

Capítulo 8

Ferramentas Geográficas para Análise e Mitigação de Impactos Ambientais Causados por Infraestruturas Viárias de Transporte Terrestre

DOI: <http://dx.doi.org/10.18616/geop08>

Fernanda Zimmermann Teixeira

Larissa Oliveira Gonçalves

Larissa Donida Biasotto

Rodrigo Affonso de Albuquerque Nóbrega

Andreas Kindel

VOLTAR AO SUMÁRIO

INTRODUÇÃO

Economia e transporte são pastas indissociáveis em qualquer gestão do governo (NOBREGA; STICH, 2012). Por consequência, as infraestruturas de transporte são fundamentais para o desenvolvimento econômico e social de uma região. O advento das obras de arte em engenharia de transporte e das estradas carroçáveis para impulsionar de forma estratégica a ocupação do solo data do Império Romano, todavia foi após o surgimento das ferrovias no século XIX que as infraestruturas de transporte terrestre ocuparam posição de destaque no cenário econômico (NOBREGA *et al.*, 2011). Há décadas, autores como Gauthier (1970), Lewis (1991), Fleming e Hayuth (1994) têm investigado a alta correlação existente entre o sistema de transportes e o desenvolvimento econômico regional. As pesquisas têm comprovado que o alinhamento estratégico dessas áreas está vinculado ao uso e à ocupação do solo (HARVEY, 2005).

Uma das principais características comuns aos países desenvolvidos é a alta densidade e a eficiência de seus sistemas de transporte terrestre, sejam eles em escala urbana ou macrorregional. Assim, o apelo econômico justifica a forte pressão para o aumento da rede tanto rodoviária quanto ferroviária nos países em desenvolvimento (LAURANCE *et al.*, 2015), que veem essa expansão como um caminho para a melhora da economia. Grandes investimentos têm sido feitos em infraestruturas de transporte em todo o mundo, especialmente em países em desenvolvimento e em regiões tropicais (LAURANCE; BALMFORD, 2013).

No Brasil, em diferentes épocas, houve mobilizações em prol da construção de malhas de infraestrutura de transporte terrestre que pudessem promover a interiorização da população e a conexão de diferentes regiões. O sistema rodoviário se transformou na principal rede de transporte terrestre já a partir da década de 1920, com a consolidação do modelo rodoviário na transição das décadas de 1930-40 a partir da criação do Departamento Nacional de Estradas e Rodagem (PEREIRA; LESSA, 2011). A malha ferroviária

brasileira, que na década de 1940 possuía pouco mais de 35.000 km, iniciou um ciclo de falta de investimento e descontinuidade, ao passo que a malha rodoviária começou a ser construída, impulsionada pela política estratégica do governo que começava a receber as indústrias montadoras de carros e caminhões (FERREIRA JÚNIOR, 2016). Atualmente, a malha ferroviária brasileira possui cerca de 30 mil km de extensão e transporta em torno de 500 milhões de toneladas úteis de carga a cada ano. A malha rodoviária possui em torno de 1,6 milhão de km de extensão, uma frota de mais de 85 milhões de veículos (DENATRAN, 2014) e é responsável por aproximadamente 60% do transporte de carga e 96% do transporte de passageiros (CIA, 2013).

As estimativas lançadas em 2010 pelo Plano Nacional de Logística e Transporte (PNLT) e reforçadas em 2012 pelo Plano de Investimento em Logística previam a expansão de 10.000 km de ferrovias e obras de melhoramentos e duplicações em rodovias, seguindo diretrizes para a política setorial de transporte, como a concessão de vias para o setor privado (BRASIL, 2012). Embora o momento econômico tenha freado o ritmo dos investimentos, a demanda pela reestruturação viária se faz presente e os planos latentes aguardam a oportunidade para serem iniciados.

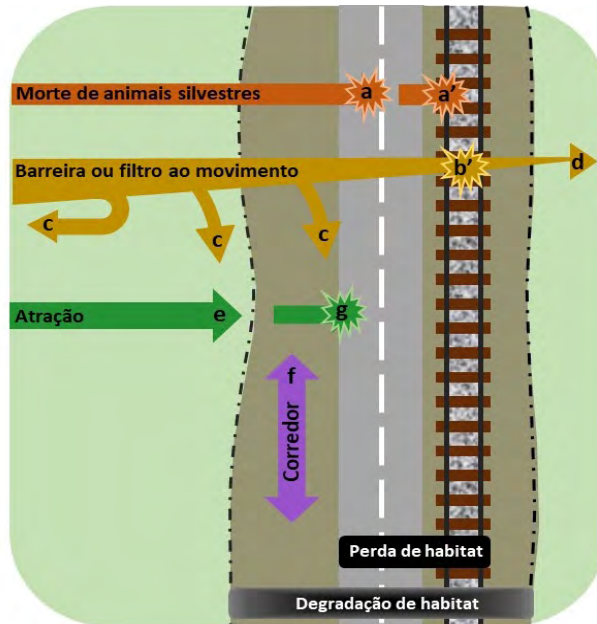
Embora o protagonismo das infraestruturas de transporte justifique o apelo do desenvolvimento econômico, a sua interação com o meio ambiente é ainda um assunto em voga e que tem despertado crescente interesse na comunidade científica e entre os tomadores de decisão. Em contrapartida ao apelo econômico e desenvolvimentista, a implantação das infraestruturas de transporte tem sido o mecanismo primário responsável pela fragmentação do *habitat* e de ecossistemas regionais. Segundo Saunders *et al.* (2002), estradas de ferro e de rodagem modificam ou substituem padrões preexistentes de cobertura do solo, como áreas alagadas, campos naturais e florestas, por sua vez alterando a estrutura e a função da paisagem natural.

Nota-se, com isso, que as decisões tomadas em transportes são, em geral, complexas, as quais não podem ser tratadas como disciplinas independentes, seja para estudos logísticos de origem e destino, seja para estudos de acessibilidade ou para questões ambientais. As intervenções físi-

cas resultantes de um projeto viário geram reflexos no contexto geográfico, da mesma forma que as intervenções no espaço físico, ou simplesmente na legislação ou na política que rege o território, geram reflexos no sistema de transportes (NOBREGA *et al.*, 2012). A literatura internacional (BEIMBORN; PUENTES, 2003; CAMPOS; ELMIRO; NOBREGA, 2014; WEINGROFF, 2001; NOBREGA *et al.*, 2012; STICH *et al.* 2011) aponta o crescente protagonismo das considerações ambientais e sociais na aprovação, no direcionamento e na execução dos projetos estruturantes de transporte.

Infraestruturas lineares são responsáveis por uma série de impactos ambientais tanto em ambientes terrestres como aquáticos (Figura 1). No que se refere ao meio biótico, essas estruturas modificam a paisagem e seu entorno e podem atuar como barreiras aos movimentos dos organismos, gerando perda e fragmentação de *habitat* (BORDA-DE-ÁGUA *et al.*, 2017; FORMAN *et al.*, 2003; VAN DER REE; SMITH; GRILO, 2015). O tráfego em infraestruturas de transporte também é responsável por impactos adicionais, incrementando o efeito de barreira, diminuindo a qualidade dos *habitat* adjacentes em função do ruído e da contaminação química e, mais notadamente, matando diretamente milhões de animais silvestres.

Figura 1- Impactos de rodovias e ferrovias na fauna silvestre, perda de *habitat* causada pela instalação das infraestruturas e degradação do *habitat* adjacente. Ao tentarem cruzar, muitos animais podem morrer por colisões com veículos ou trens (a, a') ou, ainda, por ficarem presos entre os trilhos (b'). Já o efeito de barreira ou filtro ocorre porque a presença da rodovia e da ferrovia impede que os animais cruzem ou diminuam seu acesso ao outro lado (c), e alguns animais morrem ao tentarem cruzar, isso faz com que apenas alguns indivíduos consigam atravessar com sucesso (d). A estrada e suas cercanias também podem ser um atrator (e) para a fauna, e a vegetação adjacente ou a própria estrada pode atuar como corredor (f), tanto para espécies nativas como invasoras, eventualmente resultando em um mecanismo adicional de fatalidades (g).



Fonte: Adaptada de Van der Ree, Smith e Grilo (2015).

A construção de novas estradas, embora possa ser benéfica para aspectos sociais e econômicos, pode ser extremamente prejudicial em outros, como para o aspecto ambiental (LAURANCE *et al.*, 2015). Há estudos que sustentam que é mais interessante econômica e ambientalmente aumentar a eficiência da malha de transporte e da produção em áreas já ocupadas do

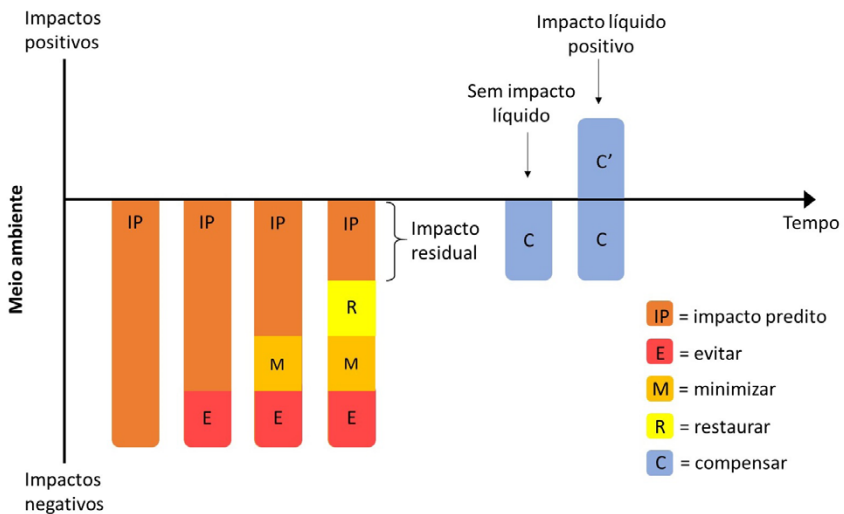
que expandir as fronteiras agrícolas para áreas não ocupadas intensamente para esse fim (LAURANCE *et al.*, 2015).

Do ponto de vista ambiental, boa parte da malha viária foi projetada e construída em um período em que não havia uma forte preocupação com a preservação do meio ambiente. Grande parte das malhas rodoviárias e ferroviárias brasileiras foi construída antes da exigência de licenciamento ambiental, portanto, não seguiu a avaliação ambiental de seus impactos nem dispôs de medidas de mitigação planejadas e implantadas. Entretanto, atualmente, a questão ambiental é intrínseca ao setor de transportes, e o não atendimento aos critérios ambientais limita ou impede o projeto ou a operação de uma rodovia ou ferrovia. Um exemplo disso é o Programa Federal de Rodovias Ambientalmente Sustentáveis (PROFAS), Portaria Interministerial nº 288, de 16 de julho de 2013 (BRASIL, 2013), o qual tem o objetivo de regularizar todas as rodovias federais que não possuem licença ambiental, implementando medidas de mitigação e adequando aos critérios vigentes em torno de 55.000 km de rodovias em um prazo de 20 anos.

Tanto no contexto de expansão da malha viária quanto de regularização da malha existente, é fundamental avaliar os impactos ambientais e planejar medidas sob a perspectiva da hierarquia da mitigação (CEQ, 2000) (Figura 2). Segundo essa abordagem, evitar impactos é a primeira medida que deveria ser considerada no planejamento de qualquer empreendimento (delimitação espacial ou temporal cuidadosa dos elementos de infraestrutura, priorizando locais mais distantes de áreas importantes para a conservação da biodiversidade ou de risco para a degradação de serviços ecossistêmicos), seguida da minimização (medidas tomadas para reduzir a duração, intensidade e/ou extensão dos impactos que não podem ser completamente evitados), restauração (reabilitação de áreas degradadas ou restauração dos ecossistemas durante a instalação e ao longo da operação da infraestrutura, quando os impactos não podem ser completamente evitados e/ou minimizados) e compensação dos danos ambientais (compensar os impactos residuais adversos que não podem ser evitados, minimizados e/ou restaurados) (VILLARROYA; BARROS; KIESECKER, 2014).

Embora a compensação procure garantir que os impactos ambientais inevitáveis sejam moderados por ganhos ambientais (GIBBONS; LINDENMAYER, 2007), um grande problema dessa abordagem é que ela pode fornecer a impressão equivocada de que todos os impactos podem ser compensados (KIESECKER *et al.*, 2010). Por exemplo, Villarroya, Barros e Kiesecker (2014) mostraram que enquanto alguns países avançam no detalhamento das políticas ambientais de compensação na América Latina, muitos parecem não ter requisitos fortes em relação ao evitamento dos impactos. É preciso reconhecer que quando se opta por compensar antes de evitar impactos, segue-se um procedimento inverso à lógica de busca do menor impacto.

Figura 2 - Hierarquia a ser seguida na tomada de decisão da mitigação de impactos. Primeiro devem ser tomadas as medidas possíveis para evitar os impactos, depois as medidas para minimizar os impactos, para então investir em restaurar locais impactados e só por fim focar na compensação dos impactos que não puderam ser evitados, minimizados ou restaurados. Cada uma dessas quatro etapas de mitigação deve ser vista como etapa posterior quando os esforços da anterior se esgotarem



Fonte: Adaptada de Kiesecker *et al.* (2009).

A avaliação de impactos de rodovias e ferrovias normalmente é restrita espacial e temporalmente, focando em impactos locais de segmentos de estrada em um período curto de tempo (TEIXEIRA *et al.*, 2016). É imprescindível que tenhamos ferramentas que ajudem a identificar os locais onde haverá maior impacto ambiental, tanto para orientar a construção de um empreendimento quanto para minimizar os impactos de um empreendimento já construído. Diferentes ferramentas de geoprocessamento podem ser utilizadas nesses contextos. Embora nos últimos anos a preocupação com a identificação e mitigação dos impactos de rodovias e ferrovias tenha aumentado (BORDA-DE-ÁGUA *et al.*, 2017; VAN DER REE; SMITH; GRILLO, 2015), o desenvolvimento e a aplicação do geoprocessamento no contexto do licenciamento desses empreendimentos são ainda incipientes. A espacialização da avaliação de impactos utilizando ferramentas de geoprocessamento é uma abordagem fundamental para qualificar a aplicação de recursos em empreendimentos de transporte e evitar que uma grande quantidade de recursos seja desperdiçada e a credibilidade da mitigação seja ameaçada.

Os efeitos de redes viárias em nível de paisagem têm sido negligenciados em avaliações de impacto ambiental em todo o mundo (JAEGER, 2015). Ainda, há uma lacuna de conhecimento sobre os limiares de efeitos cumulativos da perda e fragmentação de *habitat* na viabilidade das populações (JAEGER, 2015). Esses impactos raramente são espacializados e considerados na definição de traçado. Métodos de análise espacial para planejamento de traçado otimizam a definição de corredores de transporte ao considerarem múltiplas camadas de variáveis, podendo incorporar diferentes impactos ambientais especializados em diversas camadas (NOBREGA *et al.*, 2012).

Ferramentas de geoprocessamento também podem ser aplicadas para a definição da localização de medidas para minimização de impactos pontualmente após a definição do traçado ou mesmo após a construção da via. A mortalidade e a perda de conectividade cumulativas em toda a rede viária têm o potencial de afetar a persistência de populações tanto em escalas locais quanto regionais (TEIXEIRA *et al.*, 2016). A indicação e a implementação de medidas mitigadoras têm sido uma estratégia cada vez mais

popular em empreendimentos viários. Estruturas como passagens de fauna, redutores de velocidade e cercas têm sido instaladas tanto em novas estradas como em estradas já consolidadas (BORDA-DE-ÁGUA *et al.*, 2017; VAN DER REE; SMITH; GRILO, 2015), o que amplia a necessidade de qualificação do planejamento dessas medidas, visando ao aumento da sua efetividade. Diferentes abordagens têm sido usadas para qualificar o planejamento da mitigação como, por exemplo, a geração de informações para decidir onde as medidas devem ser implementadas. A existência de agregações ou *hotspots* de atropelamentos (COELHO *et al.*, 2012; RAMP *et al.*, 2005) e a identificação de locais onde os animais cruzam a estrada através do monitoramento do seu movimento (GRILO *et al.*, 2012; NEUMANN *et al.*, 2012) são usados para determinar locais onde a mitigação é mais necessária. Alternativamente, a identificação de conexões da paisagem ou de corredores ecológicos obtidos a partir de modelos de conectividade podem ser usados como indicadores de locais com maiores taxas de travessias (CLEVINGER; WIERZCHOWSKI, 2006). Adicionalmente, atributos da paisagem e da estrada associados aos atropelamentos podem ser usados para prever áreas com maior mortalidade ou travessias em estradas onde a informação sobre a mortalidade não está disponível (GUNSON *et al.*, 2009).

Neste capítulo, temos como objetivo apresentar e discutir ferramentas analíticas espaciais que possam ser aplicadas para a avaliação dos impactos ambientais de rodovias e ferrovias e o planejamento das ações de mitigação. Organizamos a sequência de métodos segundo sua aplicabilidade no contexto da hierarquia da mitigação, identificando quais abordagens são úteis para evitar e minimizar impactos ou restaurar propriedades das paisagens impactadas. Na Tabela 1, apresentamos uma síntese das abordagens propostas, indicando seus objetivos, decisões de manejo decorrentes, informações necessárias para a sua aplicação e exemplos de estudos que as utilizaram.

Tabela 1 - Síntese das abordagens propostas para cada contexto da hierarquia de mitigação de impactos (evitar, minimizar, restaurar e compensar)

Objetivos de Mitigação	Decisões Disponíveis	Abordagens	Dados Básicos Necessários	Exemplos
Evitar impactos	(Re)definição de corredor ou rota de rodovias ou ferrovias.	Análise multicritério	Camadas descritoras dos potenciais impactos; atribuição de pesos a cada critério (camada) para diferentes cenários de compromissos ambientais.	(NOBREGA <i>et al.</i> , 2012; KARLSON <i>et al.</i> , 2016; STICH <i>et al.</i> 2011)
Minimizar impactos	Identificação de locais prioritários para implantação de ações e/ou estruturas de minimização da mortalidade de fauna em rodovias ou ferrovias a serem construídas ou já implantadas.	Modelos preditivos	Mapas de atributos da paisagem (uso e cobertura do solo), mapas de probabilidade de ocorrência das espécies ou grupos de espécies-alvo e mapas de distribuição de atributos das estradas e tráfego.	(BOYLE; LITZGUS; LESBARRÈRES, 2017; JAARSMA <i>et al.</i> , 2007; VISINTIN; VAN DER REE; MCCARTHY, 2016)
	Identificação de locais prioritários para implantação ou qualificação de ações e/ou estruturas de minimização da mortalidade de em rodovias ou ferrovias já implantadas.	Análise de <i>Hotspots</i>	Distribuição das fatalidades (carcaças), atributos das estradas como a distribuição de estruturas já implantadas com potencial uso pela fauna para travessias seguras e topografia.	(COELHO <i>et al.</i> , 2012; GOMES <i>et al.</i> , 2009; PÉRIQUET <i>et al.</i> , 2018)
Recuperar impactos	Implantação de ações e/ou estruturas para recuperar a conectividade da paisagem.	Análise de conectividade da paisagem	Mapas de cobertura e uso do solo, rede viária e outros elementos da paisagem de relevância para facilitar ou restringir a conectividade funcional.	(GURRUTXAGA; LOZANO; DEL BARRIO, 2010)

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Abordagens para Evitar Impactos de Rodovias e Ferrovias

Nas últimas décadas, a combinação de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) com a avaliação multicritério tem sido aplicada como uma abordagem para avaliar a adequação de uma área para receber diferentes infraestruturas viárias e, conseqüentemente, selecionar locais ideais para a instalação desses empreendimentos (BARBER *et al.*, 2014; NÓBREGA, 2009; NOBREGA *et al.*, 2012; SOUZA; ARAUJO; NÓBREGA, 2014; STICH *et al.* 2011). Em geral, o planejamento de rodovias e ferrovias envolve soluções de decisões críticas e um processo complexo pelo envolvimento de diferentes setores (técnicos, socioeconômicos e ambientais). A análise multicritério tem como objetivo proporcionar a solução de conflitos entre as variáveis, os cenários e as opiniões divergentes entre atores envolvidos no processo de tomada de decisão de um projeto como, por exemplo, viabilizar a otimização

de recursos disponíveis e ao mesmo tempo minimizar os impactos ambientais (NÓBREGA, 2009).

O uso de multicamadas pode ser aplicado nas diferentes etapas da hierarquia de mitigação, evidenciando áreas potenciais e prioritárias para serem mitigadas, assim como medidas mitigatórias de passagem de fauna, restauração e compensação de *habitat* (CORLATTI; HACKLÄNDER; FREY-ROOS, 2009; VAN DER REE *et al.*, 2007; VILLARROYA; PERSSON; PUIG, 2014). No entanto, segundo Karlson *et al.* (2016), do ponto de vista da biodiversidade, os principais efeitos negativos estão relacionados a questões de localização da rodovia ou da ferrovia, e, no contexto do evitamento, a análise multicritério permite que impactos que já tenham sido preditos possam ser espacializados e incorporados na escolha do melhor traçado.

A instalação de um empreendimento não depende apenas de sua viabilidade técnica, mas também da capacidade do ambiente para receber as estruturas e mantê-las juntamente com a conservação de seus atributos ecológicos. Para definir essa capacidade, critérios relevantes para a instalação de cada tipo de infraestrutura são estabelecidos, podendo ser classificados, por exemplo, em critérios de atração, repulsão e exclusão do empreendimento (ARANEO *et al.*, 2014). Cada critério reconhecido é representado espacialmente por variáveis ambientais que refletem os elementos contidos em cada um, entre eles os impactos ambientais (por exemplo, o impacto de remoção da vegetação poderá ser representado em um mapa de cobertura do solo) (Figura 3A).

Por meio da análise multicritério é possível atribuir pesos específicos para a ponderação de cada uma das variáveis, permitindo a combinação das diferentes camadas em uma só superfície (EASTMAN, 1999; GENELETTI, 2010) (Figura 3B). A ponderação das variáveis tem como base a inserção de uma escala de preferência ou impacto, positivo ou negativo, para cada variável (CAMPOS; ELMIRO; NOBREGA, 2014), pois envolvem diferentes graus de prioridade a depender do critério e do ponto de vista do especialista de cada área. Para cada variável espacializada, um mapa em formato *raster* é gerado, constituindo um mapa de atrito e, a partir disso, as informações contidas em

cada mapa são combinadas em uma única superfície de custo (EASTMAN, 1999) (Figura 3B).

A partir da superfície de custo, pode-se gerar como produto corredores principais, nos quais um gradiente de valores (*pixels*) mostra as áreas mais ou menos adequadas da paisagem para a instalação de um empreendimento (Figura 3C). A modelagem de corredores envolve uma escala geográfica maior e permite que os tomadores de decisão possam avaliar mais de uma possibilidade para a definição do traçado do empreendimento na paisagem. Com essa abordagem, Stich *et al.* (2011) e Nobrega *et al.* (2012) encontraram corredores principais para a instalação de uma rodovia ligando o Canadá ao México; já Araujo *et al.* (2015) propuseram corredores para a construção de uma ferrovia no Brasil.

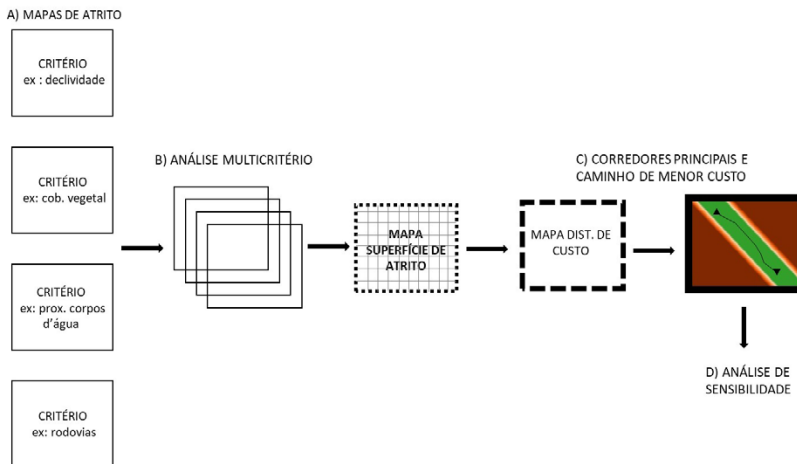
A partir da superfície de atrito, também se podem obter rotas específicas e trajetos de menor custo para os empreendimentos (Figura 3C). A análise do caminho de menor custo (*Least Cost Path Analysis*) permite encontrar a rota “mais econômica” (esse custo não precisa ser expresso em valor monetário, podendo ser representado pela vulnerabilidade ambiental) para ligar dois locais em uma superfície de custo (COLLISCHONN; PILAR, 2000). Para definir o caminho de menor custo sobre uma superfície com diferentes regiões de resistências ao movimento, podem ser aplicados algoritmos que combinam duas superfícies separadas, uma representando o ponto de origem e a outra a distância de custo. Com base nisso, a linha de menor custo é rastreada pelas células vizinhas de cada *pixel* com menor valor até o ponto de destino (COLLISCHONN; PILAR, 2000). Atualmente, existem várias aplicações recentes desse método envolvendo empreendimentos viários (ATKINSON *et al.*, 2005; EFFAT; HASSAN, 2013) e outras estruturas lineares (BAGLI; GENELETTI; ORSI, 2011).

A avaliação dos impactos ambientais se baseia em juízos de valor e, portanto, envolve subjetividade na definição dos pesos dos critérios apresentados. Segundo Effat e Hassan (2013), nas alternativas locais dos projetos, muitas vezes estão representadas apenas as alternativas de maior interesse dos proponentes. Para avaliar a consistência dos corredores ou

caminhos gerados, uma análise de sensibilidade deverá ser realizada para se apurar quão sensíveis são os resultados aos pesos empregados para os diferentes critérios (GENELETTI, 2003).

Um dos desafios da análise multicritério é incorporar camadas que descrevam o conjunto dos impactos decorrentes da implantação ou expansão de rodovias e ferrovias, ilustrados na Figura 1. Em geral, apenas a potencial perda de *habitat* é espacialmente estimada (KARLSON; MÖRTBERG, 2015). Contudo, existem sugestões de abordagens para espacializar o efeito barreira ou filtro e a degradação dos *habitat* (HELLDIN *et al.*, 2013). Com base na incorporação dos impactos na fase de planejamento dos empreendimentos, Karlson *et al.* (2016) desenvolveram métodos para o planejamento de um corredor ferroviário também na Suécia, onde o *design* e a localização do corredor foram baseados em critérios ecológicos de quantidade de *habitat* e de conectividade. Com exceção desse estudo, desconhecemos outros trabalhos que tenham utilizado essas abordagens ou similares para gerar camadas distintas da perda de *habitat* em estudos multicritério de infraestruturas viárias.

Figura 3 - Representação esquemática dos passos metodológicos para obtenção de corredores principais e de trajetos de menor custo ambiental de empreendimentos viários



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Abordagens para Minimizar Impactos de Rodovias e Ferrovias

Nesta seção, apresentamos uma abordagem para prever locais onde haverá maior risco de atropelamento de fauna, mesmo antes de um empreendimento ser construído, quando os dados de atropelamentos não estão disponíveis ou são inexistentes. Diferentes estudos com diversos grupos taxonômicos já mostraram inúmeras características tanto das estradas quanto da paisagem que estão diretamente relacionadas às colisões de veículos com a fauna e que podem ser incorporadas nos modelos de predição (GUNSON; MOUNTRAKIS; QUACKENBUSH, 2011). No contexto da hierarquia da mitigação, a abordagem preditiva aqui apresentada pode ser utilizada para minimizar o impacto de atropelamento de fauna.

Para um animal ser atropelado em um determinado trecho da via, existe a necessidade de ocorrência de dois processos sequenciais: primeiro ele precisa ocorrer naquela área e tentar cruzar a estrada ou ferrovia naquele trecho e, então, ser abalroado por um veículo. Assim, o risco de atropelamento é tanto dependente da configuração da paisagem e da ocorrência e do movimento dos animais (GRILO *et al.*, 2011; GURRUTXAGA; SAURA, 2013; LEWIS *et al.*, 2011; THURFJELL *et al.*, 2015) quanto da probabilidade de colisão (JAARSMA; VAN LANGEVELDE; BOTMA, 2006). Modelando conjuntamente a probabilidade de ocorrência de um animal (que pode definir a probabilidade de travessia) e a letalidade da estrada (probabilidade de colisão), podemos então prever os locais com maior ocorrência de atropelamentos.

Os atropelamentos podem acontecer principalmente em segmentos de estradas mais bem conectados (GRILO *et al.*, 2011), portanto, mapas de conectividade de *habitat* são uma alternativa para avaliarmos as probabilidades de travessia dos animais em estradas (JAARSMA *et al.*, 2007; PATRICK *et al.*, 2012; SANTOS *et al.*, 2013). Esses mapas podem ser construídos a partir de diferentes informações (mapas de distribuição potencial das espécies, mapas de adequabilidade de *habitat*, dados de movimentos dos organismos ou a opinião de especialistas) e através de diferentes ferramentas como a

teoria dos circuitos (LEONARD *et al.*, 2017) e corredores de menor custo (MCRAE; KAVANAGH, 2011), por exemplo.

Entretanto, nem sempre áreas com maior número de travessias ou maior conectividade são áreas com agregações de atropelamentos (BOYLE; LITZGUS; LESBARRÈRES, 2017; NEUMANN *et al.*, 2012). Em função disso, para complementar os modelos de previsão de atropelamentos, é preciso considerar a letalidade da estrada além da probabilidade de travessia. Há algumas sugestões na literatura para calcular a probabilidade de um animal ser morto ao cruzar uma estrada (HELSE; BUCHWALD, 2001; JAARSMA; VAN LANGEVELDE; BOTMA, 2006; VAN LANGEVELDE; JAARSMA, 2004). Essa probabilidade pode ser calculada utilizando-se diferentes atributos dos animais, como o tamanho corporal e a sua velocidade de travessia, além das características das estradas, como volume de tráfego, velocidade e largura dos veículos e largura da estrada. A equação abaixo é a mais usada na literatura:

$$1 - \exp(-N \cdot (a/v))$$

Em que: “N” é o volume de tráfego em metros por minuto, “a” é a zona de morte em metros (largura dos veículos e comprimento do animal) e “v” é a velocidade do animal em metros por minuto.

A zona de morte deve ser multiplicada pelo número de faixas que a estrada apresenta ou pode ser também substituída pela largura da estrada se essa informação estiver disponível. Essa abordagem já foi aplicada para modelar a probabilidade de colisão para répteis (BEAUDRY; DEMAYNADIER; HUNTER, 2010; IOSIF; POPESCU, 2013; LITVAITIS; TASH, 2008; MEEK, 2009) e mamíferos (LITVAITIS; TASH, 2008; LITVAITIS *et al.*, 2015). O tamanho e a velocidade dos animais podem ser obtidos através de bancos de dados publicados como o PanTHERIA para mamíferos (JONES *et al.*, 2009). A velocidade dos animais é uma variável difícil de ser acessada, sendo o uso de percentis da velocidade máxima já registrada para a espécie uma alternativa (JAARSMA; VAN LANGEVELDE; BOTMA, 2006; VAN LANGEVELDE; JAARSMA, 2004).

Lembrando sempre que diferentes espécies apresentarão comportamentos distintos ao interagirem com a estrada (JACOBSON *et al.*, 2016). O volume de tráfego é possível de ser modelado a partir de características relacionadas às populações humanas, como densidade populacional e distância das cidades mais próximas (VISINTIN; VAN DER REE; MCCARTHY, 2016).

Já há trabalhos que integraram a abordagem da paisagem com o risco de atropelamento baseado na equação mencionada acima (JAARSMA *et al.*, 2007; PATRICK *et al.*, 2012). Eles utilizaram o tráfego de veículos como a principal variável da estrada e modelos de simulação de movimentos dos animais para modelar o risco de atropelamento para anfíbios e répteis (PATRICK *et al.*, 2012) e para texugos (JAARSMA *et al.*, 2007).

Embora seja uma abordagem promissora, ainda são necessários trabalhos que validem essas previsões, como o que foi feito por Visintin, Van der Ree e McCarthy (2016). Esses autores utilizaram a probabilidade de ocorrência das espécies (proveniente de um modelo de distribuição potencial da espécie), o volume modelado de tráfego e a velocidade modelada dos veículos para predizerem os atropelamentos de espécies de mamíferos australianas em uma escala de rede de estradas (VISINTIN; VAN DER REE; MCCARTHY, 2016, 2017), concluindo que os modelos tiveram um bom poder de previsão do atropelamento desses animais. Além de trabalhos com rodovias, modelos preditivos de colisão em ferrovias também foram validados e a velocidade dos trens e a ocorrência das espécies foram variáveis importantes para a previsão de atropelamentos de cangurus no sudeste da Austrália (VISINTIN *et al.*, 2018).

Hotspots de fatalidades podem ser definidos como áreas de alto risco para colisões entre veículos e animais em rodovias e ferrovias devido à presença de agregações de atropelamentos (GUNSON; TEIXEIRA, 2015). Ainda, especialmente em ferrovias, muitos animais podem morrer presos entre os trilhos sem a necessidade de colisão com o trem (BUDZIK; BUDZIK, 2014). Vários métodos foram usados para descrever os padrões espaciais de fatalidades e localizar *hotspots* (GUNSON; TEIXEIRA, 2015). Como a mortalidade tem efeitos importantes sobre a persistência das populações (JACKSON;

FAHRIG, 2011), é lógico que *hotspots* de fatalidades sejam uma das ferramentas preferidas para guiar onde os recursos para mitigação serão investidos ao longo de uma estrada (TAYLOR; GOLDINGAY, 2010). Entretanto, em algumas situações, os *hotspots* de fatalidades podem não ser bons indicadores dos locais onde a mitigação é mais necessária como, por exemplo, em situações em que a mortalidade do passado determinou o declínio das populações e são poucas as fatalidades por colisão que ocorrem atualmente (TEIXEIRA *et al.*, 2017) ou em situações de tráfego tão intenso que os indivíduos evitam a via.

Análises espaciais para explorar *hotspots* de atropelamento devem ser realizadas em duas etapas. A primeira delas deve ser testar a hipótese de completa aleatorização dos eventos (*complete spatial randomness*, CSR) e a segunda deve ser a identificação de onde os *hotspots* estão localizados (CLEVINGER; CHRUSZCZ; GUNSON, 2003; COELHO; KINDEL; COELHO, 2008). Primeiro testar a aleatoriedade dos dados evita que *hotspots* sejam identificados em vias em que as colisões ocorrem segundo uma distribuição de probabilidades uniforme, mas para isso é preciso que a amostragem seja suficiente (o número de carcaças não pode ser muito baixo). Com base nos resultados obtidos no teste da hipótese CSR, caso ela seja refutada, a posterior identificação da localização dos *hotspots* pode ser feita (GUNSON; TEIXEIRA, 2015).

Explorar diferentes escalas é importante quando se testa a presença de agregações nos dados de fatalidades, uma vez que isso pode indicar em quais escalas as fatalidades são agregadas ou dispersas e informar quais escalas utilizar para localizar os *hotspots*. O teste K de Ripley, o método mais utilizado para testar a ocorrência de agregações, tem a vantagem de responder a essa 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

estrada 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 essas decisões, poderá obter resultados que não fazem sentido (LEVINE, 2007).

Um exemplo desses dois passos de análise são os testes disponíveis no *software* Siriema (COELHO *et al.*, 2014). 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 (CRESSIE, 1993; LEVINE, 2007; RIPLEY, 1981). Essa 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).

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*. Nessa análise, a estrada é dividida em trechos de mesmo comprimento, um círculo é centrado em cada trecho e os eventos de atropelamento dentro desse círculo são contados. A soma é multiplicada por um fator de correção que considera o comprimento de estrada dentro do círculo em cada posição, resultando em um valor de intensidade de agregação para cada trecho. Para avaliar a significância dessa intensidade, intervalos de confiança são gerados com base em simulações de Monte Carlo dos eventos de atropelamento (COELHO *et al.*, 2014).

A avaliação da relação da paisagem com características de movimento das espécies pode nos ajudar a entender melhor o porquê da concentração das fatalidades de animais silvestres em trechos das rodovias e ferrovias (GRILLO *et al.*, 2011). A variação espacial na mortalidade pode ser um resultado da abundância local da espécie, do volume de tráfego local e/ou de fatores que aumentam a probabilidade de colisão, como a velocidade dos veículos (COELHO *et al.*, 2012). Atributos da paisagem circundante podem ter um papel importante nessa explicação, uma vez que estão relacionados a maior ou menor ocorrência e abundância de uma espécie no entorno da

estrada. Já os atributos da própria estrada definem a letalidade de um trecho e são importantes variáveis preditoras.

Diversos modelos explicativos de atropelamentos já foram apresentados na literatura (GUNSON *et al.*, 2009) e o conhecimento sobre quais variáveis estão mais relacionadas às fatalidades pode indicar alguns fatores que podem ser manejados (como a iluminação artificial, velocidade da via, etc.). Uma abordagem alternativa seria a extrapolação desses modelos para prever a ocorrência de *hotspots* de atropelamento em outras regiões, podendo inclusive definir a implementação de medidas mitigadoras em função dos atributos do entorno. Porém, para isso, é fundamental o desenvolvimento de estudos testando a validade da extrapolação desses modelos no tempo e no espaço.

Abordagens para Recuperar a Conectividade

Recentemente, identificou-se que a densidade de rodovias é tão alta ao redor do mundo que a maioria dos fragmentos sem rodovias possui área menor do que 100 ha e apenas 7% dos fragmentos possuem áreas maiores do que 10.000 ha (IBISCH *et al.*, 2016). No atual cenário mundial, onde a dispersão é um dos principais mecanismos de adaptação das espécies às mudanças climáticas, a conectividade na paisagem se torna um elemento ainda mais importante (HELLER; ZAVALETA, 2009; VOS *et al.*, 2008), e a recuperação da conectividade das paisagens transpostas por estradas pode ter um papel fundamental nesse processo. É necessário avaliar e indicar áreas prioritárias para desfragmentação dessas paisagens muito fragmentadas, nas quais possam ser implementadas ações de restauração da conectividade para aumentar a permeabilidade da paisagem (GURRUTXAGA; SAURA, 2013), possibilitando que a fauna cruze as estradas, diminuindo a mortalidade por atropelamento e conectando populações.

Programas regionais ou nacionais de desfragmentação de estradas já vêm sendo implementados há alguns anos em alguns países, como a Holanda (VAN DER GRIFT, 2005) e a Suíça (TROCMÉ, 2006). O Programa

Multianual de Desfragmentação da Holanda (<http://www.mjpo.nl/english/>) foi aprovado pelo parlamento em 2005 com a meta de aumentar a conectividade das paisagens interceptadas pela malha viária e reduzir a mortalidade em áreas-problema identificadas através da análise da influência da rede viária existente na viabilidade populacional de 10 espécies focais (VAN DER GRIFT, 2005). A Suíça desenvolveu um mapeamento dos pontos em que a rede viária intercepta importantes corredores ecológicos para espécies florestais mapeados com base em dados de entrevistas e de áreas usadas para caça e usando um modelo de permeabilidade da paisagem (TROCMÉ, 2006). Esse programa teve como objetivo aplicar esforços para restaurar a conectividade nos pontos mapeados e identificar áreas para a compensação dos impactos da infraestrutura viária na conectividade em áreas com maior potencial de conservação (TROCMÉ, 2006). Um dos métodos possíveis para identificar os pontos onde a conectividade precisa ser restaurada se baseia na teoria de grafos, que utiliza uma estrutura matemática para modelar a relação entre uma série de objetos. Para isso, as manchas de *habitat* são consideradas nos que são conectados por arcos (URBAN; KEITT, 2001). Gurrutxaga e Saura (2013) utilizaram essa abordagem e criaram arcos conectando áreas florestais protegidas através de caminhos de menor custo que, no caso estudado, equivalem a caminhos de menor resistência da paisagem ao movimento de mamíferos florestais. Esses grafos foram construídos sem considerar o efeito de barreira ou filtro imposto pelas estradas, e os locais em que os arcos dos grafos cruzaram estradas foram definidos como áreas prioritárias para desfragmentação da paisagem (GURRUTXAGA; SAURA, 2013).

Embora no exemplo acima a teoria de grafos tenha sido aplicada no contexto de restauração da conectividade em escalas regionais ou nacionais, a mesma abordagem pode ser utilizada na fase de planejamento do traçado de novas estradas para escolher corredores ou rotas que comprometam menos a conectividade da paisagem (VASAS *et al.*, 2009). Nesse caso, o objetivo seria evitar o impacto da fragmentação, podendo ser identificado um gradiente de importância dos arcos para a conectividade regional e essa informação ser incorporada como uma camada na análise de multicritérios.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Difícilmente alguém discordará de que as decisões de manejo, em qualquer contexto, deveriam ser orientadas pelas melhores evidências disponíveis, obtidas a partir das melhores abordagens científicas. Contudo, são abundantes os exemplos em que as recomendações têm origem na experiência, tradição ou especulações (PULLIN; KNIGHT, 2001). Neste capítulo, discutimos um conjunto de análises espaciais as quais julgamos que possam contribuir para a ruptura desse hábito, especificamente no contexto do licenciamento de infraestruturas viárias de transporte terrestre.

O conjunto de abordagens apresentadas não é exaustivo, ou seja, não abrange o espectro completo de impactos potenciais dessas infraestruturas. Nossa intenção foi, através dos exemplos escolhidos, apresentar um conjunto complementar de abordagens que desse suporte a decisões que precisam ser tomadas nas várias fases da implantação desses empreendimentos, do planejamento de novas vias à regularização ambiental de estradas já implantadas, e nos vários níveis de intervenção ao longo da hierarquia de mitigação de impactos.

Embora a maioria dessas abordagens já tenha sido proposta há mais de uma década, são raras as Avaliações de Impacto Ambiental, seja no âmbito do licenciamento de projetos individuais, seja no âmbito do planejamento estratégico da expansão da rede viária, em que mais de uma delas tenha sido aplicada. Mesmo quando aplicadas, é comum restringirem-se a um ou poucos impactos (ex. a análise multicritério em geral só considera perda de *habitat*) ou adotarem métodos pouco robustos (ex. análise de *hotspots* de fatalidades sem avaliar a sensibilidade de escolha da escala ou significância do padrão encontrado). Nossa expectativa é que este capítulo contribua para promover a adoção de abordagens analíticas de suporte à decisão cada vez mais robustas, focadas nos potenciais impactos dessas infraestruturas para que tenhamos estradas apenas onde elas são justificadas (LAURANCE, 2015) e que produzam os menores níveis de impacto possível.

REFERÊNCIAS

ARANEO, R.; MARTIRANO, L.; CELOZZI, S.; VERGINE, C. Low-environmental impact routing of overhead power lines for the connection of renewable energy plants to the Italian HV grid. *In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ENVIRONMENT AND ELECTRICAL ENGINEERING*, 14., 2014, Krakow. **Anais...** Krakow, Poland: IEEE, 2014, p. 386-391.

ARAUJO, F. R. N. de; ALMEIDA, J. W. L.; SENA, Í. S. de; NÓBREGA, R. A. de A. Modelagem de corredores ótimos para instalação de empreendimentos ferroviários com o software livre Dinâmica EGO a partir de produtos gratuitos de sensoriamento remoto. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO*, 17., 2015, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa, PB: INPE, 2015, p. 3549–3556.

ATKINSON, D. M.; DEADMAN, P.; DUDYCHA, D.; TRAYNOR, S. Multi-criteria evaluation and least cost path analysis for an arctic all-weather road. **Applied Geography**, [s.l.], v. 25, n. 4, p. 287–307, 2005. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0143622805000378>. Acesso em: 28 fev. 2018.

BAGLI, S.; GENELETTI, D.; ORSI, F. Routing of power lines through least-cost path analysis and multicriteria evaluation to minimise environmental impacts. **Environmental Impact Assessment Review**, [s.l.], v. 31, n. 3, p. 234–239, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2010.10.003>. Acesso em: 28 fev. 2018.

BARBER, C. P.; COCHRANE, M. A.; SOUZA JUNIOR, C. M.; LAURENCE, W. F. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 177, p. 203–209, 2014. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S000632071400264X>. Acesso em: 28 fev. 2018.

BEAUDRY, F.; DEMAYNADIER, P. G.; HUNTER, M. L. Identifying Hot Moments in Road-Mortality Risk for Freshwater Turtles. **Journal of Wildlife Management**,

[s.l.], v. 74, n. 1, p. 152–159, 2010. Disponível em: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.2193/2008-370>. Acesso em: 28 fev. 2018.

BEIMBORN, E.; PUENTES, R. Highways and Transit: Leveling the Playing Field in Federal Transportation Policy. *In: THE BROOKINGS INSTITUTION SERIES ON TRANSPORTATION REFORM. **Transportation Reforms Series***. Washington, D.C.: The Brookings Institution, 2003, p. 1-20.

BORDA-DE-ÁGUA, L.; BARRIENTOS, R.; BEJA, P.; PEREIRA, H. M. (eds.). **Railway ecology**. [S.l.]: Springer, 2017.

BOYLE, S. P.; LITZGUS, J. D.; LESBARRÈRES, D. Comparison of road surveys and circuit theory to predict hotspot locations for implementing road-effect mitigation. **Biodiversity and Conservation**, [s.l.], n. 26, p. 3445–3463, 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Ministério dos Transportes. Portaria Interministerial MMA/MT nº 288, de 16 de julho de 2013. Institui o Programa de Rodovias Federais Ambientalmente Sustentáveis – PROFAS, para fins de regularização ambiental das rodovias federais. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 17 de julho de 2013. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2013/p_mma_mt_288_2013_institui_programaderodoviasfederais_ambientalmente_sustent%C3%A1veis_profas.pdf. Acesso em: 28 fev. 2018.

BRASIL. Ministério dos Transportes. Secretaria de Política Nacional de Transportes. **Projeto de Reavaliação de Estimativas e Metas do PNLT**. Brasília, DF: MT, 2012.

BUDZIK, K. A.; BUDZIK, K. M. A preliminary report of amphibian mortality patterns on railways. **Acta Herpetologica**, [s.l.], v. 9, n. 1, p. 103–107, 2014. Disponível em: <http://www.fupress.net/index.php/ah/article/view/12914>. Acesso em: 28 fev. 2018.

CAMPOS, P. B. R.; ELMIRO, M. A. T.; NOBREGA, R. A. de A. A utilização da modelagem ambiental para sistematização do conhecimento tácito: Identificação de corredores preferenciais para linhas de transmissão de

energia elétrica. **Boletim de Ciências Geodesicas**, [s.l.], v. 20, n. 4, p. 765–783, 2014.

CENTRAL INTELLIGENCE AGENCY - CIA. **The world fact book**. Canadá: Central Intelligence Agency, 2013.

CLEVENGER, A. P.; CHRUSZCZ, B.; GUNSON, K. E. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 109, n. 1, p. 15–26, 2003. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320702001271>. Acesso em: 28 fev. 2018.

CLEVENGER, A. P.; WIERZCHOWSKI, J. Maintaining and restoring connectivity in landscapes fragmented by roads. *In*: CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. (eds.). **Connectivity Conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006, p. 502–535.

COELHO, A. V. P.; COELHO, I. P.; TEIXEIRA, F. Z.; KINDEL, A. **Siriema**: road mortality software. Porto Alegre, RS: UFRGS, 2014.

COELHO, I. P.; KINDEL, A.; COELHO, A. V. P. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, [s.l.], v. 54, n. 4, p. 689–699, 2008.

COELHO, I. P.; TEIXEIRA, F. Z.; COLOMBO, P.; COELHO, A. V. P.; KINDEL, A. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 112, p. 17-26, 2012.

COLLISCHONN, W.; PILAR, J. V. A direction dependent least-cost-path algorithm for roads and canals. **International Journal of Geographical Information Science**, [s.l.], v. 14, n. 4, p. 397-406, 2000. Disponível em: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/13658810050024304>. Acesso em: 28 fev. 2018.

CORLATTI, L.; HACKLÄNDER, K.; FREY-ROOS, F. Ability of Wildlife Overpasses to Provide Connectivity and Prevent Genetic Isolation. **Conservation**

Biology, [s.l.], v. 23, n. 3, p. 548-556, 2009. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1523-1739.2008.01162.x>. Acesso em: 28 fev. 2018.

COUNCIL ON ENVIRONMENTAL QUALITY - CEQ. **Protection of the environment (under the National Environmental Policy Act)**. Washington, D.C., USA: [s.n.], 2000.

CRESSIE, N. A. C. **Statistics for spatial data**. [S.l.] : Wiley, 1993.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO - DENATRAN. **Malha Ferroviária Brasileira**. [S.l.]: Denatran, 2014.

EASTMAN, R. Multi-criteria evaluation and GIS. *In*: LONGLEY, P.; GOODCHILD, M. F.; MAQUIRE, D. J.; RHIND, D. (Eds.). **Geographical Information Systems**. Vol. 2. Canada: Wiley, 1999, p. 493-502.

EFFAT, H. A.; HASSAN, O. A. Designing and evaluation of three alternatives highway routes using the Analytical Hierarchy Process and the least-cost path analysis, application in Sinai Peninsula, Egypt. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, [s.l.], v. 16, n. 2, p. 141–151, 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1110982313000264>. Acesso em: 28 fev. 2018.

FERREIRA JÚNIOR, J. I. **Modelagem de dados geográficos para a definição do corredor do rodovial da Região Metropolitana de Belo Horizonte: o caso da Alça Sul**. 2016. 147 f. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/handle/1843/IGCM-AAYPFA>. Acesso em: 1 mar. 2018.

FLEMING, D. K.; HAYUTH, Y. Spatial characteristics of transportation hubs: Centrality and intermediacy. **Journal of Geography**, [s.l.], v. 1, n. 2, p. 3-14, 1994.

FORMAN, R. T. 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. **Road Ecology**: Science and Solutions. Washington, DC: Island Press, 2003. 504 p.

GAUTHIER, H. L. Geography, transportation and regional development. **Economic Geography**, [s.l.], v. 4, n. 46, p. 612-619, 1970.

GENELETTI, D. Biodiversity Impact Assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity. **Environmental Impact Assessment Review**, [s.l.], v. 23, n. 3, p. 343-365, 2003. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0195925502000999>. Acesso em: 28 fev. 2018.

GENELETTI, D. Combining stakeholder analysis and spatial multicriteria evaluation to select and rank inert landfill sites. **Waste Management**, [s.l.], v. 30, n. 2, p. 328-337, 2010. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19853431>. Acesso em: 28 fev. 2018.

GIBBONS, P.; LINDENMAYER, D. B. Offsets for land clearing: No net loss or the tail wagging the dog? **Ecological Management & Restoration**, [s.l.], v. 8, n. 1, p. 26-31, 2007.

GOMES, L.; GRILO, C.; SILVA, C.; MIRA, A. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. **Ecological Research**, [s.l.], v. 24, n. 2, p. 355-370, 2009.

GRILO, C.; ASCENSÃO, F.; SANTOS-REIS, M.; BISSONETTE, J. A. Do well-connected landscapes promote road-related mortality? **European Journal of Wildlife Research**, [s.l.], v. 57, n. 4, p. 707-716, 2011.

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. Individual Spatial Responses towards Roads: Implications for Mortality Risk. **PLoS ONE**, [s.l.], v. 7, n. 9, p. 1-11, 2012.

GUNSON, K. E.; CLEVENGER, A. P.; FORD, A. T.; BISSONETTE, J. A.; HARDY, A. A Comparison of Data Sets Varying in Spatial Accuracy Used to Predict the Occurrence of Wildlife-Vehicle Collisions. **Environmental Management**, [s.l.],

v. 44, n. 2, p. 268-277, 2009. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s00267-009-9303-y>. Acesso em: 28 fev. 2018.

GUNSON, K. E.; MOUNTRAKIS, G.; QUACKENBUSH, L. J. Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 92, n. 4, p. 1074-1082, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.027>. Acesso em: 28 fev. 2018.

GUNSON, K. E.; TEIXEIRA, F. Z. Road – Wildlife Mitigation Planning Can Be Improved By Identifying the Patterns and Processes Associated With Wildlife-Vehicle Collisions. **Handbook of Road Ecology**, [s.l.], p. 101-109, 2015.

GURRUTXAGA, M.; LOZANO, P. J.; DEL BARRIO, G. Assessing Highway Permeability for the Restoration of Landscape Connectivity between Protected Areas in the Basque Country, Northern Spain. **Landscape Research**, [s.l.], v. 35, n. 5, p. 529-550, 2010.

GURRUTXAGA, M.; SAURA, S. Prioritizing highway defragmentation locations for restoring landscape connectivity. **Environmental Conservation**, [s.l.], v. 41, n. 2, p. 1-8, 2013.

HARVEY, D. A geografia da acumulação capitalista: uma reconstrução da teoria marxista. In: HARVEY, D. (Ed.). **A produção capitalista do espaço**. São Paulo: Annablume, 2005, p. 49-73.

HELLDIN, J. O.; COLLINDER, P.; BENGTSSON, D.; KARLBERG, Å.; ASKLING, J. Assessment of traffic noise impact in important bird sites in Sweden – a practical method for the regional scale. **Oecologia Australis**, [s.l.], v. 17, n. 1, p. 48-62, 2013.

HELLER, N. E.; ZAVALETA, E. S. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 142, n. 1, p. 14-32, 2009. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S000632070800387X>. Acesso em: 28 fev. 2018.

HELMS, T.; BUCHWALD, E. The effect of road kills on amphibian populations. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 99, p. 331-340, 2001.

IBISCH, P. L.; HOFFMANN, M. T.; KREFT, S.; PE'ER, G.; KATI, V.; BIBER-FREUDENBERGER, L.; DELLA SALA, D. A.; VALE, M. M.; HOBSON, P. R.; SELVA, N. A global map of roadless areas and their conservation status. **Science**, [s.l.], v. 354, n. 6318, p. 1423-1427, 2016.

IOSIF, R.; POPESCU, V. D. Modeling road mortality hotspots of Eastern Hermann's tortoise in Romania. **Amphibia-Reptilia**, [s.l.], v. 3, p. 1-10, 2013.

JAARSMA, C. F.; VAN LANGEVELDE, F.; BAVECO, J. M.; EUPEN, M. V.; ARISZ, J. Model for rural transportation planning considering simulating mobility and traffic kills in the badger *Meles meles*. **Ecological Informatics**, [s.l.], v. 2, n. 2, p. 73-82, 2007.

JAARSMA, C. F.; VAN LANGEVELDE, F.; BOTMA, H. Flattened fauna and mitigation: Traffic victims related to road, traffic, vehicle, and species characteristics. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, [s.l.], v. 11, n. 4, p. 264-276, 2006.

JACKSON, N. D.; FAHRIG, L. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 144, n. 12, p. 3143-3148, 2011. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320711003557>. Acesso em: 25 fev. 2018.

JACOBSON, S. L.; BLISS-KETCHUM, L. L.; RIVERA, C. E. de; SMITH, W. P.; PETERS, D. P. C. A behavior- based framework for assessing barrier effects to wildlife from vehicle traffic volume. **Ecosphere**, [s.l.], v. 7, p. 1-15, apr. 2016.

JAEGER, J. A. G. Improving Environmental Impact Assessment and Road Planning at the Landscape Scale. **Handbook of Road Ecology**, [s.l.], p. 32-42, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1002/9781118568170.ch5>. Acesso em: 25 fev. 2018.

JONES, K. E.; BIELBY, J.; CARDILLO, M.; FRITZ, S. A.; O'DELL, J.; ORME, C. D. L.; SAFI, K.; SECHREST, W.; BOAKES, E. H.; CARBONE, C.; CONNOLLY, C.; CUTTS, M.

J.; FOSTER, J. K.; GRENYER, R.; HABIB, M.; PLASTER, C. A.; PRICE, S. A.; RIGBY, E. A.; RIST, J.; TEACHER, A.; BININDA-EMONDS, O. R. P.; GITTLEMAN, J. L.; MACE, G. M.; PURVIS, P. PanTHERIA : a species-level database of life history, ecology, and geography of extant and recently extinct mammals. **Ecology**, [s.l.], v. 90, n. 9, p. 2648, 2009.

KARLSON, M.; KARLSSON, C. S. J.; MÖRTBERG, U.; OLOFSSON, B.; BALFORS, B. Design and evaluation of railway corridors based on spatial ecological and geological criteria. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, [s.l.], v. 46, p. 207-228, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1361920915301000>. Acesso em: 28 fev. 2018.b.;

KARLSON, M.; MÖRTBERG, U. A spatial ecological assessment of fragmentation and disturbance effects of the Swedish road network. **Landscape and Urban Planning**, [s.l.], v. 134, p. 53-65, 2015. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204614002412>. Acesso em: 28 fev. 2018.

KIESECKER, J. M.; COPELANDI, H.; POCEWICS, A.; NIBBELINK, N.; MCKENNEY, B.; DAHLKE, J.; HOLLORAN, M.; STROUD, D. A Framework for Implementing Biodiversity Offsets: Selecting Sites and Determining Scale. **BioScience**, [s.l.], v. 59, n. 1, p. 77-84, 2009. Disponível em: <https://academic.oup.com/bioscience/article-lookup/doi/10.1525/bio.2009.59.1.11>. Acesso em: 28 fev. 2018.

KIESECKER, J. M.; COPELANDI, H.; POCEWICS, A.; MCKENNEY, B. Development by design: blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [s.l.], v. 8, n. 5, p. 261-266, 2010. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1890/090005>. Acesso em: 28 fev. 2018.

LAURANCE, W. F. Bad Roads, Good Roads. **Handbook of Road Ecology**, [s.l.], p. 10-15, 2015.

LAURANCE, W. F.; BALMFORD, A. Land use: A global map for road building. **Nature**, [s.l.], v. 495, n. 7441, p. 308-309, 2013.

LAURANCE, W. F.; PELETIER-JELLEMA, A.; GEENEN, B.; KOSTER, H.; VERWEIJ, P.; VAN DIJCK, P.; LOVEJOY, T. E.; SCHLEICHER, J.; VAN KUIJK, M. Reducing the global environmental impacts of rapid infrastructure expansion. **Current biology**, [s.l.], v. 25, n. 7, p. R259-62, 2015. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960982215002195>. Acesso em: 28 fev. 2018.

LEONARD, P. B.; DUFFY, E. B.; BALDWIN, R. F.; MCRAE, B. Gflow: Software for Modelling Circuit Theory-Based Connectivity At Any Scale. **Methods in Ecology and Evolution**, [s.l.], v. 8, n. 4, p. 519-526, 2017.

LEVINE, N. CrimeStat III: A Spatial Statistics Program for the Analysis of Crime Incident Locations. *In*: THE NATIONAL INSTITUTE OF JUSTICE; NED LEVINE & ASSOCIATES. **CrimeStat**. Houston, TX; Washington, DC: [s.n.], 2007.

LEWIS, D. Primer on transportation, productivity and economic development. *In*: NATIONAL COOPERATIVE HIGHWAY RESEARCH PROGRAM. **Report 342**. Washington, DC: NCHRP, 1991.

LEWIS, J. S.; Identifying habitat characteristics to predict highway crossing areas for black bears within a human-modified landscape. **Landscape and Urban Planning**, [s.l.], v. 101, n. 2, p. 99-107, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.01.008>. Acesso em: 28 fev. 2018.

LITVAITIS, J. ; REED, G. C.; CARROLL, R.; LITVAITIS, M. K. Bobcats (*Lynx rufus*) as a Model Organism to Investigate the Effects of Roads on Wide-Ranging Carnivores. **Environmental Management**, [s.l.], v. 55, n. 6, p. 1366-1376, 2015.

LITVAITIS, J.; TASH, J. P. An Approach Toward Understanding Wildlife-Vehicle Collisions. **Environmental Management**, [s.l.], v. 42, n. 4, p. 688-697, 2008. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s00267-008-9108-4>. Acesso em: 28 fev. 2018.

MCRAE, B. H.; KAVANAGH, D. M. **Linkage Mapper Connectivity Analysis Software**. Seattle, WA: The Nature Conservancy, 2011. Disponível em: <http://www.circuitscape.org/linkagemapper>. Acesso em: 28 fev. 2018.

MEEK, R. Patterns of reptile road-kills in the Vendée region of western France of western France. **Herpetological Journal**, [s.l.], v. 19, p. 135-142, 2009.

NEUMANN, W.; ERICSSON, G.; DETTKI, H.; BUNNEFELD, N.; KEULER, N. S.; HELMERS, D. P.; RADELOFF, V. C. Difference in spatiotemporal patterns of wildlife road-crossings and wildlife-vehicle collisions. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 145, n. 1, p. 70-78, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.011>. Acesso em: 28 fev. 2018.

NOBREGA, R. A. A.; O'HARA, T; SADASIVUNI, R.; STICH, B. Assessing Environmental-Impacted Features of EIA Study in Corridor Planning Based on GIS and Remote Sensing Technologies. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLOGIAS DA GEOINFORMAÇÃO, 4., 2012, Recife. **Anais...** Recife: UFPE, 2012, p. 1-8.

NÓBREGA, R. A. A. Understanding Spatial-Criteria decision making: An analytical demonstration of AHP-based MCDM and how it is used in GIS. *In*: NATIONAL CONSORTIUM FOR REMOTE SENSING IN TRANSPORTATION (NCRST). **Annual Workshop**. Memphis: NCRST/Geosystems Research Institute, 2009.

NOBREGA, R. A. A.; STICH, B. Towards the Long Term Recovery in Mississippi: Understanding the Impact of Transportation System for Economic Resilience. **Journal of Leadership and Management**, [s.l.], v. 12, n. 4, p. 21-35, 2012.

NOBREGA, R. A. A.; STICH, B.; MIAO, D.; HOLLAND, J. A GIS-oriented method to investigate regional economic impacts caused by disruptions in transportation networks. *In*: CONGRESSO DE PESQUISA E ENSINO EM TRANSPORTES, ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE PESQUISA E ENSINO EM TRANSPORTES, 25., 2011, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte, MG: ANPET, 2011.

OKABE, A.; SUGIHARA, K. **Spatial Analysis along Networks**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2012. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1002/9781119967101>. Acesso em: 28 fev. 2018.

PATRICK, D. A.; GIBBS, J. P.; POPESCU, V. D.; NELSON, D. A. Multi-scale habitat-resistance models for predicting road mortality “hotspots” for turtles and amphibians. **Herpetological Conservation and Biology**, [s.l.], v. 7, n. 3, p. 407-426, 2012.

PEREIRA, L. A. G.; LESSA, S. N. O processo de planejamento e desenvolvimento do transporte rodoviário no Brasil. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 12, n. 40, p. 26-45, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/rcg.v12i40.16414.g9175>. Acesso em: 28 fev. 2018.

PÉRIQUET, S.; ROXBURGH, L.; ROUX, A. L.; COLLINSON, W. J. Testing the Value of Citizen Science for Roadkill Studies: A Case Study from South Africa. **Frontiers in Ecology and Evolution**, [s.l.], v. 6, p. 15, 2018. Disponível em: <http://journal.frontiersin.org/article/10.3389/fevo.2018.00015/full>. Acesso em: 28 fev. 2018.

PULLIN, A. S.; KNIGHT, T. M. Effectiveness in Conservation Practice: Pointers from Medicine and Public Health. **Conservation Biology**, [s.l.], v. 15, n. 1, p. 50-54, 2001. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1523-1739.2001.99499.x>. Acesso em: 28 fev. 2018.

RAMP, D.; CALDWELL, J.; EDWARDS, K. A.; WARTON, D.; XROFT, D. B. Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 126, n. 4, p. 474-490, 2005. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320705002806>. Acesso em: 28 fev. 2018.

RIPLEY, B. D. **Spatial Statistics**. New York: John Wiley & Sons, 1981.

SANTOS, S. M.; LOURENÇO, R.; MIRA, A., BEJA, P. Relative Effects of Road Risk , Habitat Suitability , and Connectivity on Wildlife Roadkills: The Case of Tawny Owls (*Strix aluco*). **PLoS One**, [s.l.], v. 8, n. 11, p. e79967, 2013.

SAUNDERS, S. C.; MISLIVETS, M. R.; CHEN, J.; CLELAND, D. T. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 103, p. 209-225, 2002.

SOUZA, I. N. de P.; ARAUJO, F. R. N. de; NÓBREGA, R. A. de A. Modelagem de Dados Geográficos para Otimização do Estudo de um Corredor Ferroviário entre Paracatu-MG e Ipatinga-MG. In: CONGRESSO DE PESQUISA E ENSINO EM TRANSPORTS, 27., 2014, Belém. **Anais...** Belém, PA: ANPET, 2014, p. 1-12, 2014. Disponível em: <http://www.anpet.org.br/xxviiiianpet/anais/documents/AC197.pdf>. Acesso em: 28 fev. 2018.

STICH, B.; HOLLAND, J. H.; NOBREGA, R. A. A.; O'HARA, C. Using multi-criteria decision making to highlight stakeholders' values in the corridor planning process. **Journal of Transport and Land Use**, [s.l.], v. 4, n. 3, p. 105-118, 2011a. Disponível em: <https://www.jtlu.org/index.php/jtlu/article/view/171>. Acesso em: 28 fev. 2018.

TAYLOR, B. D.; GOLDINGAY, R. L. Roads and wildlife: Impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia. **Wildlife Research**, [s.l.], v. 37, n. 4, p. 320-331, 2010.

TEIXEIRA, F. Z.; COELHO, I. P.; LAUXEN, M.; ESPERANDIO, I. B.; HARTZ, S. M.; KINDEL, A. The need to improve and integrate science and environmental licensing to mitigate wildlife mortality on roads in Brazil. **Tropical Conservation Science**, [s.l.], v. 9, n. 1, p. 34-42, 2016.

TEIXEIRA, F. Z.; KINDEL, A.; HARTZ, S. M.; MITCHELL, S.; FAHRIG, L. When road-kill hotspots do not indicate the best sites for road-kill mitigation. **Journal of Applied Ecology**, [s.l.], v. 54, n. 5, p. 1544-1551, 2017.

THURFJELL, H.; SPONG, G.; OLSSON, M.; ERICSSON, G. Landscape and Urban Planning Avoidance of high traffic levels results in lower risk of wild boar-vehicle accidents. **Landscape and Urban Planning**, [s.l.], v. 133, p. 98-104, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.09.015>. Acesso em: 28 fev. 2018.

TROCMÉ, M. The Swiss defragmentation program—reconnecting wildlife corridors between the Alps and Jura: an overview. *In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ECOLOGY AND TRANSPORTATION*, 2006, San Diego. **Anais...** San Diego, California: ICOET, 2005.

URBAN, D.; KEITT, T. Landscape Connectivity: A Graph-Theoretic Perspective. **Ecology**, [s.l.], v. 82, n. 5, p. 1205-1218, 2001. Disponível em: [http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[1205:LCAGTP\]2.0.CO;2/abstract](http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/0012-9658(2001)082[1205:LCAGTP]2.0.CO;2/abstract). Acesso em: 28 fev. 2018.

VAN DER GRIFT, E. A. Defragmentation in the Netherlands: A Success Story? **Gaia**, [s.l.], v. 14, n. 2, p. 144–147, 2005.

VAN DER REE, R.; SMITH, D. J.; GRILO, C. **Handbook of Road Ecology**. [S.l.]: Wiley-Blackwell, 2015.

VAN DER REE, R.; VAN DER GRIFT, E. A.; GULLE, N.; HOLLAND, K.; MATA, C.; SUAREZ, F. Overcoming the Barrier Effect of Roads-How Effective Are Mitigation Strategies? An international review of the use and effectiveness of underpasses and overpasses designed to increase the permeability of roads for wildlife. *In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ECOLOGY AND TRANSPORTATION, CENTER FOR TRANSPORTATION AND THE ENVIRONMENT*, 2007, North Carolina. **Anais...** North Carolina: North Carolina State University, 2007, p. 423-431. Disponível em: <https://escholarship.org/uc/item/66j8095x>. Acesso em: 28 fev. 2018.

VAN LANGEVELDE, F.; JAARSMA, C. F. Using traffic flow theory to model traffic mortality in mammals. **Landscape Ecology**, [s.l.], v. 19, p. 895-907, 2004.

VASAS, V.; MAGURA, T.; JORDÁN, F.; TÓTHMÉRÉSZ, B. Graph theory in action: Evaluating planned highway tracks based on connectivity measures. **Landscape Ecology**, [s.l.], v. 24, n. 5, p. 581-586, 2009.

VILLARROYA, A.; BARROS, A. C.; KIESECKER, J. Policy Development for Environmental Licensing and Biodiversity Offsets in Latin America. **PloS One**, [s.l.], v. 9, n. 9, p. e107144, 2014.

VILLARROYA, A.; PERSSON, J.; PUIG, J. Ecological compensation: From general guidance and expertise to specific proposals for road developments. **Environmental Impact Assessment Review**, [s.l.], v. 45, p. 54-62, 2014. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S019592551300111X>. Acesso em: 28 fev. 2018.

VISINTIN, C.; GOLDING, G.; VAN DER REE, R.; MCCARTHY, M. A. Managing the timing and speed of vehicles reduces wildlife-transport collision risk. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, [s.l.], v. 59, p. 86-95, 2018.

VISINTIN, C.; VAN DER REE, R.; MCCARTHY, M. A. A simple framework for a complex problem? Predicting wildlife-vehicle collisions. **Ecology and Evolution**, [s.l.], p. 1-13, 2016.

VISINTIN, C.; VAN DER REE, R.; MCCARTHY, M. A. Consistent patterns of vehicle collision risk for six mammal species. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 201, p. 397-406, 2017.

VOS, C. C.; BERRY, P.; OPDAM, P.; BAVECO, H.; NIJHOF, B.; O'HANLEY, J.; BELL, C.; KUIPERS, H. Adapting landscapes to climate change: examples of climate-proof ecosystem networks and priority adaptation zones. **Journal of Applied Ecology**, [s.l.], v. 45, n. 6, p. 1722–1731, 2008. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2664.2008.01569.x>. Acesso em: 28 fev. 2018.

WEINGROFF, R. Creating a landmark: The intermodal surface transportation act of 1991. **Public Roads**, [s.l.], v. 65, n. 3, p. 7-48, 2001.