rates of road mortality, due to road or vehicle avoidance or because of habitat degradation near roads. The existence of roads bisecting habitat remnants implies that patches once identified as of high quality habitat or large enough to maintain biodiversity may in fact be smaller areas due to fragmentation and degradation by roads. In this study, we addressed the following questions: (1) What is the magnitude of change in size and number of grassland patches when fragmentation by roads are included? (2) How much do different networks (municipal, state or national) affect the grasslands fragmentation and habitat connectivity? and (3) How does the decrease in the size of functional clumps vary for species with different mobility? When including roads as a barrier in the landscape, the number of grassland patches increases 2.61 times, the mean patch size decreased 2.64 times, and the largest patch was 6.8 times smaller than previously calculated. Our results show that the conservation status of South Brazilian grasslands is much more critical than usually recognized. Incorporating road networks in assessments of fragmentation status and ecoregions conservation is an important tool to assess the need to manage the effects of roads beyond the local scale.

Keywords Road impacts, road barrier, habitat loss, graph theory, functional connectivity.

Introduction

The urge to conserve species and ecosystems demands the assessment of the conservation status of remaining habitats in order to identify priority areas for conservation intervention (IUCN, 2013; Keith et al., 2013; Rudnick et al., 2012). In the past, scientists, conservationists and the general public have neglected grasslands, and only recently have begun to consider tropical and subtropical grasslands as a priority for conservation and research worldwide (Bond & Parr 2010). To conserve these grasslands, the first step is to assess their conservation status, to know how much is left, how the remaining patches are distributed and to which threats they are vulnerable.

Habitat fragmentation, defined as the breaking apart of habitat (Fahrig 2003), is a common concern in tropical forested areas, but the breaking apart and isolation of habitat patches due to human activities are major threats for grasslands as well (Roch & Jaeger 2014). Within fragmented landscapes, long term population persistence will depend on habitat amount and quality, as well as on the movement of individuals between patches, making connectivity and its assessment, protection and eventual restoration a major concern (Crooks & Sanjayan, 2006). Furthermore, dispersal is one of the most important mechanisms of species adaptation to climate change, thus connectivity is a central concern also within that context (Vos et al., 2008, Heller & Zavaleta, 2009).

Assessments of habitat connectivity should explicitly incorporate matrix characteristics (Brotons et al., 2003, Watling et al., 2011), given that it affects ecological process within and between habitat patches (Prevedello & Vieira, 2010). Composition, dynamic and structure of matrix have implications in wildlife movement and the type of matrix may strongly influence the effective isolation of habitat patches (Ricketts, 2001). For animals that use grasslands as

habitat, urbanized and agricultural areas, responsible for habitat loss and fragmentation, may be perceived as matrix.

Roads are a ubiquitous infrastructure and can reduce matrix permeability by acting as a filter or barrier to movement, restricting the accessibility of available habitats and resources or impeding dispersal (van der Ree, 2006). This filter or barrier effect can be a result of a) high rates of road mortality (Bennett et al., 2011), b) due to road or vehicle avoidance (Jaeger & Fahrig 2004) or c) because of habitat degradation near roads (Eigenbrod et al., 2009, Jaeger et al., 2006). The existence of roads bisecting habitat remnants implies that patches once identified as of high quality habitat or large enough to maintain biodiversity may in fact be smaller areas due to fragmentation and degradation by roads. Studies on road effects are usually of local scale or focused on a single road segment, and only a few studies developed so far considered the effect of roads as a connectivity breakage effect at larger scales (e.g. Fu et al. 2010, Scolozzi & Geneletti, 2012, Gurrutxaga & Saura 2014).

In this study, our main goal was to estimate the influence of the inclusion of the road network on the degree of fragmentation of habitat and reduction on the connectivity of South Brazilian grasslands. By assuming that the road network acts as a barrier to wildlife movements, we addressed the following questions: (1) What is the magnitude of change in size and number of grassland patches when fragmentation by roads are included? (2) How much do different networks (municipal, state or national) affect the grasslands fragmentation and habitat connectivity? and (3) How does the decrease in the size of functional clumps vary for species with different mobility?

Methods

Study area

In this study, we quantified the landscape pattern of grassland areas affected by the road network in the state of Rio Grande do Sul, southern Brazil. The state of Rio Grande do Sul encompasses 75% of the South Brazilian grasslands and is a defined geographic unit, facilitating the development of policy-related conservation actions at state extent (Figure 1). South Brazilian grasslands are included in the ecoregion of temperate savannas and grasslands (Olson & Dinerstein 2002), and are among the most species-rich grasslands in the world, with an estimated 3000–4000 plant species (Overbeck et al., 2007). These grasslands are the most important habitat types of the region, and encompass an important part of Brazilian wildlife, including 20 to 25% of the native birds and mammals occurring in Rio Grande do Sul State, with at least 21 endemic species of vertebrates. Also, 49 threatened species of vertebrates in Rio Grande do Sul State use grassland as habitat (Bencke 2009). The expansion of agriculture, particularly soybean and rice plantations, is the main threat to the conservation of grasslands in this region, and it causes substantial land use changes. Afforestation mainly with pines and eucalyptus tree plantation for commercial purposes is currently causing major changes in this region covering around 2 million ha (Overbeck et al. 2007), with further conversion of large amount of grassland areas to planted commercial forest for the next few years. Roads are the principal mode of transportation for grains, wood and other commodities and industrial goods produced in Rio Grande do Sul.

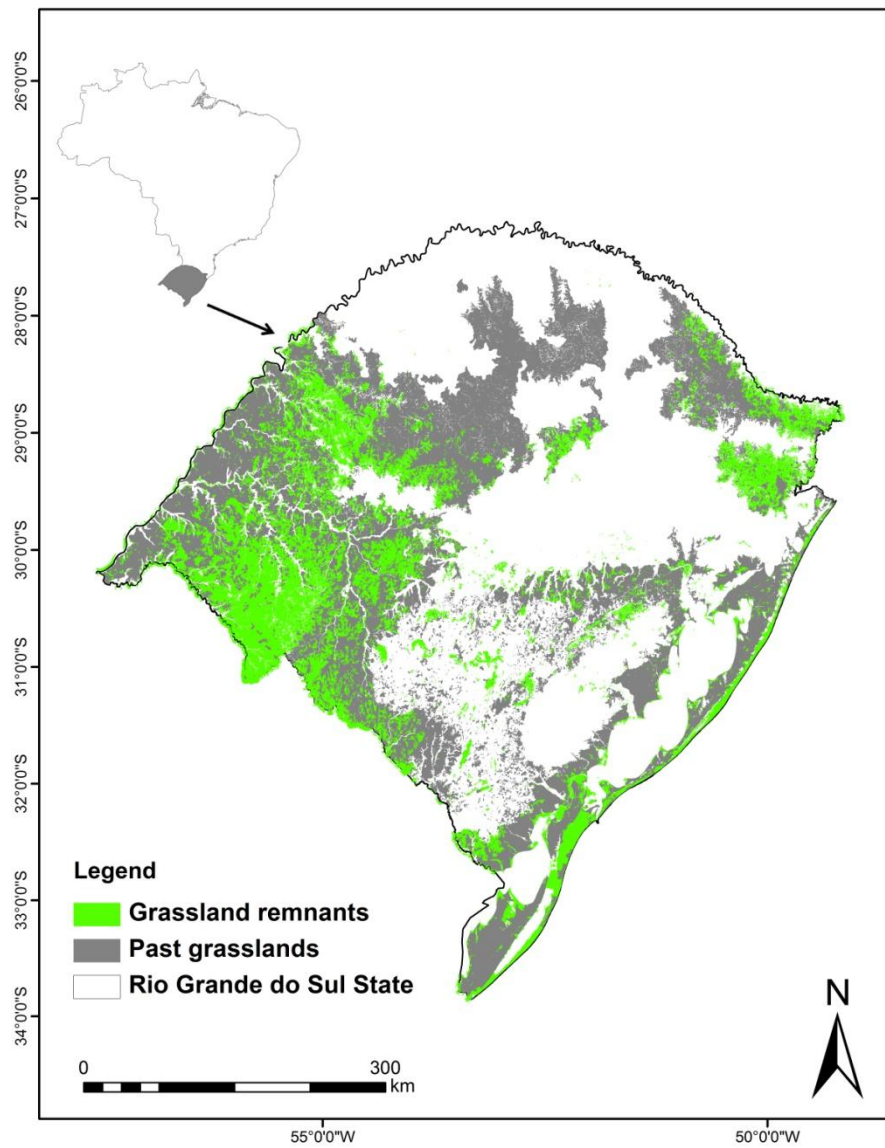


Figure 1. Remnant patches of South Brazilian grasslands in Rio Grande do Sul State, Brazil. Grey areas indicate past grassland cover.

Land cover, land use and road network data

Land cover data was obtained from the vegetation cover mapping of Rio Grande do Sul carried out by Cordeiro & Hasenack (2009). The map was created using LANDSAT 5 TM and 7 ETM+ images (30 m spatial resolution), base year 2002, and included 32 classes of land cover and use (Supp. Material S1). Mapping scale was 1:50,000 and only remnants with an axis larger than 250 meters were mapped (Cordeiro & Hasenack, 2009). Since grasslands without any type of human use are rare in this region (less than 10% of the original area), grasslands with anthropogenic use (mainly cattle and sheep farming) that still maintain their physiognomy and prevalence of native species were considered as remnant grassland patches in the classification (Cordeiro & Hasenack, 2009). For this study, we considered as grasslands all vegetation classified as natural or seminatural by these authors, excluding grassland areas with very high human use, which were classified as rural anthropogenic. At the end we generated a map with only two classes (grassland and non-grassland areas), but only grassland class was used.

Roads were divided into three categories according to government jurisdictions responsible for their building and maintenance: municipal, state or national roads. The road data was built combining two different vectorial databases: 1) municipal and state road network digitized by the Geoprocessing Lab at UFRGS at a scale of 1:25,000 from 1960 military maps of roads (Cordeiro & Hasenack 2009, available at <http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo/>), and 2) national road network provided by the national transportation agency (DNIT, available at <http://www.dnit.gov.br/>). Although the municipal and state roads were mapped based on a 1960 map, the main changes in the road network in the last decades in Rio Grande do Sul

State were related to road paving and widening (information not included in the analyses), and not to the expansion of the road network.

Fragmentation by roads and functional connectivity analysis

We converted the vector maps of grasslands remnants and roads to raster format with spatial resolution of 50 m using ArcGis 9.3 (ESRI, 2007). All other landscape analyses were performed in GRASS GIS 6.3 software (Neteler & Mitasova, 2008; <http://www.grass-gis.org>).

First, pixels of grassland that were linked by a diagonal were considered as belonging to the same patch and were connected by the development of neighborhood-type filters. Then, we grouped contiguous pixels into the same patch. Using the map without considering the influence of roads on grassland patches, we calculated the size of the patches, the mean patch size, the size of the largest patch and the number of patches. The first three prior landscape metrics were in ha.

Second, to calculate the effect of the road network on the landscape metrics, we overlaid the road network onto the grassland remnants map. We assumed roads as a barrier to movement, due to populations' isolation by high mortality rates or by road and traffic avoidance and because of this we considered that any grassland patches were prone to be fragmented by the roads. To consider roads as a barrier, grassland pixels that overlapped with roads were transformed into null pixels and this caused the break of previously continuous grassland patches. We regrouped contiguous pixels into a patch which split the grassland patches bisected by roads. Then we recalculated the same four landscape metrics for the new road-

fragmented grassland map: the size of grassland patches, the mean patch size, the size of the largest patch, and the number of patches.

To evaluate the effect of each different road network on grasslands fragmentation, we repeated the overlay of the road network onto the raster map of grassland remnants using the municipal, state and national road network, separately. Then we calculated again the size of grassland patches, the mean patch size, the size of the largest patch and the number of patches, assuming each of these networks as a grassland fragmentation barrier.

Functional connectivity, especially at a regional scale, is hard to be assessed because it depends not only on the spatial distribution of fragments (like structural connectivity), but also on the species perception of matrix and ability to move through it (Tischendorf & Fahrig, 2000; Uezu et al., 2005). We assumed hypothetical species with different movement capabilities between patches to assess functional connectivity using graph theory (Bunn *et al.*, 2000), a method that allows us to measure patches functionally connected (clumps) based on simple connection rules (Urban & Keitt, 2001; Calabrese & Fagan, 2004). We considered movement capabilities of 100, 200, 300, 400, 500, 600, 700 and 1500 meters, represented by the Euclidian distance between edge-to-edge habitat patches (Ribeiro et al., 2009). We also considered a hypothetical species that does not move through the matrix representing only a structural connectivity scenario.

To consider each movement capability as a different scenario of functional connectivity, we assigned values to the matrix pixels around each patch as thought to be perceived by the species as habitat, considering the Euclidian distance of each different movement capability used. Patches that were isolated by a distance smaller than the movement capability of the hypothetical species were considered as belonging to the same functional clump (as they

would be perceived by the hypothetical species as only one). Then, the areas of these patches were summed (only functionally connected grassland pixels were summed) and considered as one to account for functional connectivity being interpreted as the functional area available within a clump (Ribeiro et al., 2009, Martensen et al., 2008, Metzger et al., 2009). We also overlaid the road network onto the different functional connectivity maps and, considering roads as a barrier, we recalculated the landscape metrics.

Results

The state of Rio Grande do Sul has 4.75 million hectares of grassland remnants (45% of the original area) distributed into 4,273 patches. Although mean patch size is 1,112 hectares, and the largest patch identified based on the 2002 LANDSAT mapping has 1.14 million hectares (representing 24% of all grassland remnants), 50% of patches are smaller than 85 hectares and 75% are smaller than 295 hectares.

The road network comprises 86,000 km of municipal roads, 8,130 km of state roads and 9,200 km of national roads. If we take out the area occupied by roads from grasslands patches, this network reduces the total amount of remnant grassland habitat to 4.70 million ha. When overlapping the road network and considering it as defining the polygon limits, 50% of patches are smaller than 19.5 hectares and 75% are smaller than 144.5 hectares. The number of grassland patches increases 2.61 times (a total of 11,145 patches), the mean patch size decreased 2.64 times (422 hectares), and the largest patch was 6.8 times smaller than previously calculated (167,488 hectares, representing only 3.5% of the remaining patches). Regarding the distribution of patches across size classes, the number of patches in the

smallest class (0-50 ha) is greater in the scenario with roads than in the scenario without road barriers (Figure 2).

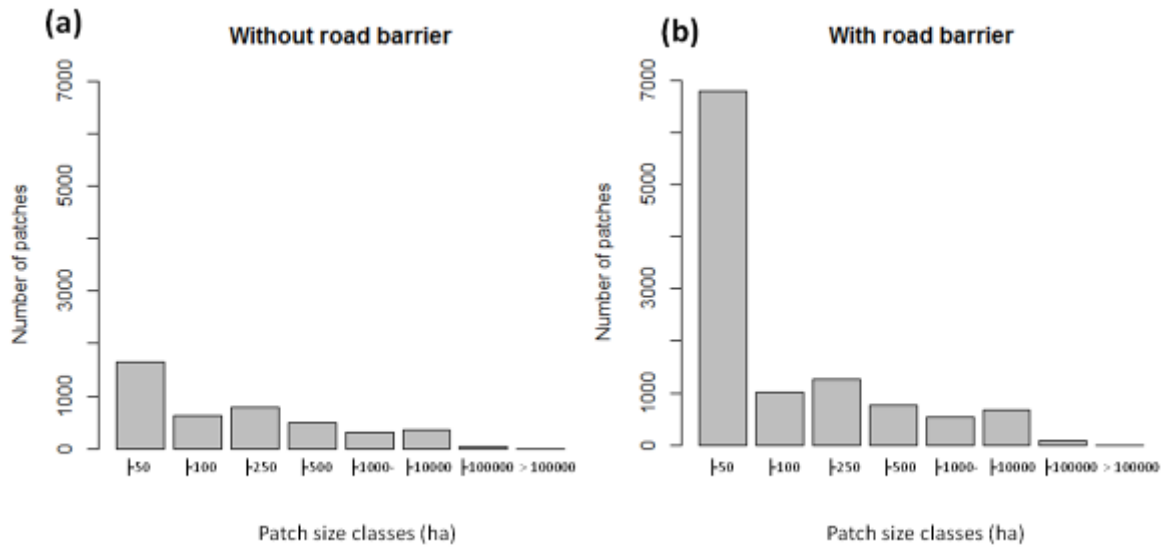


Figure 2. Number of patches of South Brazilian grassland habitat in different size classes (in hectares), Rio Grande do Sul State, Brazil. (a) Without considering the barrier effect of roads. b) Considering the barrier effect of roads as a breaking effect on grassland patches.

There is a notable decrease in the total amount of grassland remnants in the size class 10,000-100,000 when the road barrier is added to the map of grassland remnants. The decrease of habitat in this size class is accompanied by an increase in the total amount of habitat in the size class of 1,000-10,000, due to the breakage of large patches by roads (Figure 3).

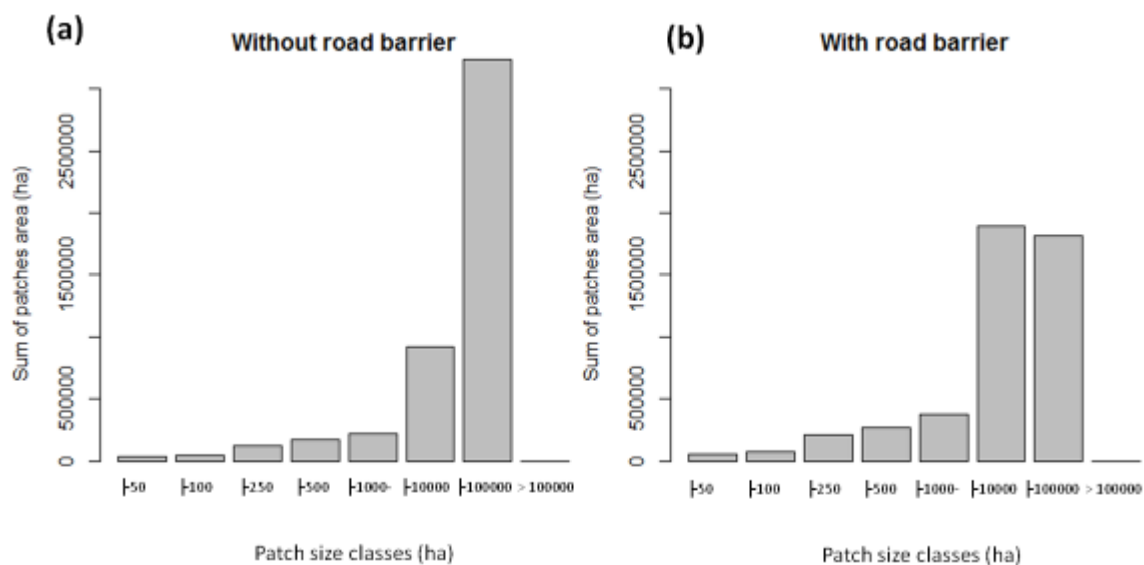


Figure 3. Total area of South Brazilian grassland remnants in different size classes (in hectares), Rio Grande do Sul State, Brazil. (a) Without considering the barrier effect of roads. (b) Considering the barrier effect of roads as a breaking effect on grassland patches.

The municipal road network is responsible for the majority of fragmentation of grassland patches, and its fragmentation effect is similar to the effect of the total road network (Table 1). The mean patch size suffers a reduction of 62% with the total road network, and a reduction of 54.8% with the municipal road network. The fragmentation effect of the national and state road networks is much smaller and quite similar between them (14.98% and 12.69% reduction in mean patch size, respectively; table 1).

Table 1. Length of roads, number of patches, mean and largest patch size of the South Brazilian grasslands in Rio Grande do Sul State, considering the landscape without roads, with all roads network, and with the municipal, state and national road networks separately.

	Road network				
	No road	All roads	Municipal	State	National
Length (km)	-	103,344	86,004	8,133	9,206
Number of patches	4,273	11,145	9,377	4,889	5,020
Mean patch size (ha)	1,112	422	502.62	971	945
Largest patch size (ha)	1,137,431	167,488	559,213.20	456,133	746,695

The size of functional clumps increases for hypothetical species with larger movement capabilities (Figure 4). Mean size of functional clumps increased three times from the structural connectivity context (no mobility in matrix) to the functional connectivity context, with the largest movement capability of 1500 m (from 1,112 to 3,819 hectares). As expected, when the road is included as a barrier (Figure 4), the size of functional clumps decreases. However, this decrease is larger for the case of structural connectivity and for the cases of large movement capabilities than for the case of small movement capabilities.

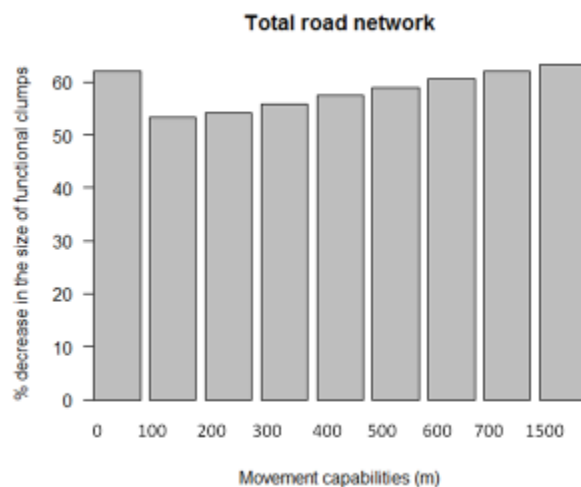


Figure 4. Percentage of decrease in mean patch size of South Brazilian grassland habitat when including roads as a barrier to wildlife for different movement capabilities between patches (in meters).

Discussion

Our results show that when roads are included as a barrier to wildlife the change in the landscape metrics is severe, which means that the conservation status of South Brazilian grasslands is much more critical than is usually recognized. Both scenarios explored in this study – grassland remnants without considering the road network and the case in which roads are a barrier to wildlife – are the extremes of a fragmentation gradient for different species. In the first case, roads do not have any effect in fragmentation (what is untrue); this is the scenario resulting from the LANDSAT mapping, given that roads cannot be mapped at the resolution of this type of image. In the second scenario, roads are a barrier to wildlife, which is true for species that avoid habitat in degraded conditions near roads (*e.g.* anurans, Eigenbrod et al. 2009), avoid the road surface itself (*e.g.* rodents, McGregor et al. 2008) or

avoid traffic (*e.g.* elk, Dodd et al. 2007). However, the majority of species may exhibit a response to roads that falls in between these two scenarios, perceiving roads as a filter of differential permeability (*e.g.* lizards and small mammals, Brehme et al. 2013). Managing the environment based on the most sensitive species is desirable because it increases the chances that all other species will be included in conservation actions. Using roads as a barrier to assess the status of grassland fragmentation (or any other ecosystem or ecoregion) may be an effective way of identifying priority areas for defragmentation. For a number of species, our estimates of remnant habitat amount certainly are overestimated, even when considering roads as barriers to wildlife, because our estimates of grassland remnants did not include the road effect zone, an area of degraded habitat around roads (Eigenbrod et al. 2009), whose extension is largely dependent of the pavement and traffic conditions, information not available to us.

Our comparison of the fragmentation resulting from road networks of different jurisdictions demonstrated that the effect of the municipal road network cannot be neglected. When compared with the state and national road networks, the municipal road network was responsible for the greatest fragmentation of grassland remnants. Although in general the national and state roads may be wider and have more traffic, the municipal road network is larger than the others and is subject to less rigid environmental impact assessments and licensing. During the next years, national roads constructed before the obligation of emitting environmental licenses (mandatory by law since 1986 in Brazil) will be subjected to environmental regularization in Brazil (Interministerial Regulation 423/ 2011, revoked and substituted by Interministerial Regulation 288/2013). The focus of concern about road impacts on wildlife and their habitats is part of the licensing and regularization of national

and state roads, but public policies should also target the municipal road network, irrespective of the smaller extension of individual roads, given that it bears more responsibility for fragmentation of the studied grasslands.

According to our results, roads apparently are the main matrix element leading to the breakage of grassland remnants into smaller patches. This is indicated by the case of structural connectivity, in which roads directly divide grassland patches. Considering the hypothetical species with different movement capabilities, roads are responsible for a greater decrease in the size of functional clumps in the case of structural connectivity and in the cases of large movement capabilities. Furthermore, roads may be more restricting for functional clumps formed for species with large movement capabilities than for species with medium movement capabilities. Our findings corroborate the results found by Cushman et al. (2010), who found that roads had a higher impact than land use on habitat connectivity, indicating that the road network may be responsible for substantial reductions in connectivity for species that avoid them or are road-killed.

Identifying areas of rapid change or at high risk of degradation is a first step to grassland conservation, to define priority areas for the allocation of conservation resources (Roch & Jaeger 2014). As recommended by Roch & Jaeger (2014), fragmentation values should be assessed on a regular basis to document trends and detect changes in any trends in grassland fragmentation.

Matrix permeability is a key issue for conservation, and the increase in permeability may enable the maintenance of species in fragmented landscapes (Ribeiro *et al.*, 2009). Road permeability may be achieved through the implementation of mitigation measures (Beckmann *et al.*, 2010, Lesbarrères & Fahrig, 2012) that restore connectivity near grassland patches

divided by roads (Gurrutxaga *et al.*, 2011). These measures may increase the persistence probability of some species due to the increase in the habitat amount available for the same individual. Management actions should focus on restoring connectivity between patches that may be functionally connected (Ribeiro *et al.*, 2009). According to Freitas *et al.* (2009), roads have not been incorporated as an additional variable in the definition of priority areas for conservation or restoration; however, this is an urgent measure considering that roads are present in almost all landscapes. The identification of priority roads or road stretches for defragmentation is an important conservation strategy (*e.g.* Gurrutxaga *et al.*, 2011, Gurrutxaga & Saura, 2014), and countries like The Netherlands (van der Grift, 2005) and Switzerland (Trocmé *et al.*, 2006) are already implementing national or regional programs for road defragmentation. In Brazil, roads built before the necessity of environmental licensing will require regularization, which is an opportunity to implement actions that increase permeability.

Conclusions

Our results demonstrate that considering the road network in the assessment of remaining habitat drastically changes our perception of the status of the grassland remnants.

Fragmentation is much more critical than it appears when we only consider the mapping of habitat patches. With the results of this study we aim to call attention to the importance of incorporating road networks as a breakage element in assessments of fragmentation status and ecoregions conservation, and to the need to manage the effects of roads beyond the local scale.

Acknowledgements

F.Z.T. received a scholarship from CAPES, S.M.H. was funded by CNPq (304820/2014-8), and M.C.R. was funded by São Paulo Research Foundation (FAPESP; grant 2013/50421-2) and CNPq research grant (process 312045/2013-1) during the development of this study. We thank B. B. Gambé, J. Ribeiro, L. Tambosi, M. Awade, B. Meneses, V. Bastazini, V. Debastiani and H. Hasenack for discussions about the analysis, and to F. G. Becker, E. Weber and S. Freitas for comments on an earlier version of this manuscript.

References

- Beckmann, J. P., Clevenger, A.P., Huijser, M.P. & Hilty, J.A. 2010. Safe passages: highways, wildlife, and habitat connectivity. Island Press, Washington, 419p.
- Bencke, G.A. 2009. Diversidade e conservação da fauna dos Campos do Sul do Brasil. *In*: Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade / Valério De Patta Pillar.[et al.]. Editores. – Brasília: MMA, p.101-121.
- Bennett, V.J., Smith, W.P & Betts, M.G. (2011). *Toward Understanding the Ecological Impact of Transportation Corridors*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-846. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 40 p.
- Bond WJ & Parr CL, 2010. Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological Conservation*, 143:2395-2404. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.012>
- Brehme, C.S., Tracey, J.A., McClenaghan, L.R. & Fisher, R.N. 2013. Permeability of Roads to Movement of Scrubland Lizards and Small Mammals. *Conservation Biology* 27(4), 710–720.

- Brotons, L., Mönkkönen, M. & Martin, J.L. (2003). Are Fragments Islands? Landscape Context and Density-Area Relationships in Boreal Forest Birds. *The American Naturalist* 162(3), 343-357.
- Bunn, A.G., Urban, D.L. & Keitt, T.H. 2000. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59, 265–278.
- Calabrese, J.M. & Fagan, W.F. (2004). A comparison-shopper’s guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(10), 529–536.
- Cordeiro, J. L. & Hasenack, H. 2009. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade / Valério De Patta Pillar.[et al.]. Editores. – Brasília: MMA, 2009, p.26-41.
- Crooks, K.R. & Sanjayan, M. (2006). *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press. Cambridge. 730p.
- Cushman, S.A., Compton, B.W. & McGarigal., K. 2010. Habitat Fragmentation Effects Depend on Complex Interactions Between Population Size and Dispersal Ability: Modeling Influences of Roads, Agriculture and Residential Development Across a Range of Life-History Characteristics. In: Cushman, S.A., Compton, B.W. & McGarigal, K. Spatial Complexity, Informatics and Wildlife Conservation.
- Dodd, N.L., Gagnon, J.W., Boe, S., Schweinsburg, R.E., 2007. Assessment of elk highway permeability by using global positioning system telemetry. *Journal of Wildlife Management* 71, 1107–1117.
- Eigenbrod, F., S. J. Hecnar, & Fahrig, L. (2009). Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecology and Society* 14(1): 24. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art24/>

- ESRI, 2007. ArcGis, the Complete Geographical Information System. Redlands, California.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 2003. 34:487–515. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419
- Freitas, S. R.; Teixeira, A. M. G. & Metzger, J. P. (2009). Estudo da relação entre estradas, relevo, uso da terra e vegetação natural de Ibiúna - SP, com enfoque na ecologia da paisagem. *Natureza & Conservação* 7(2), 44-56.
- Fu, W., Liu, S., Degloria, S.D., Dong, S. & Beazle, R. 2010. Characterizing the “fragmentation–barrier” effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. *Landscape and Urban Planning* 95, 122–129.
- Gurrutxaga, M. & Saura, S. (2014). Prioritizing highway defragmentation locations for restoring landscape connectivity. *Environmental Conservation* 1-8.
doi:10.1017/S0376892913000325
- Gurrutxaga, M., Rubio, L. & Saura, S. (2011). Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: a transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). *Landscape and Urban Planning* 101, 310–320.
- Heller, N. E., and E. S. Zavaleta. (2009). Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* 142, 14–32.
- IUCN. (2013). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2.*
<<http://www.iucnredlist.org>>. Downloaded on 21 November 2013.
- Jaeger, J.A. & Fahrig, L. 2004. Effects of road fencing on population persistence. *Conservation Biology* 18(6):1651-1657.
- Jaeger, J.A., Fahrig, L. & Ewald, K.C. (2006). Does the configuration of road networks influence the degree to which roads affect wildlife populations? IN: Proceedings of the

2005 International Conference on Ecology and Transportation, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC: pp. 151-163.

Keith, D.A., Rodríguez, J.P., Rodríguez-Clark, K.M., Nicholson, E., Aapala, K., Alfonso Alonso, A., Asmussen, M., Bachman, S., Basset, A., Barrow, E.G., Benson, J.S., Bishop, M.J., Bonifacio, R., Brooks, T.M., Burgman, M.A., Comer, P., Comín, F.A., Essl, F., Faber-Langendoen, D., Fairweather, P.G., Holdaway, R.J., Jennings, M., Kingsford, R.T., Lester, R.E., Nally, R.M., McCarthy, M.A., Moat, J., Oliveira-Miranda, M.A., Pisanu, P., Poulin, B., Regan, T.J., Riecken, U., Spalding, M.D., Zambrano-Martínez, S. (2013). Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. *PLoS ONE* 8(5), e62111. doi:10.1371/journal.pone.0062111

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: 374-380, [http:// dx.doi.org/10.1016/j.tree.2012.01.015](http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2012.01.015)

Martensen, A.C., Pimentel, R.G., Metzger, J.P., 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation* 141, 2184–2192.

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

Metzger, J.P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C., Teixeira, A.M.G, Pardini, R., 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142, 1166–1177.

- Neteler, M. & Mitasova, H. (2008). Open source GIS: a GRASS GIS approach, third ed. The International Series in Engineering and Computer Science, vol. 773, Springer, New York. 406p.
- Olson, D.M. & Dinerstein, E. 2002. The Global 200: Priority Ecoregions For Global Conservation. *Ann. Missouri Bot. Gard.* 89: 199–224.
- Overbeck, G. E.; Müller, S.C.; Fidelis, A.T. ; Pfadenhauer, J.; Pillar, V.P.; Blanco, C. C. ; Boldrini, I. I. ; Both, R. ; Forneck, E.D. 2007. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, v. 9, p. 101-116.
- Prevedello, J.A. & Vieira, M.V. (2010). Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity Conservation* 19, 1205–1223. DOI 10.1007/s10531-009-9750-z
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J. & Hirota, M.M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142, 1141–1153.
- Ricketts, T.H. (2001). The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *The American Naturalist* 158(1), 87-99.
- Roch, L. & Jaeger, J.A.G. 2014. Monitoring an ecosystem at risk: What is the degree of grassland fragmentation in the Canadian Prairies? *Environ Monit Assess* 186:2505–2534 DOI 10.1007/s10661-013-3557-9.
- Rudnick, D.A., Ryan, S.J., Beier, P., Cushman, S.A., Dieffenbach, F., Epps, C.W., Gerber, L.R., Hartter, J., Jenness, J.S., Kintsch, J., Merenlender, A.M., Perkl, R.M., Preziosi, D.V. & Trombulak, S.C. (2012). The Role of Landscape Connectivity in Planning and

- Implementing Conservation and Restoration Priorities. *Issues in Ecology* 16, 1-20.
Ecological Society of America.
- Scolozzi, R. & Geneletti, D. (2012). Assessing habitat connectivity for land-use planning: a method integrating landscape graphs and Delphi survey. *Journal of Environmental Planning and Management*, DOI:10.1080/09640568.2011.628823.
- Tischendorf, L. & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90, 7–19.
- Trocme M. 2006. The Swiss defragmentation program—reconnecting wildlife corridors between the Alps and Jura: an overview. IN: Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC: pp. 144-149.
- Uezu, A., Metzger, J.P. & Vielliard, J.M.E. (2005). Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123, 507–519.
- Urban, D. L. & Keitt, T. (2001). Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82(5), 1205–1218.
- Urban, D.L. (2005). Modeling ecological processes across scales. *Ecology* 86(8), 1996–2006.
- van der Grift, E.A. (2005). Defragmentation in the Netherlands: A Success Story? *GAIA* 14(2), 144 –147.
- van der Ree, R. 2006. Road upgrade in Victoria a filter to the movement of the endangered squirrel glider (*Petaurus norfolcensis*): results of a pilot study. *Ecological Management and Restoration*. 7: 226–228.

- Vos, C. C., Berry, P., Opdam, P., Baveco, H., Nijhof, B., O'Hanley, J., Bell, C. & Kuipers, H. (2008). Adapting landscapes to climate change: examples of climate-proof ecosystem networks and priority adaptation zones. *Journal of Applied Ecology* 45, 1722–1731.
- Watling, J.I., Nowakowski, J.A., Donnelly, M.A. & Orrock, J.L. (2011). Meta-analysis reveals the importance of matrix composition for animals in fragmented habitat. *Global Ecology and Biogeography* 20, 209–217.

Supp. Material

S1. Original classification of land cover from Cordeiro & Hasenack (2009) and the transformed classes of grassland and non-grassland used in this study.

Original classification	Classes used in this study
Dry native grassland	Grassland
Dry native grassland with rocks	Grassland
Wet native grassland	Grassland
Grassland over dunes	Grassland
Grasslands with <i>Butia</i> sp.	Grassland
Grassland of psamofila forest	Grassland
Degraded grassland	Grassland
Mixture of grassland/native forest/human use	Grassland
Rocky outcrops	Grassland
Marsh	Grassland
Dunes	Grassland
Sand beaches	Grassland
Mosaic Vegetation	Non-grassland
Forest	Non-grassland
Rural anthropogenic	Non-grassland
Urban anthropogenic	Non-grassland
Water	Non-grassland

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Enquanto a expansão da rede viária é sem dúvida um grande impacto, especialmente em áreas tropicais, existe uma extensa malha rodoviária ao redor do mundo causando enormes impactos que precisam ser mitigados. Atualmente, estamos observando enormes investimentos na pavimentação, manutenção e duplicação de estradas no Brasil, muitas vezes ampliando o impacto dessas estradas nos ecossistemas remanescentes. Discutimos como a qualificação da pesquisa e do licenciamento podem colaborar para reverter esse quadro. Pesquisas orientadas a responder questões relevantes e bem formuladas têm maior potencial de influenciar a tomada de decisão relacionada à mitigação dos impactos de rodovias. Avaliações de impacto ambiental bem planejadas e executadas aumentam a influência destes estudos no planejamento das estradas, especialmente quando são executados estudos com forte poder de inferência. Entretanto, somente a qualificação da pesquisa e do licenciamento isoladamente não é suficiente para que a mitigação dos impactos de rodovias seja mais eficiente: é preciso integrar os diferentes profissionais envolvidos: desde pesquisadores, consultores e analistas ambientais até os responsáveis pela construção de estradas.

Neste contexto, essa tese busca qualificar a pesquisa em ecologia de estradas, voltando-se à explorar, nos capítulos 2, 3 e 4, diferentes caminhos e abordagens para avaliar padrões espaciais do impacto de rodovias na mortalidade da fauna e na fragmentação de habitat. Essas diferentes abordagens vão desde os métodos para identificar hotspots de atropelamentos, passando pela revelação de situações nas quais os hotspots não indicam os melhores locais para a mitigação, até uma exploração do efeito da rede de rodovias na fragmentação de habitat.

Hotspots de atropelamento, isto é, áreas de maior risco para a fauna, onde ocorrem agregações de animais atropelados, têm sido utilizadas como indicadoras dos locais com maior necessidade de mitigação em rodovias. Diferentes métodos de análise espacial têm sido utilizados em estudos de ecologia de estradas para testar se existe a presença de agregações e para localizar onde estão estas agregações. Recomendo que análises para identificar hotspots deveriam ser realizadas em duas etapas: primeiro testar a presença de agregação nos dados e depois identificar a localização dos hotspots ao longo da estrada. Deve-se ter cuidado na escolha do tipo de análise a ser utilizada, visando empregar análises que explorem a presença de agregações em diferentes escalas, que indiquem a localização dos hotspots com alguma medida de intensidade e de significância estatística. Uma questão importante observada nesta revisão de métodos de hotspots é a frequência de trabalhos utilizando análises espaciais em um plano (bidimensionais), quando já existem diversas ferramentas disponíveis para a realização de análises restritas às redes de rodovias.

Entretanto, é importante ir além da identificação dos hotspots de atropelamento e olhar para o efeito da mortalidade por atropelamento nas populações. Os modelos de simulação que construímos mostram que a localização dos hotspots muda ao longo do tempo em função da diminuição das populações que vivem próximas a trechos de rodovias com maior letalidade, como trechos com maior fluxo de veículos, por exemplo. Isso indica que hotspots podem não ser um bom indicador de locais para mitigação em rodovias mais antigas, caso tenha ocorrido diminuição das populações próximas a alguns trechos da estrada. Esses resultados mostram que a mortalidade per capita é um melhor indicador do potencial efeito da rodovia sobre as

populações do que a presença de hotspots. Assim, maiores investigações dos efeitos das estradas em nível populacional são necessárias.

Para além do impacto de mortalidade direta da fauna e olhando para a rede de rodovias como um todo (e não apenas para pequenos trechos de estradas), avaliei o efeito da rede de rodovias na fragmentação de habitat nos campos sulinos do Rio Grande do Sul. Mostro que considerar o efeito da rede de rodovias como uma barreira aos movimentos da fauna modifica de forma severa a percepção que temos sobre o status de conservação dos campos, que é muito mais crítico do que usualmente reconhecido. Com os resultados deste estudo procuro mostrar a importância de incorporar as redes de rodovias como um elemento de ruptura em avaliações do estado de fragmentação e conservação de áreas e da necessidade de manejar os efeitos de rodovias além da escala local dos atropelamentos.

Esta tese pode ter dois tipos principais de implicações: a aplicação direta dos resultados aqui apresentados nas avaliações dos impactos de rodovias e planejamento da mitigação, e a influência em novos rumos de pesquisa na ecologia de rodovias. Por um caminho, pode-se aplicar diretamente os resultados aqui apresentados, através de um maior cuidado no uso de métodos para identificação de hotspots, da consideração da mortalidade per capita das populações como uma métrica para avaliar o impacto de uma rodovia, e da inclusão de avaliações do efeito de redes de rodovias na fragmentação de habitats. Por outro lado, espero que esta tese estimule novas pesquisas em ecologia de rodovias, como avaliações dos métodos de hotspots através de simulações, avaliações em campo das relações entre a mortalidade per capita e a letalidade das rodovias para testar *in situ* o observado nas simulações, e o desenvolvimento de métodos para avaliação do efeito de filtro das rodovias e

de priorização de trechos de redes de rodovias para a desfragmentação da paisagem. Precisamos sempre trilhar novos caminhos na pesquisa aplicada em ecologia, para qualificar a tomada de decisão e evitar que recursos sejam desperdiçados, ameaçando a credibilidade das ações realizadas para avaliar e mitigar os impactos das ações humanas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bennett, V.J., Smith, W.P & Betts, M.G. 2011. *Toward Understanding the Ecological Impact of Transportation Corridors*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-846. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 40 p.
- Clevenger, A.P. & Wierzchowski, J. 2006. Maintaining and restoring connectivity in landscapes fragmented by roads. In K.R. Crooks & M. Sanjayan (Eds.) *Connectivity Conservation* (pp.502-535). Cambridge University Press. Cambridge.
- Coffin, A.W. 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15, 396–406.
- Cottam, C. 1931. Birds and motor cars in South Dakota. *The Wilson Bulletin* December 1931, p.313-314.
- Eigenbrod, F., Hecnar, S. J. & Fahrig, L. 2009. Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecology and Society* 14(1): 24.
- Forman, R. T. T. & Alexander, L. E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review on Ecology and Systematics* 29: 207-231.
- Forman, R. T. T. & Deblinger, R. D. 2000. The Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts (U.S.A.) Suburban Highway. *Conservation Biology* 14(1), 36–46.
- Forman, R.T., Sperling, D., Bissonette, J.A., Clevenger, A.P., Cutshall, C.D., Dale, V.H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C.R., Heanue, K., Jones, J.A., Swanson, F.J., Turrentine,

- T. & Winter, T.C. 2003. *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press: Washington, DC. 481p.
- Hels, T. & Buchwald, E. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99:331-340.
- Jaeger, J.A.G., Fahrig, L., Ewald, K.C. 2006. Does the configuration of road networks influence the degree to which roads affect wildlife populations? In: *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC:pp.13-17.
- Komarek, E.V. & Wright, E.G. 1929. Bird casualties on the highways. *The Wilson Bulletin* June 1929, p.106.
- Laurance, W. F., Albernaz, A. K. M., Schroth, G., Fearnside, P. M., Bergen, S., Venticinque, E. M. and Costa, C. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* 29:737–748.
- Maher, D. S., Land, E. D. & Roelke, M. E. 1991. Mortality patterns of panthers in Southwest Florida. *Proceedings of the Annual Conference of Southeastern Association Fish and Wildlife Agencies* 45:201-207.
- Rytwinski, T. & Fahrig, L. 2013. Why are some animal populations unaffected or positively affected by roads? *Oecologia* 173, 1143–1156.
- Spiker, C.J. 1927. Feathered victims of the automobile. *The Wilson Bulletin* March 1927, p.11-12.

Trombulak, S.C. & Frissell, C.A. 2000. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology* 14:18-30.

van der Ree, R. 2006. Road upgrade in Victoria a filter to the movement of the endangered squirrel glider (*Petaurus norfolcensis*): results of a pilot study. *Ecological Management and Restoration*. 7: 226–228.