



**Alex Bager**

# **Infraestrutura Viária & Biodiversidade**

**2018**



**Alex Bager**

# **Infraestrutura Viária & Biodiversidade**

**MÉTODOS E DIAGNÓSTICOS**

1<sup>o</sup> Edição

Lavras | MG  
2018

© Copyright 2018 do Autor

Alex Bager

E-mail: [abager@ecoestradas.org](mailto:abager@ecoestradas.org)

Blog Alex Bager – <http://bab.empreendedor-academico.com.br>

Empreendedor Acadêmico - <http://empreendedor-academico.com.br/>



**Ficha catalográfica elaborada pela Coordenadoria de Processos  
Técnicos da Biblioteca Universitária da UFLA**

Bager, Alex.

Infraestrutura viária & biodiversidade : métodos e diagnósticos / Alex Bager. – 1. ed. – Lavras : Ed. UFLA, 2018. 273 p. : il.

Bibliografia.

1. Ecologia de estradas. 2. Infraestrutura viária. 3. Ecologia aplicada. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

ISBN: 978-85-903770-4-7

CDD - 577.272

## Lista de autores

Nome	Instituição
Alberto González Gallina	Instituto de Ecología A. C. – División de Posgrado – Fortaleza de Conservación – Veracruz – México. E-mail: fodopo@hotmail.com
Alex Bager	Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas – Universidade Federal de Lavras – Lavras – MG – Brasil. E-mail: abager@ecoestradas.org
Ana Ceia-Hasse	Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes (cE3c) – Faculdade de Ciências – Universidade de Lisboa – Lisboa – Portugal. E-mail: anaceiahasse@yahoo.com
Angelo Barbosa Monteiro	Setor de Ecologia – Departamento de Biologia – Universidade Federal de Lavras – Lavras – MG – Brasil. E-mail: angelobmonteiro@gmail.com
Camilo Rodríguez Pava	Biólogo – Consultor. E-mail: danielcamilorodriguez@gmail.com
Clara Grilo	Setor de Ecologia – Departamento de Biologia – Universidade Federal de Lavras – Lavras – MG – Brasil. E-mail: clarabentesgrilo@gmail.com
Daniela Araya-Gamboia	Panthera – Costa Rica – Vías Amigables con la Vida Silvestre. E-mail: daraya@panthera.org
Érika Paula Castro	Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas – Universidade Federal de Lavras – Lavras – MG – Brasil. E-mail: erika.castro@ecoestradas.org
Esmeralda Arévalo-Huezo	Universidad Latina de Costa Rica – Vías Amigables con la Vida Silvestre. E-mail: arevaloesmeralda@gmail.com
Esther Pomareda-García	Fundación Hagnauer – Vías Amigables con la Vida Silvestre. E-mail: estrella81@gmail.com
Fabiano Rodrigues de Melo	Departamento de Engenharia Florestal – Universidade Federal de Viçosa – Viçosa – MG – Brasil. E-mail: fabiano_melo@ufg.br
Felipe H. Montenegro Tournon	ECOBIO Uruguay (Ecología y Conservación de la Biodiversidad del Uruguay). E-mail: fmontenegro@fcien.edu.uy

Fernando Vargas-Salinas	Programa de Biología – Universidad del Quindío – Armenia – Colombia. E-mail: vargassalinasf@yahoo.com
Griselda Benítez Badillo	Red Ambiente y Sustentabilidad – Instituto de Ecología – A.C. – Mexico. E-mail: griselda.benitez@inecol.mx
Helio Secco	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) – Núcleo em Ecologia e Desenvolvimento Sócio-Ambiental de Macaé – Macaé – RJ – Brasil. E-mail: hkcsecco@gmail.com
Hugo Ignacio Coitino Banquero	ECOBIO Uruguay (Ecología y Conservación de la Biodiversidad del Uruguay). E-mail: hcoitino@gmail.com
José Carlos Guerrero Antúnez	ECOBIO Uruguay (Ecología y Conservación de la Biodiversidad del Uruguay). E-mail: jguerrero@fcien.edu.uy
José Luis González Manosalva	Departamento de Ciencias Ambientales y de la Construcción – Instituto Tecnológico Metropolitano – Medellín – Colombia. E-mail: josegonzalez@itm.edu.co
Juan Carlos Jaramillo Fayad	Instituto Tecnológico Metropolitano – Medellín – Colombia. E-mail: jc.jaramillofayad@gmail.com
Katia M.P.M.B. Ferraz	Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Departamento de Ciências Florestais – Laboratório de Ecologia – Manejo e Conservação de Fauna Silvestre – Piracicaba – SP – Brasil. E-mail: katia.ferraz@usp.br
Lucas Del Bianco Faria	Setor de Ecologia – Departamento de Biologia – Universidade Federal de Lavras – Lavras – MG – Brasil. E-mail: lucasdbf@gmail.com
Marcelo Gordo	Universidade Federal do Amazonas – Departamento de Biologia – ICB – Laboratório de Biologia da Conservação – Manaus – AM – Brasil. E-mail: projetosauim@gmail.com
Márcio Marcelo de Moraes Júnior	Laboratório de Ciências Ambientais – Centro de Biociências e Biotecnologia – Universidade Estadual do Norte Fluminense – Campos dos Goytacazes – RJ – Brasil. E-mail: moraisjr@gmail.com
Maria Mercedes Velásquez López	Instituto Tecnológico Metropolitano – Medellín – Colombia. E-mail: mariavelop@gmail.com

Maurício Talebi	Universidade Federal de São Paulo – Depto de Ciências Ambientais – Programa de Pós Graduação Análise Ambiental Integrada – Campus Diadema – Diadema – SP – Brasil. E-mail: talebi@unifesp.br
Paula Ribeiro Anunciação	Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada – Departamento de Biologia – Universidade Federal de Lavras – Lavras – MG. E-mail: paulaevel@yahoo.com.br
Paulo dos Santos Pompeu	Pós-graduação em Ecologia Aplicada – Departamento de Biologia – Universidade Federal de Lavras. E-mail: pompeups@gmail.com
Priscila Silva Lucas	Laboratório de Ciências Ambientais – Universidade Estadual Norte Fluminense – Campos dos Goytacazes – Rio de Janeiro – Brasil. E-mail: prilucass@gmail.com
Priscilla M.S. Villela	Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – ESALQ/USP – Departamento de Zootecnia – Laboratório de Biotecnologia Animal – Piracicaba – Brasil
Renata A. Miotto	Departamento de Ciências Florestais – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ/USP) – Piracicaba – Brasil. E-mail: remiotto@yahoo.com.br
Rodrigo Affonso de Albuquerque Nóbrega	Universidade Federal de Minas Gerais – Instituto de Geociências da Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais. E-mail: raanobrega@ufmg.br
Thais Yumi Yuhara	Pós-graduação em Ecologia Aplicada – Departamento de Biologia – Universidade Federal de Lavras





## Apresentação

Parece incrível, mas em 2018 completei 20 anos de pesquisas em Ecologia de Estradas. Admito que a descoberta da minha paixão pelo tema não se originou de um interesse próprio, mas induzida por alunos indignados com o número de carcaças que encontrávamos nas rodovias do sul do Rio Grande do Sul.

Comecei como muitos pesquisadores, orientando trabalhos de conclusão de curso no tema. Posteriormente, devido as pesquisas que desenvolvia com tartarugas de água doce e que me obrigavam trafegar entre Pelotas e a Estação Ecológica do Taim, surgiu a curiosidade de coletar dados das centenas de animais que via atropelados. Em 2002 tive meu primeiro projeto financiado neste segmento. Nessa fase o “bichinho” da Ecologia de Estradas já era um hospedeiro permanente na minha vida e que tem coevoluído até os dias de hoje.

Quem vivenciou a Ecologia de Estradas há 10 anos e continua a atuar no tema provavelmente concordará que ela evoluiu de uma forma impressionante. Alguns pontos que evidenciam essa afirmação são a qualidade dos artigos que estão sendo publicados por pesquisadores brasileiros, o incremento no número de grupos de pesquisa e a contínua discussão em meios acadêmicos e fora destes.

Neste 20 anos atuando na área foram organizados quatro congressos brasileiros (sendo o último internacional). Sobre este ponto preciso contar uma passagem marcante e decisiva para o meu envolvimento no tema. Essa passagem teve como ator principal o pai da Ecologia de Estradas, Richard Forman. Não me recordo a data exata, mas foi no começo do segundo semestre de 2009, logo depois de ter sido contratado pela Universidade Federal de Lavras. Pensei em organizar um congresso ou simpósio sobre ecologia de estradas e a primeira providência foi escrever para o Dr. Forman e convidá-lo para participar. Passaram-se dias e semanas, e até novembro eu não obtive qualquer retorno. Em dado momento desisti do congresso, não só pela ausência de resposta, mas porque me envolvi em outros projetos. Chegou o fim do ano e no dia 5 de janeiro de 2010 recebi um email do Dr. Forman afirmando que aceitava meu convite e que inclusive traria sua esposa para conhecer o Brasil. Nem preciso dizer que foram os meses mais corridos da minha vida, mas ao final de seis meses estávamos com toda estrutura pronta para o primeiro congresso brasileiro, o Road Ecology Brazil 2010. Eu sempre acreditei que alguns marcos criaram grandes mudanças de destino na minha vida profissional, esse certamente foi um deles. É impossível esquecer a cena do Dr. Forman me explicando o conceito de efeito barreira na areia de um leito de rio, tendo uma incrível cachoeira ao fundo.

Um capítulo à parte na história da Ecologia de Estradas no Brasil foi a ideia de usar a tecnologia para ampliar nosso conhecimento do problema do atropelamento de fauna. Em 2014 lançamos o Sistema Urubu. Em quatro anos nossa plataforma de ciência cidadã reuniu mais de 100 mil registros de fauna atropelada, tem mais de 25 mil usuários e cresce diariamente. Mais do que registros de animais atropelados, o Sistema Urubu gerou engajamento e difusão de conhecimento, permitindo levar o

tema a níveis ambientais, políticos, sociais e econômicos que não imaginávamos possível.

Em 2015 conduzimos um trabalho que reuniu dezenas de profissionais das mais variadas áreas e que culminou na Estratégia Nacional para a Mitigação dos Impactos da Infraestrutura Viária na Biodiversidade Brasileira (BioInfra Brasil). E finalmente, em 2016 foi apresentada a proposta da criação da Rede Latino-americana de Biodiversidade e Infraestrutura Viária.

Enquanto escrevo este texto estou em pleno campo, realizando a Expedição Urubu na Estrada. Os resultados dessa Expedição se estenderão por muitos anos e espero poder mostrar *in loco* os problemas identificados através de artigos científicos e dados coletados pelo Sistema Urubu. O que presenciei até o momento tem me mostrado que conhecemos pouco ou nada dos impactos causados por rodovias, estradas e ferrovias na nossa biodiversidade.

Esse breve resumo mostra que o crescimento da ecologia de estradas não aconteceu ao acaso e que somente foi atingido pelo esforço e dedicação de centenas de pessoas dos mais variados segmentos da sociedade. Os esforços, sejam eles individuais ou em rede, estão apenas arranhando a superfície do problema.

Em 2012, quando publiquei o primeiro livro de ecologia de estradas jamais imaginei que o Brasil tivesse fôlego para um novo livro em menos de 10 anos. Eu estava enganado. Hoje, com o lançamento do Infraestrutura Viária & Biodiversidade: Métodos e Diagnósticos já fico na torcida para que outros pesquisadores reúnam suas pesquisas e parceiros em novas iniciativas, pois tenho certeza que há grandes lacunas de informação que ainda podem ser preenchidas.

O livro Infraestrutura Viária & Biodiversidade foi concebido para ser utilizado como um manual em diversos temas de ecologia de estradas, sobretudo na seção Métodos. Já a seção de Diagnósticos nos mostra a realidade da Ecologia de Estradas em alguns países da América Latina.

O livro reúne assuntos para novatos e iniciados em Ecologia de Estradas. As técnicas e métodos abordados nos capítulos reúnem temas jamais detalhados em um único texto, apresentados com extrema profundidade, mas com muita simplicidade. Vários capítulos se estruturam abordando a teoria, o método e exemplos de sucesso.

Agradeço imensamente a todos(as) os(as) autores(as) que dedicaram seu tempo para a elaboração dos capítulos, foi um prazer trabalhar com vocês. Muito obrigado pela confiança e paciência, aprendi muito durante a edição deste livro e vários dos tópicos que vocês discorrem já estão incorporados em projetos que estou realizando.

Alex Bager

19 de Novembro de 2018

# SUMÁRIO

---

<b><u>APLICAÇÕES DE MARCADORES MOLECULARES EM ECOLOGIA DE ESTRADAS</u></b>	<b>21</b>
<b>RESUMO</b>	<b>22</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>22</b>
<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>23</b>
<b>MARCADORES MOLECULARES</b>	<b>24</b>
DNA MITOCONDRIAL	26
MICROSSATÉLITES	27
SNPs	28
<b>POTENCIALIDADES</b>	<b>30</b>
DETECÇÃO DA FRAGMENTAÇÃO POPULACIONAL E DO EFEITO BARREIRA GERADOS POR RODOVIAS	31
DETECÇÃO DE IMPACTOS DE RODOVIAS SOBRE A DIVERSIDADE GENÉTICA	35
DETECÇÃO DE IMPACTOS SOBRE O TAMANHO EFETIVO POPULACIONAL	37
DETECÇÃO DE MIGRANTES EFETIVOS	38
IDENTIFICAÇÃO DE CARÇAÇAS	39
IDENTIFICAÇÃO DE RESPOSTAS ESPÉCIE OU SEXO-ESPECÍFICAS, E SUCESSO REPRODUTIVO	40
DISTINÇÃO ENTRE IMPACTOS DE RODOVIAS E DE OUTRAS CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM – APLICAÇÕES DE GENÉTICA DA PAISAGEM	41
DETERMINAÇÃO DA PRESENÇA/DENSIDADE DE ESPÉCIES EM ÁREAS DE INFLUÊNCIA DE RODOVIAS	43
<b>OBTENÇÃO E ARMAZENAMENTO DE AMOSTRAS</b>	<b>44</b>
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b>	<b>45</b>
<b>AGRADECIMENTOS</b>	<b>45</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>47</b>
<b><u>PROTOCOLO DE MONITORAMENTO DE FAUNA ATROPELADA: UMA PROPOSTA UNIFICADORA</u></b>	<b>53</b>
<b>RESUMO</b>	<b>54</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>54</b>
<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>55</b>
<b>PROTOCOLO DE MONITORAMENTO DE FAUNA ATROPELADA DO CBEE</b>	<b>55</b>
TIPOS DE MONITORAMENTO	56
NÚMERO DE ATROPELAMENTO E TAXA DE ATROPELAMENTO	56
COMO CALCULO A TAXA DE ATROPELAMENTO?	57
VELOCIDADE DE MONITORAMENTO	58

DEFINIÇÃO DO TRECHO À SER MONITORADO	60
COMPOSIÇÃO DA EQUIPE	60
DIFERENCIANDO DADOS SISTEMÁTICOS DE EVENTUAIS	62
DIREÇÃO DO MONITORAMENTO	62
DEFININDO A LARGURA DA ÁREA DE AMOSTRAGEM	63
COLETA DE DADOS	64
<b>AGRADECIMENTOS</b>	<b>70</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>70</b>

## **DIRETRIZES PARA ESTUDOS DE EFEITOS BARREIRA E MARGINAIS EM PEQUENOS MAMÍFEROS** **73**

---

<b>RESUMO</b>	<b>74</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>74</b>
<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>75</b>
<b>EFEITOS MARGINAIS E EFEITO BARREIRA NA FAUNA DE PEQUENOS MAMÍFEROS</b>	<b>75</b>
<b>DIFERENTES ABORDAGENS E MÉTODOS PARA AVALIAÇÃO DO EFEITO BARREIRA.</b>	<b>76</b>
CAPTURA-MARCAÇÃO-RECAPTURA	76
RASTREANDO O ANIMAL PARA DETECTAR MOVIMENTAÇÃO	77
ABORDAGEM GENÉTICA	79
O USO DE TRANSLOCAÇÕES PARA ENTENDER O EFEITO BARREIRA	79
<b>O QUE CONSIDERAR NA PROPOSIÇÃO DE BONS DELINEAMENTOS PARA AVALIAÇÃO DOS EFEITOS MARGINAIS?</b>	<b>80</b>
ÁREAS A SEREM AMOSTRADAS	80
DELINEAMENTO PERTO X LONGE	80
DISPOSIÇÃO DAS ARMADILHAS EM GRADE OU TRANSECTO?	81
ESFORÇO DE AMOSTRAGEM: UMA QUESTÃO IMPORTANTE NA QUANTIFICAÇÃO DE AMBOS OS EFEITOS	82
<b>TIPOS DE DADOS A SEREM MENSURADOS: POR QUÊ? E PARA QUÊ?</b>	<b>83</b>
<b>CONSIDERAÇÕES SOBRE A ESCALA TEMPORAL DE MONITORAMENTO PARA QUANTIFICAÇÃO DOS EFEITOS.</b>	<b>83</b>
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b>	<b>84</b>
<b>AGRADECIMENTOS</b>	<b>84</b>
<b>REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>84</b>

## **ANÁLISE DO COMPORTAMENTO ESPACIAL COM RECURSO À TELEMETRIA** **87**

---

<b>RESUMO</b>	<b>88</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>88</b>
<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>89</b>
<b>A TELEMETRIA</b>	<b>90</b>

COMPONENTES E TIPOS DE TÉCNICAS	91
DESENHO EXPERIMENTAL	92
EFEITOS DOS TRANSMISSORES NOS INDIVÍDUOS MARCADOS	93
ERRO DE LOCALIZAÇÃO	94
LIMITAÇÕES DA TELEMETRIA	95
<b>ANÁLISE DE DADOS</b>	<b>96</b>
CÁLCULO DAS ÁREAS DE VIDA	96
AVALIAÇÃO DO USO DO ESPAÇO E A DIRECIONALIDADE DOS MOVIMENTOS	97
ANÁLISE DAS CARACTERÍSTICAS DAS TRAVESSIAS COM SUCESSO E OS ATROPELAMENTOS	99
<b>ESTUDOS DE CASO</b>	<b>99</b>
<i>EFFECTS AND MITIGATION OF ROAD IMPACTS ON INDIVIDUAL MOVEMENT BEHAVIOR OF WILDCATS (KLAR, HERRMANN, AND KRAMER-SCHADT 2009)</i>	99
INDIVIDUAL SPATIAL RESPONSES TOWARDS ROADS: IMPLICATIONS FOR MORTALITY RISK (GRILLO ET AL. 2012)	100
<i>VARIATION IN ELK RESPONSE TO ROADS BY SEASON, SEX, AND ROAD TYPE (MONTGOMERY, ROLOFF, AND MILLSPAUGH 2013)</i>	102
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>102</b>

## **ECOLOGIA DE RODOVIAS: PERSPECTIVAS EM MACRO-ESCALAS ESPACIAIS**

**107**

<b>RESUMO</b>	<b>108</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>108</b>
<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>109</b>
<b>EFEITOS NA OCUPAÇÃO E PERSISTÊNCIAS POPULACIONAIS DE ESPÉCIES ANIMAIS</b>	<b>110</b>
<b>ABORDAGENS USADAS PARA AVALIAR O EFEITO NEGATIVO DE EMPREENDIMENTOS VIÁRIOS NA OCUPAÇÃO E PERSISTÊNCIA DE ESPÉCIES.</b>	<b>111</b>
<b>INFORMAÇÕES E FERRAMENTAS DISPONÍVEIS PARA QUANTIFICAR OS EFEITOS NEGATIVOS DOS EMPREENDIMENTOS VIÁRIOS EM MACRO-ESCALAS ESPACIAIS.</b>	<b>112</b>
BASES E CONJUNTOS DE DADOS	112
FERRAMENTAS	113
<b>IMPLICAÇÕES PARA O PLANEJAMENTO DE NOVOS EMPREENDIMENTOS VIÁRIOS E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE.</b>	<b>114</b>
<b>AGRADECIMENTOS</b>	<b>115</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>116</b>

## **INTELIGÊNCIA GEOGRÁFICA E PARTICIPATIVA PARA PLANEJAMENTO DE CORREDORES DE TRANSPORTE**

**119**

<b>RESUMO</b>	<b>120</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>120</b>
<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>121</b>

<b>O TRADICIONAL E OBSOLETO PLANEJAMENTO DE TRANSPORTES</b>	<b>122</b>
REFLEXÃO SOBRE AS LIÇÕES APRENDIDAS DE PROJETOS PASSADOS DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTE	124
RETRATOS DO PLANEJAMENTO DE TRANSPORTE RODOVIÁRIO NO BRASIL	126
<b>A “COMPLEXIFICAÇÃO” DAS POLÍTICAS EM TRANSPORTE</b>	<b>130</b>
<b>A DEMANDA PELA MODERNIZAÇÃO DO PLANEJAMENTO DE TRANSPORTES</b>	<b>133</b>
<b>O CONTEXTO GEOGRÁFICO E AS SOLUÇÕES INOVADORAS</b>	<b>135</b>
CENÁRIOS PARTICIPATIVOS	136
ANÁLISE MULTICRITERIAL	137
CONTEXT SENSITIVE SOLUTION	138
<b>INTELIGÊNCIA GEOGRÁFICA NO APOIO AO PLANEJAMENTO DE CORREDORES</b>	<b>139</b>
NOVOS PARADIGMAS PARA ESTUDOS DE IMPACTO AMBIENTAL EM PLANEJAMENTO DE TRANSPORTES	139
O PIONEIRISMO BRASILEIRO NA PRÁTICA DA INTELIGÊNCIA GEOGRÁFICA EM PROJETOS ESTRUTURANTES	141
<b>PERSPECTIVAS DA MODELAGEM GEOGRÁFICA NA ECOLOGIA DE TRANSPORTES.</b>	<b>143</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>145</b>

## **IMPACTOS DE MANILHAS RODOVIÁRIAS SOBRE O AMBIENTE FÍSICO DE RIACHOS** **149**

<b>RESUMO</b>	<b>150</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>150</b>
<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>151</b>
<b>MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>152</b>
ÁREA DE ESTUDO	152
MÉTODOS	152
<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>154</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>158</b>

## **ECOLOGIA DE ESTRADAS E TEORIA DE REDES TRÓFICAS: FUNCIONALIDADE E IMPACTOS** **161**

<b>RESUMO</b>	<b>162</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>162</b>
<b>FRAGMENTAÇÃO DE HÁBITAT, INTERAÇÕES TRÓFICAS E FUNCIONALIDADE DE SISTEMAS ECOLÓGICOS</b>	<b>163</b>
<b>COMUNIDADE DE MAMÍFEROS E A INFLUÊNCIA DE UMA RODOVIA: UMA ABORDAGEM TEÓRICA</b>	<b>164</b>
<b>FORMULAÇÃO DOS MODELOS MATEMÁTICOS DE REDES TRÓFICAS</b>	<b>164</b>
CADEIA TRI-TRÓFICA SIMPLES	165
CADEIAS TRI-TRÓFICAS ACOPLADAS PELO PREDADOR	166

CADEIA TRI-TRÓFICA SIMPLES	167
CADEIAS TRI-TRÓFICAS ACOPLADAS PELO PREDADOR	168
<b>CONSIDERAÇÕES ACERCA DA INTEGRAÇÃO ENTRE ECOLOGIA DE ESTRADAS E TEORIA DE REDES TRÓFICAS</b>	<b>170</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>171</b>
<b>APÊNDICES</b>	<b>174</b>

## **DIAGNÓSTICO DOS IMPACTOS DE RODOVIAS SOBRE PRIMATAS NO BRASIL** **181**

<b>RESUMO</b>	<b>182</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>182</b>
<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>183</b>
<b>MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>184</b>
<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>185</b>
RESULTADOS DO QUESTIONÁRIO	185
<b>ESTUDOS DE CASO</b>	<b>191</b>
IMPACTOS DE RODOVIAS SOBRE PRIMATAS NA REGIÃO AMAZÔNICA	191
IMPACTO DE RODOVIAS SOBRE ESPÉCIES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO NO SUDESTE: O CASO DO MURIQUI ( <i>BRACHYTELES</i> SPP.) E DO MICO-LEÃO-DOURADO ( <i>LEONTOPHTECOS ROSALIA</i> ).	192
<b>AGRADECIMENTOS</b>	<b>195</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>196</b>

## **CAMINOS RESPETUOSOS CON LOS ANIMALES, COSTA RICA** **201**

<b>RESUMEN</b>	<b>202</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>202</b>
<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>203</b>
<b>METODOLOGÍA</b>	<b>204</b>
<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	<b>204</b>
DIAGNÓSTICO DE INVESTIGACIONES Y SUS RESULTADOS	204
MEDIDAS	205
ORGANIZACIONES	205
CAPACITACIÓN	207
INTEGRACIÓN DE ACCIONES EN LAS POLÍTICAS DEL PAÍS	207
DIVULGACIÓN DEL TEMA	208
<b>CONCLUSIONES</b>	<b>208</b>
<b>AGRADECIMENTOS</b>	<b>209</b>
<b>REFERENCIAS</b>	<b>209</b>
<b>APÉNDICES</b>	<b>213</b>

---

**HISTORIA VIAL DE COLOMBIA** **217**

<b>RESUMEN</b>	<b>218</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>218</b>
<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>219</b>
ASPECTOS HISTÓRICOS	219
LAS CARRETERAS HOY	220
EL FUTURO DE LAS VÍAS EN COLOMBIA	221
<b>NORMATIVA AMBIENTAL, PARA LA CONSTRUCCIÓN DE CARRETERAS EM COLOMBIA</b>	<b>222</b>
<b>IMPACTOS DE LAS CARRETERAS EN LA FAUNA COLOMBIANA</b>	<b>224</b>
<b>INICIATIVAS DE TRABALHO SOBRE ATROPELLAMIENTO DE FAUNA SILVESTRE EN EL PAÍS</b>	<b>229</b>
<b>MEDIDAS DE MITIGACIÓN IMPLEMENTADAS Y RETOS FUTUROS</b>	<b>231</b>
<b>CONSIDERACIONES FINALES</b>	<b>233</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA</b>	<b>235</b>

---

**URUGUAY Y EL IMPACTO DE LAS CARRETERAS: CONTEXTO Y PERSPECTIVAS A FUTURO** **243**

---

<b>RESUMEN</b>	<b>244</b>
<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>245</b>
<b>EFFECTOS DE LAS CARRETERAS SOBRE LA FAUNA</b>	<b>248</b>
<b>PERSPECTIVAS A FUTURO</b>	<b>249</b>
<b>AGRADECIMIENTOS</b>	<b>249</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA</b>	<b>250</b>

---

**HOW ROAD ECOLOGY IS HELPING TO BUILD SUSTAINABLE ROADS IN MEXICO** **253**

---

<b>RESUMEN</b>	<b>254</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>254</b>
<b>THE MEXICAN CONTEXT</b>	<b>255</b>
SPECIES RICHNESS	255
ROAD NETWORK	255
<b>ROAD ECOLOGY RESEARCH IN MEXICO</b>	<b>258</b>
ROAD-KILL RESEARCH	258
ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENTS AND ROADS	261
FUTURE CHALLENGES AND OPPORTUNITIES IN MEXICO	262
<b>CONCLUSIONS</b>	<b>265</b>
<b>ACKNOWLEDGEMENTS</b>	<b>265</b>
<b>LITERATURE CITED</b>	<b>265</b>

---

**APOIOS** **270**

---



**REALIZAÇÃO** **270**

---

**ÍNDICE** **271**

---





---


# MÉTODOS

---



# **Aplicações de marcadores moleculares em Ecologia de Estradas**

Renata A. Miotto, Priscilla M.S. Villela, Katia M.P.M.B Ferraz



### **Resumo**

Paralelamente à emergência da Ecologia de Estradas no mundo, o campo da Genética Molecular tem passado por grandes transformações com o aprimoramento de técnicas laboratoriais e análises estatísticas, e redução de custos. Marcadores moleculares tornaram-se assim, ferramentas valiosas para a resolução das mais variadas questões ecológicas, com grande potencial de aplicação em Ecologia de Estradas, embora esse potencial ainda seja pouco explorado, especialmente no Brasil. Neste capítulo, abordamos algumas das possíveis contribuições de diferentes marcadores moleculares em Ecologia de Estradas, bem como aspectos relativos a um delineamento de estudo adequado, à análise de dados, e à coleta e armazenamento de amostras para procedimentos laboratoriais. Esperamos apresentar ao ecólogo de estradas não habituado ao campo da Genética, como as análises moleculares podem e devem ser agregadas a outras áreas do conhecimento para a identificação e mitigação de impactos gerados por empreendimentos de transporte sobre populações naturais.

### **Abstract**

In parallel to the emergence of Road Ecology in the world, the field of Molecular Genetics has experienced major advances with the improvement of laboratory techniques and statistical analysis, and cost reduction. Although this potential is still unexplored, especially in Brazil, molecular markers have become valuable tools for the resolution of various ecological questions, with great potential for application in Road Ecology. In this chapter, we discuss some of the contributions of different molecular markers for Road Ecology, as well as aspects of a suitable study design, data analysis, collection and maintenance of samples for laboratory procedures. We expect to present to the road ecologists without experience in Genetics, how molecular analysis can and should be aggregated to other areas of knowledge for the identification and mitigation of impacts caused by transportation structures on natural populations.

## Introdução

A fim de evitar ou mitigar impactos gerados no meio ambiente em consequência da implantação de estruturas de transporte (rodovias, ferrovias ou canais de navegação), surgiu na década passada um novo ramo da Ecologia chamado Ecologia de Estradas (FORMAN et al., 2003). Paralelamente à emergência dessa subdisciplina, nas últimas duas décadas o campo da Genética passou por uma intensa transformação com o surgimento e aprimoramento de novas técnicas moleculares e ferramentas estatísticas de análise, além de uma expressiva redução de custos de execução de experimentos, com grande potencial na resolução de questões ecológicas em geral.

Neste capítulo abordaremos o potencial da aplicação de marcadores genético-moleculares em estudos de Ecologia de Estradas, bem como o delineamento adequado para responder a questões relativas a esse tema. Trataremos aqui de processos ecológicos (movimentação, dispersão, dentre outros) sujeitos aos impactos gerados por estruturas de transporte, e particularmente, relacionados à fauna, embora outros grupos focais e processos também devam ser considerados (por exemplo, quanto à flora, processos de polinização e dispersão de sementes). Compilações de trabalhos publicados na literatura científica que empregaram técnicas genético-moleculares na detecção de impactos gerados por estruturas de transporte podem ser encontrados em Balkenhol e Waits (2009) e Jackson e Fahrig (2011).

Estruturas de transportes (daqui para frente tratadas como rodovias) afetam populações naturais das mais diversas maneiras, de modo direto ou indireto, e podem ter severas consequências ecológicas e genéticas (FORMAN; ALEXANDER, 1998; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009; FAHRIG; RYTWINSKI, 2009). De modo direto, rodovias geram perda e fragmentação de habitat, além da mortalidade de indivíduos por atropelamentos. Indiretamente, levam à fragmentação populacional, à interrupção de processos ecológicos, à redução ou interrupção de fluxo gênico (isolamento populacional), e à redução da variação genética e dos tamanhos efetivos populacionais, consequências que afetam a viabilidade de populações naturais em longo prazo. Geralmente, esses efeitos ocorrem em conjunto e suas magnitudes dependem de características específicas das rodovias (e.g. CLEVENGER; CHRUSZCZ; GUNSON, 2001; PARRIS; SCHNEIDER, 2009), das espécies afetadas (e.g. KERTH; MELBER, 2009) e das paisagens nas quais elas se inserem (e.g. GRILO; BISSONETTE; SANTOS-REIS, 2009).

Há um grande potencial de aplicação da Genética Molecular na investigação desses impactos, mas, especialmente no Brasil, esse potencial ainda é muito pouco explorado. Apesar do crescente interesse na aplicação de técnicas moleculares em pesquisas ecológicas em geral, muitos ecólogos de estradas ainda não estão familiarizados com os recentes avanços em Ecologia Molecular e não têm conhecimento de como técnicas moleculares podem auxiliá-los a responder uma

gama de questões em pesquisas em Ecologia de Estradas (BALKENHOL; WAITS, 2009).

Antes de exemplificar os diferentes aspectos que podem ser abordados pelos ecólogos de estradas por meio de técnicas moleculares, é preciso conhecer os dados básicos a serem analisados nesses estudos, os chamados marcadores moleculares. O Quadro 1 (Apêndice) apresenta definições de alguns termos empregados em Genética e utilizados nos tópicos subsequentes do texto (em negrito).

### Marcadores Moleculares

Marcadores moleculares são **loci gênicos** que apresentam alguma variabilidade no contexto do problema a ser estudado (AVISE, 2004). Em outras palavras, são determinadas regiões do DNA (focaremos aqui apenas na informação genética obtida a partir do DNA, embora ela também possa ser obtida a partir do RNA ou de proteínas) que variam entre indivíduos, populações ou espécies, e cuja variação (ou polimorfismo) nos permite fazer comparações.

O aspecto primordial a ser considerado no delineamento de estudos em Ecologia de Estradas que pretendem utilizar marcadores moleculares como ferramenta é a escolha do tipo de marcador capaz de fornecer uma resposta à questão formulada. Assim, para cada problema a ser investigado, há um tipo de marcador adequado. Essa adequação está relacionada principalmente às diferentes taxas de evolução que cada marcador molecular possui. Por exemplo, estudos que têm por objetivo detectar impactos sobre indivíduos, famílias ou populações, ou eventos contemporâneos, exigem o emprego de marcadores com taxas de evolução rápida, enquanto que aqueles que procuram responder questões relacionadas a espécies, níveis supra-específicos ou ainda, à história evolutiva, exigem frequentemente o emprego de marcadores de evolução mais lenta. É importante ainda, que o pesquisador realize uma correta amostragem espacial e temporal dos indivíduos em relação à questão a ser respondida.

Considerando-se o tempo evolutivo, rodovias pavimentadas e de grande tráfego de veículos são elementos muito recentes em nosso planeta. É preciso que o ecólogo de estradas saiba então, que provavelmente muitos impactos sobre populações naturais talvez não possam ser geneticamente observados ainda, simplesmente por não ter havido tempo suficiente para que variações possam ter sido acumuladas e assim, detectadas (LANDGUTH et al., 2010). Esse problema de detecção pode ser especialmente importante para espécies com longo tempo de geração (espécies de grande tamanho corporal em geral), embora em alguns casos, o impacto de alterações ambientais antropogênicas recentes já tenha se tornado geneticamente evidente em algumas espécies de grandes mamíferos (EPPS et al., 2005; RILEY et al., 2006; HAAG et al., 2010; DUTTA et al., 2013). Espécies de menor tamanho corporal, com tempos de geração relativamente mais curtos, altas taxas reprodutivas e rápido crescimento populacional, como por exemplo, espécies de pequenos mamíferos (e.g. GERLACH; MUSOLF, 2000; TAMURA; HAYASHI, 2007), insetos (e.g. KELLER;



NENTWIG; LARGIADÈR, 2004; VANDERGAST et al., 2009) e anfíbios (e.g. LESBARRÈRES et al., 2006; NOËL et al., 2007), em geral respondem mais rapidamente a alterações ambientais (WALKER, 1983) e podem ser boas espécies indicadoras (CARO; O'DOHERTY, 1999) para a detecção de impactos gerados por rodovias.

A escolha do método a ser usado na abordagem de cada problema depende da adequação do grau de variabilidade do marcador molecular escolhido ao nível de divergência que se deseja estudar. Apesar de os marcadores presentes no DNA mitocondrial e no DNA nuclear estarem sujeitos às mesmas forças evolutivas, diferenças quanto às taxas de mutação e modo de herança podem levar à identificação de padrões distintos de variabilidade e de subdivisão populacional (AVISE, 2004). Grande parte dos estudos atuais tem empregado tanto marcadores mitocondriais, quanto nucleares, já que eles apresentam características complementares para fins de estudos de diferenciação populacional (FRANKHAM; BALLOU; BRISCOE, 2002; EIZIRIK; JOHNSON; O'BRIEN, 2006).

Os marcadores moleculares podem ser divididos em dois grupos, **dominantes** e **codominantes**, de acordo com a natureza dos dados obtidos (FERREIRA; GRATTAPALIA, 1996). Os marcadores dominantes, como por exemplo, RAPD (*Random Amplification of Polymorphic DNAs*) e AFLP (*Amplified Fragment Length Polymorphisms*) geram estimativas de variabilidade e estruturação populacional, mas exigem o **equilíbrio de Hardy-Weinberg** para a estimativa das frequências gênicas, condição frequentemente violada. São também marcadores pouco informativos para a estimativa de **fluxo gênico**. Marcadores codominantes, como por exemplo, os microssatélites (SSRs – *Simple Sequence Repeat loci* ou STRs - *Short Tandem Repeat loci*) e os SNPs (*Single Nucleotide Polimorphisms*), permitem a distinção entre genótipos **homozigotos** e **heterozigotos**, e assim é possível determinar **frequências genotípicas** e **alélicas**, e consequentemente, o fluxo gênico e o número de migrantes, além das estruturas intra e interpopulacional e dos níveis de endogamia. Os marcadores moleculares podem ainda ser classificados quanto ao viés sexual (o DNA mitocondrial é transmitido apenas pelas fêmeas na maioria dos grupos biológicos) e quanto às taxas de evolução, mais rápidas ou mais lentas.

Em uma recente revisão, Balkenhol e Waits (2009) verificaram que, dentre os 33 trabalhos publicados que empregaram marcadores moleculares na investigação dos impactos gerados por rodovias sobre indivíduos, populações ou espécies, 25 estudos utilizaram microssatélites, cinco utilizaram aloenzimas, cinco analisaram variações em sequências de DNA mitocondrial, e um estudo utilizou marcadores AFLP. Descreveremos abaixo dois destes marcadores, além dos SNPs, marcadores que ainda não foram empregados em estudos de Ecologia de Estradas, mas que apresentam grande potencial informativo. A Tabela 1 apresenta uma descrição dos principais marcadores atualmente utilizados para a resolução de questões ecológicas, bem como suas principais características e limitações. Para uma revisão mais detalhada sobre outros tipos de marcadores, suas características e funções, ver Avise (2004).

## DNA mitocondrial

As células da maioria dos eucariotos contêm um DNA nuclear de herança biparental, e também um DNA organelar (em mitocôndrias e cloroplastos) que, usualmente, tem herança uniparental, predominantemente materna (SUNNUCKS, 2000; PARKER *et al.*, 1998). Essa diferença na transmissão, e ainda outras em relação às propriedades evolutivas, faz com que o DNA nuclear e o DNA organelar reflitam aspectos diferentes da biologia e da história de uma população. Devido à sua alta taxa de evolução, à ausência de recombinação e ao alto polimorfismo de algumas de suas porções entre espécies distintas, o DNA mitocondrial (DNAMt) é o marcador adequado para se investigar a diferenciação entre espécies intimamente relacionadas (HEDRICK; MILLER, 1992; PEREZ-SWEENEY; RODRIGUES; MELNICK, 2003; AVISE, 2004) e é amplamente utilizado em estudos filogenéticos e filogeográficos (AVISE, 2004).

**Tabela 1.** Exemplos de marcadores moleculares com potencial de aplicação em Ecologia de Estradas, seus tipos de herança, taxas de evolução, grau de dificuldade técnica, e limitações.

Marcador	Herança	Evolução	Dificuldade	Limitações
DNA mitocondrial	Variável	Variável	Baixa	Herança uniparental (padrão de transmissão predominantemente mediado pelas fêmeas). Desenvolvimento de iniciadores (primers) espécie ou gênero específicos; presença de alelos nulos associados ao uso de iniciadores heterólogos (i.e. não desenvolvidos para a espécie alvo); não universalidade dos genótipos obtidos; dificuldade de comparação entre estudos distintos caso o painel de marcadores selecionados em cada estudo não seja o mesmo.
Microssatélites	Codominante	Rápida	Média	Identificação de iniciadores em espécies pouco estudadas; processamento e interpretação de dados gerados em grande escala
SNPs	Codominante	Variável	Média	

O DNAMt é uma molécula haplóide, logo apresenta apenas um alelo por *locus* no indivíduo estudado, e dentro da sua própria sequência existem diferenças com relação às taxas de evolução molecular. No geral, para identificação de espécie,

genes como os que codificam as subunidades ribossomais ou dos citocromos são os mais amplamente analisados devido à constituição mais conservada (FARREL; ROMAN; SUNQUIST, 2000; CHAVES et al., 2012). Para questões populacionais geralmente são analisadas sequências da porção mais variável, como por exemplo, da região controladora (D-loop, que contém o local da origem de replicação).

A avaliação direta da variação genética existente entre organismos, espécies ou populações pode ser realizada por meio da determinação da sequência de bases nitrogenadas de algumas porções do DNA mitocondrial. A técnica de sequenciamento envolve o isolamento do DNA, a **amplificação** da porção de interesse via **Reação em Cadeia da Polimerase (PCR)** (MULLIS; FALOONA, 1987; SAIKI et al., 1988) e a resolução da reação de sequenciamento em um sequenciador automático (PEREZ-SWEENEY; RODRIGUES; MELNICK, 2003). Experimentalmente, o DNAm é relativamente fácil de amplificar porque apresenta várias cópias em uma única célula. É também o marcador mais conveniente e barato para aplicação em trabalhos com espécies pouco estudadas, pois não exige a construção de **iniciadores (primers)** específicos. Por outro lado, a herança essencialmente matrilinear do DNAm implica que os marcadores mitocondriais retratem apenas parte da história demográfica da espécie. Por exemplo, em casos em que o fluxo gênico entre subpopulações é mediado principalmente pela dispersão de machos (como para muitos mamíferos), o DNAm não representa de forma adequada a estrutura genética e fluxo gênico real da espécie. Dessa forma, para superar este tipo de limitação e aumentar a precisão das análises de estrutura populacionais e fluxo gênico é recomendado combinar análises do DNAm com a de outros marcadores nucleares. Uma avaliação do DNAm como marcador de diversidade molecular e uma revisão da literatura recente em relação às suas propriedades biológicas e evolutivas do podem ser encontradas em Galtier et al. (2009).

### **Microssatélites**

Microssatélites consistem em pequenas sequências de 1 a 6 nucleotídeos de comprimento, repetidas lado a lado (em *tandem*) (TAUTZ; RENZ, 1984; FERREIRA; GRATTAPAGLIA, 1996). São abundantes no genoma nuclear de eucariotos (WEBER; WONG, 1993) e têm herança codominante (SUNNUCKS, 2000). A presença da grande maioria dos microssatélites é mais rara em regiões codificadoras do genoma, deixando-os livres de pressão seletiva, sendo considerados, portanto, marcadores predominantemente neutros (GOLDSTEIN; SCHLÖTTERER, 1999). Estão localizados dentre as regiões genômicas com maior taxa de evolução, o que faz com que apresentem vários alelos em cada *locus* (PARKER et al., 1998). Entretanto, é importante salientar que a premissa de neutralidade deve ser assumida com precaução, já que estudos recentes têm demonstrado que alguns microssatélites podem estar ligados a genes sob seleção, o que os leva, indiretamente, a estarem também sujeitos à pressão de seleção.

Acredita-se que o alto nível de polimorfismo em *loci* de microssatélites seja resultado principalmente de erros de pareamento (em especial em consequência do

chamado *deslizamento da Polimerase* ou *Polymerase slippage*); durante a replicação do DNA, causando o ganho ou a perda de uma ou mais unidades repetitivas (para maiores detalhes sobre a evolução de microssatélites ver ELLEGREN, 2004). Esse mecanismo de mutação produz diferentes tamanhos de fragmentos repetitivos, que por sua vez, são diferentes entre indivíduos. A variação em microssatélites tornou-se, então, uma classe útil de marcadores genéticos em populações, já que permite a identificação individual e o estabelecimento de relações de parentesco (GOLDSTEIN; POLLOCK, 1997), além de serem indicadores de mudanças na diversidade genética em curtos períodos de tempo (HAIG, 1998).

Microssatélites são detectados por meio da amplificação via PCR utilizando-se iniciadores específicos que se ligam a regiões conservadas delimitando então, a sequência de DNA que contém a região repetitiva (PEREZ-SWEENEY; RODRIGUES; MELNICK, 2003). Como as sequências repetitivas são em sua maioria curtas, esses marcadores podem ser utilizados em amostras que apresentem alto nível de degradação do DNA, como indivíduos taxidermizados em museus, carcaças e amostras não-invasivas (pelos e fezes) (TABERLET; LUIKART; GEFFEN, 2001), embora seja importante salientar que quanto maior a degradação do DNA, maiores os desafios para a obtenção de resultados satisfatórios (ver maiores detalhes em TABERLET; WAITS; LUIKART, 1999).

O principal fator limitante para o emprego de microssatélites é a disponibilidade de iniciadores espécie-específicos. O isolamento e a caracterização de *loci* microssatélites é frequentemente realizado a partir de construção de bibliotecas genômicas enriquecidas, sendo este um processo caro e trabalhoso. Quando não existem marcadores descritos na literatura para a espécie de interesse, é possível utilizar iniciadores heterólogos (desenvolvidos para outra espécie filogeneticamente próxima), porém esses iniciadores geralmente estão associados à ocorrência de alelos nulos, ou seja, alelos que não são amplificados. A dificuldade de comparação entre resultados obtidos em diferentes estudos também se torna um fator tecnicamente limitante para o emprego de microssatélites, já que comparações só podem ser feitas a partir da padronização dos marcadores utilizados (cada estudo deve selecionar o mesmo painel de marcadores), e da 'calibração' dos genótipos obtidos (leitura do tamanho dos alelos) entre aparelhos sequenciadores distintos.

Atualmente, com a crescente utilização de novas plataformas de sequenciamento, chamadas de "Sequenciamento de Nova Geração" (*Next-Generation Sequencing*), tem se tornado cada vez mais fácil identificar um número grande de regiões que possuem sequências microssatélites com custo e tempo razoáveis, fatores que vem contribuindo para a sua aplicação de forma mais generalizada (GARDNER et al., 2011).

### SNPs

Os SNPs são variações nucleotídicas pontuais no genoma e ocorrem tanto em regiões codificadoras, quanto não codificadoras (COLLINS; BROOKS;

CHAKRAVARTI, 1998). São marcadores bi-alélicos e dessa forma, menos polimórficos do que os microssatélites. Entretanto, representam as fontes de variação mais comuns nos genomas, com um grande número de *loci* disponível para análise em diversas espécies.

Os genótipos SNPs são baseados diretamente nas diferenças de nucleotídeos da sequência do DNA, ao invés de diferenças de tamanho do produto de PCR. Dessa forma, os dados do genótipo são universalmente comparáveis, sem a necessidade de incluir controles comuns entre os estudos ao longo do tempo, como ocorre com os marcadores microssatélites. Assim, os estudos SNP podem ser replicados e realizados em paralelo entre vários laboratórios, sem a necessidade de calibração (MORIN et al, 2007; HAGEN et al., 2013).

Os SNPs podem ser **genotipados** a baixo custo e em larga escala nos sequenciamentos de nova geração. A análise desses marcadores em populações de organismos não modelo, como animais silvestres, é relativamente recente e ainda não existem trabalhos no campo da Ecologia de Estradas que tenham empregado esse tipo de marcador. Avise (2010) salienta que análises genéticas voltadas para a ecologia e conservação estão passando por uma revolução sem precedentes, já que o sequenciamento em escala genômica tem revolucionado a abordagem dos estudos em biologia molecular. Técnicas que se utilizam da redução da complexidade do genoma a partir do uso de enzimas de restrição, chamadas de RADSeq (Restriction Site-Associated DNA sequencing), ou de forma mais ampla, também tratadas como GBS (Genotyping by Sequencing) são capazes de detectar milhares de SNPs a curto prazo em organismos não modelo. Uma recente revisão do potencial das diferentes técnicas RADSeq em estudos ecológicos pode ser encontrada em Andrews et al. (2016).

O emprego de SNPs permite a avaliação da variabilidade do material genético de indivíduos em escala genômica. Assim, uma nova área de pesquisa nasce dentro da Genética de Populações e permite identificar regiões genômicas ligadas a adaptação de espécies ao seu ambiente, conhecida como Genômica de Populações, que pode ser entendida como o uso de ampla varredura do genoma (*genome scan*) para identificar e separar *loci* sob efeito específico (sob seleção, mutação, acasalamentos preferenciais e recombinação) de *loci* sob efeito amplo (sob deriva genética, efeito de gargalo genético, fluxo gênico e endogamia) com o objetivo de aumentar nosso entendimento sobre eventos microevolutivos, principalmente os associados a alterações antropogênicas na paisagem (ALLENDORF; HOHENLOHE; LUIKART, 2010). Para maiores detalhes, Avise (2010) mostra como será a abordagem conservacionista na era da genômica, onde as genealogias biológicas em todos os níveis da hierarquia filogenética serão estimadas com uma precisão muito maior, devido à grande quantidade de informações genéticas disponível. Porém, deve ser levado em consideração que o grande volume de dados obtidos nessas análises gera desafios tanto no processamento destas informações (hardware e software), como na interpretação dos resultados.

### Potencialidades

Um exemplo emblemático que demonstra o quão útil pode ser a aplicação de marcadores moleculares na identificação de impactos gerados por rodovias é o trabalho conduzido por Riley et al. (2006) em um conjunto de rodovias no sul da Califórnia, EUA. Por meio do monitoramento via rádio telemetria, os autores avaliaram se duas espécies de carnívoros com grande capacidade de dispersão, o lince-vermelho (*Lynx rufus*) e o coiote (*Canis latrans*), atravessavam ou não rodovias de alto fluxo de veículos (<150.000 veículos/dia). Após sete anos de monitoramento, os autores verificaram que até 32% dos animais atravessou as rodovias, porcentagem relativamente alta considerando-se a magnitude das rodovias, que chegavam a ter até 12 pistas de largura. Esses resultados preliminares indicavam que grandes rodovias poderiam não representar barreiras efetivas à dispersão de carnívoros generalistas e de ampla distribuição. Entretanto, ao analisarem geneticamente as populações de lincos-vermelhos e coiotes em ambos os lados das rodovias, a conclusão mudou. Análises de *loci* de microssatélites tornaram evidentes processos de diferenciação em andamento nas subpopulações em cada um dos lados das rodovias, isto é, as populações estavam se tornando geneticamente distintas. De acordo com os autores, a contribuição dos migrantes (animais que atravessavam as rodovias) para o conjunto gênico das subpopulações seria muito baixa a cada geração. Aparentemente, a reprodução envolvendo os migrantes era rara e os autores sugerem a dificuldade de estabelecimento de novos territórios como causa para a baixa taxa reprodutiva. Nesse contexto, as rodovias teriam o impacto de uma barreira física e social para as espécies de carnívoros, agindo como filtros, já que mesmo que a migração estivesse ocorrendo, o fluxo gênico entre as subpopulações presentes em cada um dos lados das rodovias era severamente afetado. Esse trabalho trás à tona o efeito de barreira que rodovias podem ter em populações naturais e que muitas vezes só pode ser detectado por meio de análises moleculares, mesmo com o monitoramento em longo prazo da movimentação dos animais. Destaca também que nem todos os migrantes contribuem efetivamente para a manutenção do fluxo gênico, algo praticamente impossível de ser observado sem o auxílio de análises genéticas.

A maioria dos trabalhos publicados até hoje com aplicações de marcadores moleculares em Ecologia de Estradas testou o possível efeito de barreira de rodovias na estrutura genética de populações como descrito no exemplo acima, mas além desse efeito, diversas questões também podem ser abordadas, conforme discutiremos abaixo. A Tabela 2 exemplifica os principais efeitos causados por rodovias, e suas consequências ecológicas e genéticas que podem ser investigadas por meio de técnicas moleculares. A Tabela 3 apresenta uma síntese das potencialidades, bem como os marcadores adequados para responder cada tipo de questão.

## **Deteccção da fragmentação populacional e do efeito barreira gerados por rodovias**

Apesar de anteriormente termos exemplificado o efeito barreira gerado por rodovias sobre populações naturais ao descrever o trabalho de Riley et al. (2006), é importante que o ecólogo de estradas compreenda alguns aspectos teóricos relativos às consequências genéticas da fragmentação populacional, o que pode ajudá-lo a delinear um bom estudo para a deteção desse tipo de efeito.

**Tabela 2.** Principais impactos causados por rodovias/tráfego de veículos e suas consequências ecológicas e genéticas sobre as populações naturais.

Impacto	Consequência ecológica	Consequência genética
<b>Perda de habitat</b>	Redução da área de habitat disponível	Redução da diversidade genética
	Redução do tamanho populacional	Redução do tamanho efetivo populacional
<b>Fragmentação populacional</b>	Redução do tamanho das subpopulações	Redução do fluxo gênico
	Redução da migração	Redução da diversidade genética
	Redução do tamanho populacional total	Redução local (subpopulações) e geral (população como um todo) dos tamanhos efetivos populacionais
	Alterações na razão colonização/extinção dos fragmentos	Maior susceptibilidade aos efeitos deletérios da deriva genética
	Aumento na probabilidade de extinções locais	
<b>Efeito de barreira</b>	Interrupção da migração	Interrupção do fluxo gênico
	Redução do acesso a recursos	Aumento da estruturação genética
	Redução do tamanho populacional	Redução da diversidade genética
<b>Mortalidade por atropelamentos</b>	Aumento indireto da mortalidade	
	Redução da migração	Redução do tamanho efetivo populacional
	Redução do acesso a recursos	Redução do fluxo gênico
	Aumento direto da mortalidade	Aumento da estruturação genética
	Redução do tamanho populacional	Redução da diversidade genética

Populações naturais frequentemente não mantêm **panmixia** e são geneticamente estruturadas (diferenciadas) em algum grau ao longo de sua distribuição geográfica, isto é, são subdivididas em subpopulações com pouco ou nenhum fluxo gênico entre elas. Os motivos para a ausência de panmixia são muitos, mas geralmente essa condição está associada à baixa capacidade de dispersão de uma espécie, ao sistema de acasalamento ou à existência de uma barreira geográfica, como um rio ou uma cadeia de montanhas. Com a interrupção do fluxo gênico, ao longo do tempo os conjuntos gênicos de subpopulações parcialmente isoladas tendem a divergir como um resultado da **deriva** e da seleção natural. Quando algum fluxo de animais existe,

os migrantes reduzem a diferenciação entre as subpopulações e assim uma alta diversidade genética pode ser mantida.

Entretanto, populações naturais podem também se tornar subdivididas em consequência de atividades humanas, como por exemplo, com a implantação de uma rodovia (Figura 1). Rodovias podem ser obstáculos à dispersão e fragmentar populações naturais em pequenas populações que se tornam mais susceptíveis à extinção devido à estocasticidade demográfica e ambiental (BERGER, 1990). Podem atuar como barreiras físicas interrompendo o fluxo gênico diretamente por ocasionarem a morte de animais por atropelamentos, ou por inibirem a movimentação entre suas margens (TROMBULAK; FRISSELL, 2000; SHEPARD et al., 2008). O efeito de barreira pode ainda, dificultar o acesso a recursos como parceiros, locais para reprodução e alimentos (FORMAN et al., 2003). Com essa redução geral na reprodução e na sobrevivência, o tamanho das subpopulações em cada um dos lados da rodovia tende a decrescer. À medida que o tamanho diminui, as subpopulações tornam-se mais susceptíveis ao **endocruzamento** e a perda de diversidade genética por deriva é acelerada (ver mais detalhes na próxima seção). Populações com baixa diversidade genética perdem a capacidade de evoluir, isto é, de se adaptar às mudanças ambientais, aumentando as chances de extinções locais (FRANKHAM; BALLOU; BRISCOE, 2002). Essa cadeia de eventos se torna ainda mais importante para espécies ameaçadas, que por definição, já apresentam populações de tamanho reduzido.

**Tabela 3.** Síntese de potenciais questões a serem abordadas por meio da aplicação de marcadores moleculares em Ecologia de Estradas, e os marcadores mais adequados à resolução de cada questão.

Potencialidades	Marcadores Moleculares
Detecção de efeito barreira /impactos sobre a estrutura genética de populações	Microssatélites, SNPs (estruturação contemporânea) DNA mitocondrial (estruturação histórica)
Detecção de impacto de rodovias sobre a diversidade genética	Microssatélites, SNPs
Detecção de impactos sobre o tamanho efetivo populacional	Microssatélites, SNPs, DNA mitocondrial (apenas para fêmeas)
Detecção de migrantes efetivos	Microssatélites, SNPs
Identificação de carcaças	DNA mitocondrial ( <i>DNA barcoding</i> )
Identificação de respostas sexo ou espécies específicas, e sucesso reprodutivo	Microssatélites, SNPs, genes localizados em cromossomos sexuais
Distinção entre efeitos genéticos das estradas e outras características da paisagem	Microssatélites ou SNPs (para a descrição da variação genética e posterior correlação à variáveis ambientais)
Determinação da presença/ ausência de espécies em áreas de influência de rodovias	DNA mitocondrial (identificação de espécies), Microssatélites ou SNPs (identificação de indivíduos)



Algumas espécies são mais sensíveis à fragmentação de seu habitat natural (e.g. anfíbios; VOS et al., 2001; LESBARRÈRES et al., 2006) e podem ser bons indicadores do impacto de barreira gerado por uma rodovia, enquanto outras espécies podem não ser afetadas ou serem afetadas em menor magnitude. É preciso levar em conta também, que quanto maior a rodovia e o seu fluxo de veículos, maior o seu potencial de atuação como uma barreira no ambiente (CLEVENGER; CHRUSZCZ; GUNSON, 2001). E caso uma estruturação genética seja detectada, diferentes análises estatísticas podem ainda, identificar a importância relativa de características do empreendimento (idade, fluxo de veículos, tamanho) no fluxo gênico e/ou estruturação (e.g. VOS et al., 2001; GERLACH; MUSOLF, 2000; KELLER; LAGIADER, 2003).

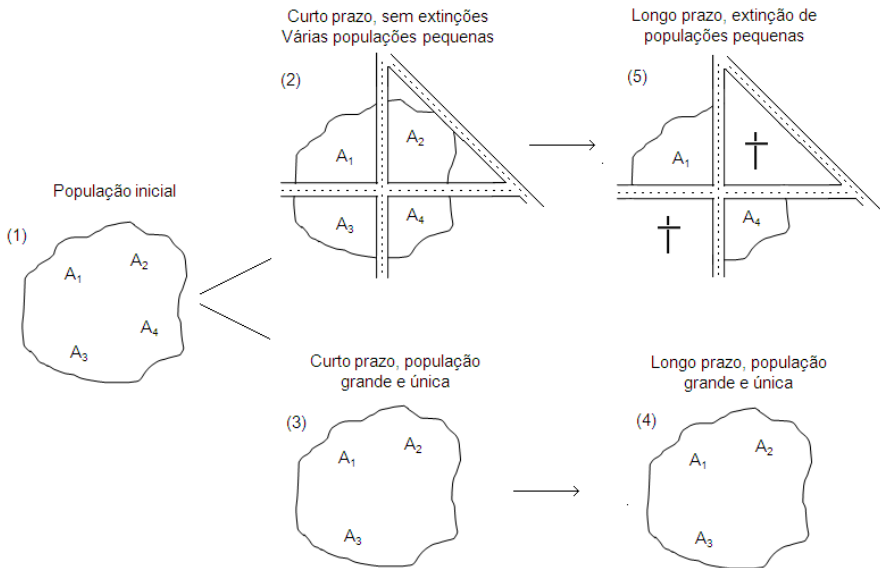


Figura 1.- Consequências genéticas da fragmentação populacional sobre uma população grande e única após a implantação de um sistema de rodovias (versus ausência de rodovias), considerando-se diferentes escalas de tempo. No exemplo, em ambas as situações (com e sem rodovias) o fluxo gênico é interrompido e as populações remanescentes permanecem isoladas simulando um 'efeito barreira'. (1) A1-A4 representam os quatro alelos inicialmente presentes na população. Em curto prazo, espera-se que as populações pequenas e isoladas resultantes da fragmentação (2) apresentem fixação dos alelos retendo ainda, maior diversidade genética total do que a população grande e única (3), que tem maior probabilidade de perder um alelo em comparação a todas as subpopulações em conjunto. Ao longo do tempo, as populações pequenas e isoladas estarão mais sujeitas à endogamia e a extinções locais. Em longo prazo, a diversidade genética da população grande e única (4) será maior do que a das subpopulações remanescentes (5). Adaptado de Frankham et al. (2004).

Uma vez determinadas as frequências alélicas e genotípicas por meio da análise dos marcadores moleculares, geralmente a estruturação genética e a estimativa de fluxo gênico entre populações naturais são verificadas a partir da variância das

frequências alélicas entre localidades distintas (índice de fixação  $F_{ST}$ , WRIGHT, 1978) ou por meio da perda de heterozigosidade das subpopulações em relação à heterozigosidade total (estatística  $G_{ST}$ , NEI, 1973). A significância de ambos os índices, que só são aplicáveis a marcadores codominantes, pode ser então testada por meio de um teste qui-quadrado (em que a hipótese nula é a de panmixia, ou seja,  $F_{ST}$  ou  $G_{ST} = 0$ ). Outra opção para a detecção de estruturação é a Análise Molecular de Variância (AMOVA; EXCOFFIER; SMOUSE, 1994), método que pode ser aplicado para diversos tipos de marcadores moleculares. Nesse método, a variância nas frequências gênicas é subdividida em vários componentes hierárquicos, como por exemplo, a variância entre regiões geográficas ou entre subpopulações. A significância pode ser testada de forma semelhante aos índices  $F_{ST}$  e  $G_{ST}$ . Em todos os casos, resultados diferentes de zero e significativos indicam a existência de estruturação populacional, moderada a alta quando os valores forem maiores do que 0,05, e baixa quando forem menores do que 0,05 (WRIGHT, 1978). Mais recentemente, métodos bayesianos também passaram a ser empregados para se inferir a existência de subdivisão populacional (PRITCHARD; STEPHENS; DONNELLY, 2000).

Um cuidado a ser tomado nesse tipo de estudo é o de isolar outros fatores que poderiam ser responsáveis por essa estruturação, como por exemplo, outras características ou elementos da paisagem que não propriamente a rodovia, ou uma possível estruturação histórica para a espécie focal, isto é, as populações já serem naturalmente subdivididas antes da implantação da rodovia. O delineamento ideal deveria contar então, com a amostragem da população na área geográfica da rodovia antes e após a sua implantação. Entretanto, isso nem sempre é possível, já que esse tipo de amostragem genética não é prevista no licenciamento dos empreendimentos, e também por representar um estudo de longo prazo, pois em alguns casos, os efeitos negativos levariam anos ou décadas para poderem ser detectados geneticamente. Mas, mesmo na falta dessa amostragem antes/depois da implantação do empreendimento, existem alternativas para uma boa condução do estudo. Por exemplo, a espécie focal pode ser amostrada em uma área 'controle' em que não existam elementos que promovam uma estruturação antropogênica (uma área contínua e preservada), rejeitando a hipótese de que a população seja naturalmente fragmentada por características inerentes à espécie (comportamentais, por exemplo). Uma eventual estruturação histórica da população também pode ser testada por meio da análise de variações em sequências de DNA mitocondrial (e.g. VANDERGAST et al., 2007). A combinação de marcadores com diferentes tempos de resolução, como por exemplo, a análise de sequências de DNA mitocondrial e de *loci* de microssatélites (ou SNPs), poderá permitir a distinção adequada entre influências históricas ou recentes nos padrões de estruturação genética em função da implantação de uma rodovia.

## Detecção de impactos de rodovias sobre a diversidade genética

Como vimos acima, rodovias podem aumentar a estruturação genética de populações naturais por meio do efeito barreira, da mortalidade de animais ou dificultando o acesso a recursos. Adicionalmente, esses efeitos podem também provocar a redução da diversidade genética, afetando a viabilidade das populações em longo prazo (FORMAN et al., 2003; KELLER; LARGIADER, 2003; EPPS et al., 2005; HOLDEREGGER; DI GIULIO, 2010; JACKSON; FAHRIG, 2011), especialmente em populações menores e mais isoladas. Para entender como a viabilidade de uma população pode se tornar ameaçada em consequência da redução da diversidade genética, descreveremos abaixo o que é diversidade genética, como ela surge e como ela pode ser perdida.

Os genes são sequências de nucleotídeos em uma determinada região (*locus*) de uma molécula de DNA. Essas sequências podem ser ligeiramente diferentes entre os indivíduos, expressando, em última análise, a diferença entre todos os caracteres existentes, como por exemplo, as cores dos nossos olhos, dos cabelos etc. A diversidade genética representa a variação entre essas sequências de DNA. Refere-se à variedade de **alelos** e **genótipos** entre populações, espécies ou grupo de espécies e é onde a seleção natural atua selecionando e adaptando organismos frente às mudanças ambientais.

Uma população grande e estável evolui (*i.e.* está sujeita a mudanças nas frequências dos alelos) em resposta a quatro forças evolutivas: mutação, seleção, migração (*i.e.* fluxo gênico) e deriva genética. A mutação é a fonte de toda a diversidade genética, mas é uma força evolutiva fraca, pois taxas mutacionais são geralmente muito baixas (FRANKHAM; BALLOU; BRISCOE, 2002). A seleção é a força evolutiva que melhor adapta as populações aos seus ambientes, enquanto a deriva representa a mudança nas frequências alélicas da população devido ao acaso. Por fim, a migração reduz as diferenças entre subpopulações que são geradas por mutações, seleção e deriva. Uma população em evolução pode ser considerada então como um sistema complexo influenciado por essas quatro forças evolutivas, operando dentro de um sistema reprodutivo (FRANKHAM; BALLOU; BRISCOE, 2004).

Em uma população grande e estável, a principal força evolutiva atuante é a seleção natural. É esta força que permite às populações se adaptarem fisiológica, comportamental ou geneticamente aos ambientes físicos e bióticos que estão em contínua mudança. Ela é capaz de aumentar a frequência de alelos vantajosos e promover a **evolução adaptativa**. Quando uma população se torna fragmentada e isolada, como em consequência da construção de uma rodovia (efeito de barreira), ou ainda quando há um alto número de mortes de indivíduos por atropelamentos, o tamanho populacional e o fluxo gênico são reduzidos. O **sucesso reprodutivo** diminui e endocruzamento passa a ser uma ameaça, aumentando a frequência de **alelos recessivos letais** ou deletérios na população. Os efeitos do acaso ganham magnitude e assim, a deriva passa a ser a principal força evolutiva a agir sobre essas

subpopulações pequenas e isoladas, promovendo a perda de diversidade genética e a fixação de alelos (WRIGHT, 1931). Por fim, as subpopulações têm a habilidade de evoluir comprometida.

Tanto a interrupção do fluxo gênico, quanto a redução do tamanho populacional em consequência aos atropelamentos, contribuem para a redução da diversidade genética, mas nem sempre os estudos publicados na literatura fazem distinção entre esses efeitos (BALKENHOL; WAITS, 2009; JACKSON; FAHRIG, 2011). Mesmo assim, deve ficar claro para os ecólogos de estradas que se tratam de impactos distintos e que exigem medidas mitigadoras distintas, embora ambos tenham como resultado uma redução da viabilidade das populações em longo prazo. Com a fragmentação do hábitat, geralmente a estrutura genética das populações é impactada antes da diversidade genética (KEYGHOBADI, 2007). Ambos os processos, de estruturação e de redução do tamanho populacional, podem ocorrer simultaneamente, mas a contínua remoção de animais em virtude de atropelamentos influencia a diversidade genética em longo prazo e de forma aditiva à interrupção do fluxo gênico (JACKSON; FAHRIG, 2011). Recentemente, em um estudo de simulação, Jackson e Fahrig (2011) verificaram que, embora ambos os efeitos contribuam para a redução da diversidade genética em uma população hipotética, praticamente toda a perda de variação ocorre em consequência ao alto e contínuo número de animais removidos da população (no caso, redução da abundância devido aos atropelamentos), ao invés da interrupção do fluxo gênico (estruturação populacional). É possível ainda, que para uma dada espécie, rodovias não constituam uma barreira efetiva, mas que o alto número de atropelamentos tenha grande impacto na diversidade genética ao longo dos anos, o que demonstra o quão distintas são as forças de barreira e mortalidade por atropelamentos. Entender como os diferentes impactos gerados por rodovias contribuem para a erosão da diversidade genética em populações naturais pode ajudar os ecólogos de estradas a delinear medidas de mitigação. Por exemplo, quando o alto número de atropelamentos for a maior força agindo sobre a diversidade genética, medidas que reduzam a mortalidade (como a construção de cercas) devem ser prioridade. Já quando o efeito barreira for dominante, passagens de fauna para o restabelecimento da conectividade podem ser a melhor opção (JACKSON; FAHRIG, 2011).

Uma vez determinadas as frequências alélicas e genotípicas por meio da análise dos marcadores moleculares, a variação genética em uma população pode ser descrita pela heterozigosidade observada ( $H_o$ ), que é a frequência de indivíduos que são heterozigotos para um determinado *locus* gênico, ou ainda pela heterozigosidade esperada ( $H_e$ ), que é a frequência de indivíduos que são heterozigotos para um determinado *locus* gênico se a população estivesse em equilíbrio de Hardy-Weinberg ( $H_e = 1 - \sum p_i^2$ , onde  $p_i$  é a frequência do alelo  $i$  na população). Como muitos *loci* gênicos são analisados em um estudo, é usual descrever a variação genética como uma heterozigosidade média ( $H$ ), que é a soma das proporções de heterozigotos em todos os *loci* dividido pelo número total de *loci* amostrados. É usual também, descrever a variação genética como as heterozigosidades esperadas, já que estas são menos sensíveis ao tamanho amostral

do que as observadas. Outra medida descritiva que também pode ser empregada é a diversidade alélica ( $A$ ), que é a média do número de alelos por *locus*.

Da mesma forma que a análise da estruturação populacional, o delineamento ideal para a avaliação do impacto de rodovias sobre a diversidade genética também deve contar com amostragens em áreas controle (sem rodovias) e com réplicas de rodovias, já que a diversidade nas proximidades da rodovia pode estar ligada também a outras características ambientais ou comportamentais da espécie focal, e não apenas à rodovia em si. Todos os marcadores descritos nesse capítulo são úteis para estimar a diversidade genética de populações, embora os trabalhos atuais deem maior ênfase ao emprego de microssatélites (BALKENHOL; WAITS, 2009). Entretanto, à medida que varreduras genômicas em espécies não modelo se tornem mais acessíveis, o emprego de marcadores SNPs em novos estudos tende a aumentar.

### **Detecção de impactos sobre o tamanho efetivo populacional**

Como vimos anteriormente, a diversidade e a estrutura genética são influenciadas pela existência de fluxo gênico entre subpopulações. Entretanto, esses parâmetros também são influenciados pelo tamanho efetivo populacional. Diferentemente do tamanho populacional usualmente estimado em estudos ecológicos, que reflete o número de indivíduos presentes em uma população (censo), ou do número de indivíduos reprodutores, que refere-se ao número de indivíduos que contribuirão geneticamente para a geração subsequente, isto é, exclui indivíduos juvenis e em fase pós-reprodutiva, o tamanho efetivo de uma população (WRIGHT, 1931) refere-se ao tamanho mínimo de uma população ideal que reflete as mesmas intensidades de deriva ou de endocruzamento da população atual (em estudo). Todas as consequências genéticas do tamanho populacional pequeno descritas nos tópicos acima dependem do tamanho efetivo da população, ao invés do tamanho absoluto (censo), isto é, quanto menor o tamanho efetivo, maiores os efeitos da deriva e da endogamia sobre a população. Por exemplo, Epps et al. (2005) demonstraram que rodovias levam à uma rápida diferenciação entre subpopulações de ungulados (*Ovis canadensis nelsoni*) porque os tamanhos efetivos de subpopulações da espécie são baixos.

Geralmente o tamanho efetivo é muito menor do que o tamanho absoluto devido a diferenças no número de machos e fêmeas reproduzindo na população (proporção sexual desigual), ao tamanho das progênies, à existência de endogamia, e a flutuações no tamanho populacional ao longo das gerações (FRANKHAM; BALLOU; BRISCOE, 2002; AVISE, 2004). A partir da análise de marcadores moleculares, diferentes formulações podem ser utilizadas para estimar o tamanho efetivo populacional (ver FRANKHAM; BALLOU; BRISCOE, 2002, 2004; AVISE, 2004) em áreas de influência de rodovias e este parâmetro pode auxiliar o ecólogo de estradas a fazer previsões a cerca da perda de diversidade genética e da viabilidade de populações ao longo do tempo, guiando esforços conservacionistas e o planejamento de medidas mitigadoras. Entretanto, poucos estudos têm estimado esse parâmetro e esse potencial ainda pode ser mais explorado para a identificação

das consequências genéticas da presença de rodovias sobre populações naturais (BALKENHOL; WAITS, 2009).

### Detecção de migrantes efetivos

Assim como os processos de seleção, mutação e deriva, a migração tem um papel essencial na manutenção da diversidade genética, principalmente em populações fragmentadas. A mistura de alelos entre populações diferenciadas pode rapidamente restaurar a diversidade genética, aumentando a viabilidade das populações em longo prazo (FRANKHAM; BALLOU; BRISCOE, 2002).

É possível monitorar o deslocamento de animais através de rodovias, por exemplo, acoplado transmissores de posicionamento ou verificando a eficácia de passagens de fauna. Entretanto, para que o fluxo gênico seja mantido é necessário que os animais migrantes se reproduzam, e isso é muito mais difícil de ser detectado por métodos convencionais. Como vimos acima na descrição do trabalho com coiotes e lincês-vermelhos (RILEY et al., 2006), nem sempre os animais que dispersam em áreas com rodovias contribuem geneticamente para as gerações seguintes, isto é, em alguns casos, pode haver uma conectividade demográfica, mas não genética.

A investigação por meio de marcadores moleculares pode auxiliar os ecólogos de estradas a detectar migrantes efetivos entre subpopulações resultantes da fragmentação por rodovias, isto é, aqueles que realmente promovem o fluxo gênico. Recentemente, Sawaya, Kalinowski e Clevenger (2014) comprovaram a eficácia de passagens de fauna na manutenção do fluxo gênico para ursos pardos (*Ursus arctos*) e negros (*Ursus americanus*) em uma rodovia do Canadá dentro dos limites de um parque nacional por meio da análise de 20 *loci* de microssatélites. Para testar a eficácia das passagens, os autores testaram a existência de estruturação entre os dois lados da rodovia, bem como a existência de migrantes contribuindo geneticamente para a atual geração. Os animais foram individualizados com base no DNA extraído de amostras de pelos coletados de modo não invasivo por meio de armadilhas de pelos (*hair snares*, ver KENDALL; MCKELVEY, 2008 para maiores detalhes). Cada animal amostrado foi designado como pertencente a uma dada população (norte e sul da rodovia) sem que informações de localização fossem estabelecidas pelos autores *a priori*. Ferramentas estatísticas modernas aplicadas ao nível de indivíduos (*individual-based methods*, PRITCHARD; STEPHENS; DONNELLY, 2000; PAETKAU et al. 2004), ao invés do nível populacional (*population genetics methods*, WRIGHT, 1965; SLATKIN, 1985), como as utilizadas pelos autores, permitem que os indivíduos sejam agrupados em populações sem que informações espaciais prévias sejam fornecidas pelo pesquisador, inclusive quanto ao número de populações. A partir de então, animais migrantes de primeira geração podem ser detectados por meio de testes de atribuição (*genetic assignment tests*) entre as populações geneticamente definidas e entre as populações espacialmente definidas (local de amostragem). Esses testes de atribuição estimam a probabilidade de um animal ser amostrado em uma população, mas ter sua origem em outra, com base nas frequências alélicas (PIRY et al., 2004). Isto é, suportam ou excluem a chance de o animal ter nascido ou não na

população em que foi amostrado. Sawaya, Kalinowski e Clevenger (2014) detectaram a presença de migrantes efetivos, pequena estruturação genética para ursos pardos e por fim, utilizaram ainda, análises de parentesco para inferir se a reprodução dos ursos pardos e negros era bem-sucedida nos arredores da rodovia, com resultados que indicavam de que passagens de fauna podem sim ser eficazes na manutenção da conectividade genética para essas espécies. Para informações mais detalhadas sobre os métodos de estimativa de migrantes efetivos sugerimos também a consulta a Proctor et al. (2012).

### **Identificação de carcaças**

Em muitos estudos, ecólogos de estradas percorrem rodovias ou trechos de rodovias para identificar espécies ou gêneros mais susceptíveis a atropelamentos, ou ainda, a frequência de atropelamentos em um determinado período, como por exemplo, após a implantação de uma medida mitigadora, antes da duplicação de uma rodovia etc. Nesses estudos a correta identificação do animal atropelado é crucial. Para animais de grande porte, como grandes mamíferos, a identificação visual é simples de ser feita, mesmo que a carcaça do animal esteja bastante danificada em virtude da colisão com o automóvel, ou pela própria ação do tempo (decomposição). Mas para grupos de pequenos mamíferos, invertebrados e aves em geral, a correta identificação do gênero, e mais ainda, da espécie vítima de colisão pode ser mais difícil devido aos danos gerados pela colisão sobre os caracteres de distinção taxonômica em uma carcaça pequena. Nesses casos, uma alternativa para a correta identificação de carcaças pode ser o emprego de marcadores moleculares.

Uma vez que é capaz de evidenciar polimorfismos entre espécies e níveis supra específicos, o sequenciamento e a comparação de determinados genes do DNA mitocondrial com uma base de dados pública, ou feita pelo próprio pesquisador com amostras de referência, torna-se a ferramenta ideal para a identificação de carcaças. Geralmente, para a identificação de espécies da fauna, são sequenciados fragmentos da região codificante da molécula de DNA mitocondrial, uma região conservada e que possui variações que atuam como marcas internas de uma espécie (HEBERT et al., 2003; HEBERT; GREGORY, 2005). Os principais genes utilizados são os que codificam para a subunidade I da Oxidase do Citocromo C (COI) e para o 16S rDNA. O método *DNA barcoding*, proposto junto ao projeto de cooperação internacional *Barcodes of life*, prevê que o sequenciamento de um fragmento de 670 pares de bases do gene COI é capaz de discriminar diferentes espécies como um código de barras (HEBERT et al., 2003; HEBERT; RATNASINGHAM; DE WAARD, 2003). Assim, uma mesma região do DNA mitocondrial pode ser analisada em animais de diferentes grupos, sem que haja necessidade do conhecimento prévio da amostra a ser analisada. Atualmente existem mais de um milhão de seqüências (*barcodes*) disponíveis na base de dados do projeto e a consulta a essa base pode servir de referência para a identificação de carcaças. Diferentes iniciadores universais já estão descritos na literatura (FOLMER et al., 1994; PALUMBI et al., 2002; FICETOLA et al., 2010), e embora haja um debate na comunidade científica sobre a utilização de

apenas um gene para a identificação de espécies distintas, o método tem sido empregado com sucesso. Ainda, a análise de sequências de dois ou mais genes pode ser empregada para uma identificação complementar e mais precisa de carcaças, como por exemplo, dos genes COI e 16S rRNA (VENCES et al., 2005a, b), ou os chamados *Mini barcodes* COI (187pb) e ATP6 (172pb), desenvolvidos para amostras degradadas de DNA de carnívoros (CHAVES et al., 2012).

Os procedimentos laboratoriais exigem apenas uma pequena porção de tecido da carcaça a ser identificada e as principais bases de dados públicas que podem ser consultadas são as do *National Center of Biotechnology Information* (NCBI ou GenBank; ferramenta *Basic Local Alignment Search Tool* – BLAST, disponível em <http://blast.ncbi.nlm.nih.gov>), a do *Barcode of Life Data System* (BOLD; disponível em <http://www.boldsystems.org/>; RATNASINGHAM; HERBERT, 2007) e do *DNA Surveillance Species Identification with DNA* (banco de dados com sequências dos *Mini barcodes* de carnívoros, disponível em <http://dna-surveillance.fos.auckland.ac.nz:23060/page/carnivora/title>).

### **Identificação de respostas espécie ou sexo-específicas, e sucesso reprodutivo**

Como mencionado na introdução deste capítulo, as consequências e magnitude dos impactos gerados por rodovias sobre as populações naturais dependem de características das rodovias, das espécies e das paisagens nas quais elas estão inseridas. Diferentes espécies respondem de diferentes maneiras à presença de rodovias, podendo ser as respostas negativas, positivas ou neutras (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009). Por meio de marcadores moleculares é possível identificar essas respostas e compará-las entre espécies distintas. Por exemplo, Sawaya, Kalinowski e Clevenger (2014) encontraram diferentes graus de estruturação genética entre ursos pardos (*Ursus arctos*) e negros (*Ursos americanus*) no entorno de uma rodovia do Canadá, com efeitos negativos somente sobre os ursos pardos. De acordo, a detecção de ursos negros foi muito maior nas proximidades da rodovia ou de áreas mais urbanizadas, enquanto ursos pardos foram amostrados em sua maioria em áreas mais afastadas tornando evidente a menor tolerância destes últimos à presença humana ou à utilização de passagens de fauna, características comportamentais já documentadas anteriormente para essas espécies (GIBEAU et al., 2002; CHRUSZCZ et al., 2003; VAN MANEN et al., 2012). Essa distinção entre efeitos de rodovias sobre diferentes espécies é importante porque para cada uma delas é necessária a elaboração de uma medida de mitigação apropriada (CLEVINGER; WALTHO, 2005; ASCENSÃO; MIRA, 2007; GRILO; BISSONETTE; SANTOS-REIS, 2008). Apesar de diferentes graus de efeitos barreira poderem ser também detectados por meio do monitoramento do comportamento e do fluxo de animais ao longo de rodovias, como fizeram por exemplo, Kerth e Melber (2009) para duas espécies de morcegos monitoradas por telemetria (*Myotis bechsteinii* e *Barbastella barbastellus*), o emprego de marcadores moleculares pode refinar as informações a cerca da magnitude desses



efeitos, além de facilitar e/ou permitir o estudo de espécies de hábitos mais elusivos (e.g. grandes carnívoros) por meio da amostragem não invasiva dos animais.

Um tipo de detalhamento dos efeitos negativos gerados por rodovias refere-se a respostas sexo-específicas. A partir da análise de 15 *loci* de microssatélites para mais de três mil ursos pardos, além de dados de telemetria coletados durante décadas, Proctor et al. (2012) relacionaram taxas sexo-específicas de dispersão de ursos pardos com a presença de rodovias e áreas urbanas para detectar o impacto desses elementos na estruturação genética desses animais no Canadá. Os autores notaram na região sudeste do país uma influência muito maior de variáveis antropogênicas (alto tráfego de veículos, presença de grandes rodovias e aglomerados urbanos) sobre fêmeas, que assim como outros grandes mamíferos, naturalmente tendem a dispersar em menores distâncias. A limitação dos movimentos de dispersão e a estruturação genética detectadas exclusivamente entre as fêmeas e induzidas por atividades humanas podem ter severas consequências na viabilidade dessas subpopulações em logo prazo e provavelmente exigirão no futuro a elaboração de uma série de ações conservacionistas e mitigadoras. Caso a espécie de interesse seja amostrada por métodos não invasivos (e.g. fezes, pelos, ver mais detalhes no item 8), marcadores moleculares localizados em cromossomos sexuais também podem ser úteis para a detecção de alguma limitação na movimentação em um dos gêneros. O mesmo se aplica a carcaças geneticamente identificadas (item 5). Já estão descritos marcadores sexuais para felinos (PILGRIM et al., 2005), canídeos (SEDDON, 2005), aves (GRIFFITHS; DAAN; DIJKSTRA, 1996; GRIFFITHS et al., 1998) dentre outros, mas novos marcadores podem ser isolados para diferentes espécies de interesse de maneira relativamente simples (GRIFFITHS; TIWARI, 1993).

Por fim, outro tipo de detalhamento obtido a partir da aplicação de marcadores moleculares relaciona-se com o sucesso reprodutivo de animais. Por exemplo, análises de parentesco realizadas por meio de microssatélites permitiram que Sawaya, Kalinowski e Clevenger (2014) estimassem que 47% dos ursos negros e 27% dos ursos pardos amostrados nos arredores de uma rodovia canadense estavam se reproduzindo com sucesso. Tais resultados permitiram com que os autores fizessem novas inferências sobre o comportamento social dos animais em áreas de influência de rodovias, como por exemplo, o possível aprendizado transferido das mães aos filhotes quanto ao uso de passagens de fauna durante seus deslocamentos.

### **Distinção entre impactos de rodovias e de outras características da paisagem – Aplicações de Genética da Paisagem**

Rodovias podem afetar indivíduos, populações, ecossistemas e paisagens de diferentes formas. Em comparação a outras causas de fragmentação e perda de habitat, rodovias tendem a provocar pronunciados efeitos em escala de paisagem, e futuros estudos precisam investigar então, como a malha viária e a densidade de rodovias afetam populações naturais em ampla escala espacial (BALKENHOL; WAITS, 2009). Uma subdisciplina emergente denominada Genética da Paisagem (*Landscape Genetics*) pode ser uma ferramenta valiosa para a compreensão de como rodovias

influenciam o fluxo e a distribuição de animais em escala de paisagem. Trata-se de campo de pesquisa multidisciplinar que combina Genética de Populações, Ecologia da Paisagem e Estatística Espacial (MANEL et al., 2003; STORFER et al., 2007). Seu principal objetivo é descrever e explicar como a heterogeneidade da paisagem pode influenciar a estruturação genética, o fluxo gênico e as adaptações (HOLDEREGGER; WAGNER, 2006; 2008; BALKENHOL; WAITS; DEZZANI, 2009) isto é, investigar interações entre atributos da paisagem e processos microevolutivos (MANEL et al., 2003). Essas interações são detectadas por meio da estrutura genética espacial de uma espécie focal em ambientes heterogêneos (RAY, 2005), combinando técnicas de Sistemas de Informações Geográficas (GIS) e análises de Genética de Populações (PÉREZ-SPONA et al., 2008). Especificamente para estudos em Ecologia de Estradas, esse tipo de investigação permite com que efeitos genéticos causados por rodovias não sejam confundidos com outras prováveis influências ambientais, como por exemplo, gradientes espaciais, de elevação ou de habitat.

Geralmente, trabalhos nesse campo de pesquisa envolvem dois passos principais que podem ser combinados em uma única análise: em um primeiro momento, a variação genética é descrita por meio da análise de marcadores moleculares, e posteriormente, é associada a variáveis ambientais (da paisagem) permitindo que seus efeitos sobre a distribuição da variação genética possam ser quantificados (MANEL et al., 2003; STORFER et al., 2007). Diferentes níveis de influência de variáveis ambientais sobre a distribuição da variação genética podem ser descritos, desde a ausência total de influências de atributos da paisagem sobre o fluxo gênico, até o isolamento de subpopulações (estruturação genética) causado por redução das taxas de migração em consequência direta à existência de barreiras como estradas, represas ou mudanças no tipo de hábitat (EPPS et al., 2005; 2007).

O número de trabalhos em Genética da Paisagem vem aumentando consideravelmente (HOLDEREGGER; WAGNER, 2006), especialmente por suas aplicações no manejo e na conservação das espécies (EPPS et al., 2007) e tem grande potencial de aplicação em Ecologia de Estradas, especialmente para o planejamento espacial da construção de estruturas de transporte e de medidas de mitigação (BALKENHOL; WAITS, 2009). Ainda, diversos métodos já foram desenvolvidos para quantificar a conectividade da paisagem levando-se em conta a heterogeneidade e a distância genética entre os indivíduos amostrados a fim de prever os movimentos das espécies. Esses métodos podem ser úteis, por exemplo, para a identificação de pontos de maior susceptibilidade a atropelamentos para uma determinada espécie focal, já que a partir deles é possível prever as principais rotas de dispersão que podem ser utilizadas pelos animais. Para uma melhor descrição de como e quais questões podem ser abordadas dentro do campo da Genética da Paisagem, recomendamos a leitura de Beier, Majka e Spencer (2008).

## **Determinação da presença/densidade de espécies em áreas de influência de rodovias**

Marcadores moleculares podem ser úteis para detectar a presença de espécies que ocorrem em baixas densidades e tem hábitos elusivos (e.g. grandes carnívoros) em áreas de influências de rodovias sem a necessidade de captura dos animais. Caso a intenção seja monitorar o deslocamento dos animais, capturas de espécies de hábitos elusivos exigem grande esforço de campo, logístico e financeiro, além de representarem um risco e um período grande de estresse para os animais. Uma alternativa para o estudo dessas espécies é a amostragem genética de indivíduos a partir do DNA extraído de materiais como fezes, pelos, penas, denominada amostragem não invasiva. Amostras fecais podem ser encontradas pelo pesquisador simplesmente percorrendo a área de estudo (PALOMARES et al., 2002; MIOTTO et al., 2011, 2012; TRINCA; JAEGER; EIZIRIK, 2013), ou com o auxílio de cães farejadores (VYNNE et al., 2011). Já amostras de pelos podem ser obtidas a partir da instalação de armadilhas espécie ou gênero-específicas como as utilizadas, por exemplo, para ursos, felinos, canídeos, ungulados ou mamíferos em geral (FORAN; MINTA; HEINEMEYER, 1997; WOODS et al., 1999; WEAVER et al., 2005; RUELL; CROOKS, 2006; KENDALL; MCKELVEY, 2008; BIONDO et al., 2010; SAWAYA et al., 2012). Em uma etapa inicial, sequências de DNA mitocondrial são úteis para a correta identificação da espécie depositora da amostra coletada (como descrito no item 5) (e.g. MICHALSKI et al., 2011; CHAVES et al., 2012), e em seguida, marcadores microssatélites podem ser utilizados para a individualização da amostra, isto é, para determinação do perfil genético do indivíduo que depositou a amostra (MIOTTO et al., 2007; TRINCA; JAEGER; EIZIRIK, 2013).

Além de detectar a presença, a amostragem não invasiva permite a realização de todas as análises genético-populacionais mencionadas ao longo do texto para a identificação de impactos gerados por rodovias, apesar de a análise de materiais obtidos dessa maneira exigirem uma série de cuidados e procedimentos extras relacionados à baixa quantidade e qualidade do DNA que é obtido. Existe uma extensa literatura a cerca dos problemas enfrentados durante a análise desse tipo de material que se referem principalmente a altas taxas de erros na identificação dos alelos em marcadores do tipo microssatélites (TABERLET et al., 1996; GAGNEUX; BOESCH; WOODRUFF, 1997; TABERLET; WAITS; LUIKART, 1999). Entretanto, uma série de trabalhos já estabeleceu protocolos que visam melhorar a desempenho das técnicas laboratoriais empregadas (e.g. TABERLET et al., 1996; WAITS; LUIKART; TARBELET, 2001; MURPHY et al., 2002; MILLER; JOYCE; WAITS, 2002; POMPANON et al., 2005; HÁJKOVÁ et al., 2006, 2007).

Finalmente, desde que seja empregado um delineamento adequado de amostragem, a partir de amostras coletadas de modo não invasivo, modelos de marcação e recaptura podem ser empregados por ecólogos de estradas para a estimativa de parâmetros populacionais (BALKENHOL; WAITS, 2009; MIOTTO et al., 2014), como por exemplo, abundância, densidade, taxas de sobrevivência,

mortalidade, recrutamento etc. Monitorados ao longo do tempo, esses parâmetros podem ser úteis na detecção de impactos e delineamento de medidas mitigadoras.

### **Obtenção e armazenamento de amostras**

O sucesso da aplicação de técnicas de genética molecular se relaciona primordialmente à quantidade e à qualidade das amostras disponíveis para análise. Amostras frescas, como por exemplo, de sangue, pele ou outros tecidos, desde que adequadamente armazenadas, nos permitem obter grandes quantidades de DNA de alta qualidade. Ao coletar amostras em geral, frescas ou não, é importante que o pesquisador utilize sempre materiais estéreis (tesouras, pinças), e que nunca utilize o mesmo material para manusear amostras diferentes, evitando a contaminação entre indivíduos ou espécies. Esses materiais podem ser lavados com água e sabão neutro entre uma coleta e outra. O material coletado deve preferencialmente ser armazenado em tubos estéreis com a correta identificação de data, localidade, tipo de tecido, além de outras informações convenientes ao estudo.

Amostras de sangue podem ser armazenadas em tubos com um anticoagulante (por exemplo, EDTA 0.5%), ou em álcool etílico 95-100%. Pequenos fragmentos de demais tecidos podem ser armazenados em tubos com álcool etílico 75-100% de boa qualidade (não os de supermercado) e devem ficar totalmente submersos. Ambos os tipos de amostras (sangue e tecido) devem ser preferencialmente acondicionados sob refrigeração, ou congelados em freezer comum (-20°C). O formol deve ser fortemente evitado para o armazenamento, pois interfere na qualidade do DNA obtido e inviabiliza análises futuras. O quanto antes as amostras forem submetidas ao processo de extração de DNA melhor, evitando o processo de degradação do material genético. Sucessivos processos de congelamento/descongelamento também degradam o DNA e devem ser evitados. Uma vez extraído, o DNA pode ser armazenado em freezer por tempo indeterminado.

Amostras coletadas de modo não invasivo, como fezes, pelos e penas, geralmente fornecem baixas quantidades de DNA, além de um material genético de baixa qualidade (TABERLET; WAITS; LUIKART, 1999). Atualmente, há uma extensa literatura disponível para guiar pesquisadores quanto ao manuseio, armazenamento e análise desse tipo de material, que requer condições especiais e apresenta grandes desafios técnicos (e.g. TABERLET et al., 1996, 1997; TABERLET; WAITS; LUIKART, 1999; WASSER et al., 1997; FRANTZEN et al., 1998; WAITS; LUIKART; TARBELET, 2001; MURPHY et al., 2002; ROON; WAITS; KENDALL, 2003; MIOTTO et al., 2007). De modo geral, quanto mais frescas as amostras, maiores a qualidade e as quantidades de DNA que podem ser obtidas. O DNA degrada rapidamente em regiões úmidas, logo, amostras de fezes, por exemplo, devem ser preferencialmente coletadas em estações secas. Em campo, amostras de pelos ou penas podem ser colocadas em envelopes de papel junto a um pequeno sachê de sílica para evitar umidade, e posteriormente podem ser armazenadas em freezer a -20°C, ou à temperatura ambiente.

## **Considerações finais**

Marcadores moleculares são ferramentas importantes para pesquisas em Ecologia de Estradas. A aplicação de técnicas de genética molecular não é por si só suficiente para a geração de informações e soluções dentro do contexto de Ecologia de Estradas, mas pode e deve ser agregada a outras áreas do conhecimento para a identificação e mitigação de impactos gerados por empreendimentos de transporte sobre populações naturais. No Brasil em especial, país com extensa malha viária, suas diversas aplicações precisam ser exploradas, especialmente pela grande relevância prática de seus resultados. Mesmo que o ecólogo de estradas não tenha ou não queira ter familiaridade com procedimentos laboratoriais ou análises de Genética de Populações, é perfeitamente possível que ele faça parcerias e convênios com pesquisadores e laboratórios de Genética Molecular de Universidades em busca de métodos e soluções às questões formuladas, inclusive quanto ao delineamento de projetos em seu próprio campo de conhecimento. Apresentamos nesse capítulo apenas algumas das potencialidades da aplicação de marcadores moleculares em Ecologia de Estradas, mas esperamos ter despertado o interesse do ecólogo de estradas para esse assunto tão fascinante e cujo potencial ainda está por ser explorado no país.

## **Agradecimentos**

Agradecemos ao Dr. Alex Bager por nos convidar para escrever sobre um tema tão interessante. Agradecemos ao Departamento de Ciências Florestais, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, e a um revisor anônimo pela leitura e sugestões feitas em versões anteriores do manuscrito. RA Miotto é bolsista de Pós-Doutorado da FAPESP (2011/13897-3). PMS Villela é bolsista de Projeto Inovativo em Pequena Empresa FAPESP (2013/16030-6). O LEMaC recebe suporte financeiro da FAPESP, CNPq e da Fundação O Boticário de Proteção à Natureza.

Quadro 1. Terminologia comumente utilizada no campo da Genética.

<p><b>Locos gênicos</b> (singular loco gênico). Região/posição de um gene em particular no cromossomo.</p> <p><b>Marcadores dominantes.</b> Que não permitem a distinção entre genótipos homocigotos e heterocigotos.</p> <p><b>Marcadores codominantes.</b> Que permitem a distinção entre genótipos homocigotos e heterocigotos.</p> <p><b>Equilíbrio de Hardy-Weinberg.</b> Equilíbrio das frequências genotípicas atingido em uma população ideal em que os acasalamentos ocorrem ao acaso e em que as forças de seleção, mutação, migração e acaso (deriva) não são atuantes.</p> <p><b>Fluxo gênico.</b> Movimento de alelos entre populações devido à migração.</p> <p><b>Homocigoto.</b> Indivíduo que possui dois alelos iguais para um mesmo loco (ex. <math>A_1A_1</math>).</p> <p><b>Heterocigoto.</b> Indivíduo que possui dois alelos diferentes para um mesmo loco (ex. <math>A_1A_2</math>).</p> <p><b>Frequência genotípica.</b> Frequência relativa de um determinado genótipo (ex. <math>A_1A_1</math>) em uma população.</p> <p><b>Frequência alélica.</b> Frequência relativa de um determinado alelo (<math>A_1</math>) em uma população.</p> <p><b>Amplificação.</b> Produção de cópias de um segmento específico de DNA.</p> <p><b>Reação em Cadeia da Polimerase (PCR-Polymerase Chain Reaction).</b> Método utilizado para produzir milhares de cópias de um segmento específico de DNA.</p> <p><b>Iniciadores (primers).</b> Sequência curta de nucleotídeos que se pareia a um segmento específico de DNA fornecendo uma extremidade livre para que a enzima DNA polimerase inicie a síntese de um segmento de DNA complementar. Sequência utilizada na Reação em Cadeia da Polimerase (PCR).</p> <p><b>Genotipados (genotipagem).</b> Determinação dos genótipos de um indivíduo para diferentes locos.</p> <p><b>Panmixia.</b> Cruzamentos ao acaso.</p> <p><b>Deriva genética.</b> Mudanças na composição genética de uma população devido ao acaso.</p> <p><b>Fixação.</b> Situação na qual todos os indivíduos de uma população são homocigotos para um dado loco.</p> <p><b>Endocruzamento.</b> Cruzamento entre indivíduos aparentados.</p> <p><b>Endogamia.</b> O mesmo que endocruzamento.</p> <p><b>Alelo.</b> Variantes diferentes de uma sequência nucleotídica (ou de um único nucleotídeo) em um mesmo loco em cromossomos homólogos (ex. <math>A_1, A_2, A_3, A_4</math>).</p> <p><b>Genótipo.</b> A combinação de alelos presentes em um loco de um indivíduo (ex. <math>A_1A_1, A_1A_2, A_2A_2</math>). Podem ser homocigotos (com alelos iguais, ex. <math>A_1A_1</math>) ou heterocigotos (com alelos diferentes, ex. <math>A_1A_2</math>).</p> <p><b>Evolução adaptativa.</b> Mudanças na composição genética de populações devido à seleção natural que melhora o sucesso reprodutivo em um dado ambiente.</p> <p><b>Sucesso reprodutivo.</b> Número de descendentes férteis que sobrevivem até a idade reprodutiva.</p> <p><b>Alelos recessivos letais.</b> Alelos recessivos que quando em homocigose, causam a morte do indivíduo.</p>
--

## Referências Bibliográficas

- ALLENDORF, F. W.; HOHENLOHE, P. A.; LUIKART, G. Genomics and the future of conservation genetics. *Nature Reviews Genetics*, 11, 697–709, 2010.
- ANDREWS, K. R. et al. Harnessing the power of RADseq for ecological and evolutionary genomics. *Nature Reviews Genetics*, 17, 81–92, 2016.
- ASCENSÃO, F.; MIRA A. Factors affecting culvert use by vertebrates along two stretches of road in southern Portugal. *Ecological Research*, 22, 57–66, 2007.
- AVISE J. C. Molecular markers, natural history and evolution. 2.ed. Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts, 2004.
- AVISE, J. C. Perspective: conservation genetics enters the genomics era. *Conservation Genetics*, 11, 665–669, 2010.
- BALKENHOL, N.; WAITS, L. P. Molecular road ecology: exploring the potential of genetics for investigating transportation impacts on wildlife. *Molecular Ecology*, 18, 4151–4164, 2009.
- BALKENHOL, N.; WAITS, L. P.; DEZZANI, R. J. Statistical approaches in landscape genetics: an evaluation of methods for linking landscape and genetic data. *Ecography*, 32, 818–830, 2009.
- BEIER, P.; MAJKA, D. R.; SPENCER, W. D. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology*, 22, 836–851, 2008.
- BERGER, J. Persistence of different-sized populations: an empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep. *Conservation Biology*, 4, 91–98, 1990.
- BIONDO, C et al. Hair trap efficacy to sample white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*). *Asian Wild Pig News*, 10, 24–27, 2010.
- CARO, T. M.; O'DOHERTY, G. On the use of surrogate species in Conservation Biology. *Conservation Biology*, 13, 805–814, 1999.
- CHAVES, P. B. et al. DNA barcoding meets molecular scatology: short mtDNA sequences for standardized species assignment of carnivore noninvasive samples. *Molecular Ecology Resources*, 12, 18–35, 2012.
- CHRUSZCZ, B. et al. Relationships among grizzly bears, highways, and habitat in the Banff-Bow Valley, Alberta, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, 81, 1378–1391, 2003.
- CLEVENGER, A.P.; CHRUSZCZ, B.; GUNSON, K. Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals. *Journal of Applied Ecology*, 38, 1340–1349, 2001.
- CLEVENGER, A.P.; WALTHO, N. Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*, 121, 453–464, 2005.
- COLLINS, F.S.; BROOKS, L.D.; CHAKRAVARTI, A. A DNA polymorphism discovery resource for research on human genetic variation. *Genome Research*, 8, 1229–1231, 1998.
- DUTTA, T. et al. Fine-scale population genetic structure in a wide-ranging carnivore, the leopard (*Panthera pardus fusca*) in central India. *Diversity and Distributions*, 19, 7, 760–771, 2013.
- EIZIRIK, E.; JOHNSON, W. E.; O'BRIEN, S. J. Definindo unidades evolutivamente significativas e unidades de manejo para a conservação de carnívoros neotropicais. In: MORATO R. G. Manejo e conservação de carnívoros neotropicais. IBAMA, São Paulo, 2006.
- ELLEGREN, H. Microsatellites: simple sequences with complex evolution. *Nature Reviews Genetics*, 5, 435–445, 2004.
- EPPS, C. W. et al. Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. *Ecology Letters*, 8, 1029–1038, 2005.
- EPPS, C. W. et al. Optimizing dispersal and corridor models using landscape genetics. *Journal of Applied Ecology*, 44, 714–724, 2007.
- EXCOFFIER, L.; SMOUSE, P. E. Using allele frequencies and geographic subdivision to reconstruct gene tree within a species: molecular variance parsimony. *Genetics*, 136, 343–359, 1994.

- FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14, 21, 2009. Disponível em: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art21/>>
- FARREL, L. E.; ROMAN, J.; SUNQUIST, M. E. Dietary separation of sympatric carnivores identified by molecular analysis of scats. *Molecular Ecology*, 9, 1583–1590, 2000.
- FERREIRA, M. D.; GRATTAPAGLIA, D. Introdução ao uso de marcadores moleculares em análise genética. Embrapa – CENARGEN, Brasília, 1996.
- FICETOLA, G. F. et al. An In silico approach for the evaluation os DNA barcodes. *BMC genomics*, v. 11, n. 1, p. 434, 2010.
- FOLMER, O. et al. DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Molecular Marine Biology and Biotechnology*, 3, 294–299, 1994.
- FORAN, D. R.; MINTA, S. C.; HEINEMEYER, K. S. DNA-based analysis of hair to identify species and individuals for population research and monitoring. *Wildlife Society Bulletin*, 25, 840–847, 1997.
- FORMAN, R. T. T. et al. Road ecology: science and solutions. Island Press, Washington, D.C., USA, 2003.
- FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, 207–231, 1998.
- FRANKHAM, R.; BALLOU, J. D.; BRISCOE, D. A. Fundamentos de Genética da Conservação. Sociedade Brasileira de Genética, SBG, Ribeirão Preto, SP, 2004.
- FRANKHAM, R.; BALLOU, J. D.; BRISCOE, D. A. Introduction to Conservation Genetics. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 2002.
- FRANTZEN, M. A. J. et al. Empirical evaluation of preservation methods for faecal DNA. *Molecular Ecology*, 7, 1423–1428, 1998.
- GAGNEUX, P.; BOESCH, C.; WOODRUFF, D. S. Microsatellite scoring errors associated with noninvasive genotyping based on nuclear DNA amplified shed hair. *Molecular Ecology*, 6, 861–868, 1997.
- GALTIER, N. et al. Mitochondrial DNA as a marker of molecular diversity: a reappraisal. *Molecular Ecology*, 18, 4541–4550, 2009.
- GARDNER, M. G. et al. Rise of the machines – recommendations for ecologists when using next generation sequencing for microsatellite development. *Molecular Ecology Resources*, 11, 1093–1101, 2011.
- GERLACH, G.; MUSOLF, K. Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in bank voles. *Conservation Biology*, 14, 1066–1074, 2000.
- GIBEAU, M. L. et al. Grizzly bear response to human development and activities in the Bow River Watershed, Alberta, Canada. *Biological Conservation*, 103, 227–236, 2002.
- GOLDSTEIN, D. B.; POLLOCK, D. D. Launching microsatellites: a review of mutation process and methods of phylogenetic inference. *Journal of Heredity*, 88, 335–342, 1997.
- GOLDSTEIN, D. B.; SCHLÖTTERER, C. Microsatellites: Evolution and applications. Oxford University Press, Oxford, UK, 1999.
- GRIFFITHS, R. et al. A DNA test to sex most birds. *Molecular Ecology*, 7, 1071–1075, 1998.
- GRIFFITHS, R.; DAAN, S.; DIJKSTRA, C. Sex identification in birds using two CHD genes. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B*, 263, 1251–1256, 1996.
- GRIFFITHS, R.; TIWARI, B. The isolation of molecular genetic markers for the identification of sex. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 90, 8324–8326, 1993.
- GRILO, C.; BISSONETTE, J. A.; SANTOS-REIS, M. Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: implications for road planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation*, 17, 1685–1699, 2008.



- GRILO, C.; BISSONETTE, J. A.; SANTOS-REIS, M. Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore casualties: consequences for mitigation. *Biological Conservation*, 142, 301–313, 2009.
- HAAG, T. et al. The effect of habitat fragmentation on the genetic structure of a top predator: loss of diversity and high differentiation among remnant populations of Atlantic Forest jaguars (*Panthera onca*). *Molecular Ecology*, 19, 4906–4921, 2010.
- HAGEN, I. J. et al. The easy road to genome-wide medium density SNP screening in a non-model species: development and application of a 10K SNP-chip for the house sparrow (*Passer domesticus*). *Molecular Ecology Resources*, 13, 429–439, 2013.
- HAIG, S. M. Molecular contribution to conservation. *Ecology*, 79, 413–425, 1998.
- HÁJKOVÁ, P. et al. Factors affecting success of PCR amplification of microsatellite loci from otter faeces. *Molecular Ecology Notes*, 6, 559–562, 2006.
- HÁJKOVÁ, P. et al. Genetic structure and evidence for recent population decline in Eurasian otter populations in the Czech and Slovak Republics: implications for conservation. *Journal of Zoology*, v. 272, n. 1, p. 1–9, 2007.
- HEBERT, P. D. N. et al. Biological identifications through DNA barcodes. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B*, 270, 313–321, 2003.
- HEBERT, P. D. N.; GREGORY, T. R. The promise of DNA barcoding for taxonomy. *Systematic Biology*, 54, 852–859, 2005.
- HEBERT, P. D. N.; RATNASINGHAM S.; DE WAARD, J. R. Barcoding animal life: cytochrome c oxidase subunit 1 divergences among closely related species. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B*, 270, S96–S99, 2003.
- HEDRICK, P. W.; MILLER, O. S. Conservation genetics: techniques and fundamentals. *Ecologica Applications*, 2, 30–46, 1992.
- HOLDEREGGER, R.; DI GIULIO, M. The genetic effects of roads: a review of empirical evidence. *Basic and Applied Ecology*, 11, 522–531, 2010.
- HOLDEREGGER, R.; WAGNER, H. H. A brief guide to landscape genetics. *Landscape Ecology*, 21, 793–796, 2006.
- HOLDEREGGER, R.; WAGNER, H. H. Landscape genetics. *BioSciences*, 58, 199–207, 2008.
- JACKSON, N. D.; FAHRIG, L. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation*, 144, 3143–3148, 2011.
- KELLER, I.; LARGIADER, C. R. Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B*, 270, 417–423, 2003.
- KELLER, I.; NENTWIG, W.; LARGIADÈR, C. R. Recent habitat fragmentation due to roads can lead to significant genetic differentiation in an abundant flightless ground beetle. *Molecular Ecology*, 13, 2983–2994, 2004.
- KENDALL, K. C.; MCKELVEY, K. S. Hair collection. In: LONG, R. A. et al. *Noninvasive survey methods for carnivores*. Island Press, Washington, D.C., 2008.
- KERTH, G.; MELBER, M. Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest-living bat species. *Biological Conservation*, 142, 270–279, 2009.
- KEYGHOBADI, N. The genetic implications of habitat fragmentation for animals. *Canadian Journal of Zoology*, 85, 1049–1064, 2007.
- LANDGUTH, E. L. et al. Quantifying the lag time to detect barriers in landscape genetics. *Molecular Ecology*, 19, 4179–4191, 2010.
- LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 24, 12, 659–669, 2009.
- LESBARRÈRES, D. et al. The effects of 20 years of highway presence on the genetic structure of *Rana dalmatina* populations. *Écoscience*, 13, 531–538, 2006.
- MANEL S. et al. Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. *Trends in Ecology and Evolution*, 18, 189–197, 2003.

- MICHALSKI, F. et al. Successful carnivore identification with faecal DNA across a fragmented Amazonian landscape. *Molecular Ecology Resources*, 11, 862-871, 2011.
- MILLER, C. R.; JOYCE, P.; WAITS, L. P. Assessing allelic dropout and genotype reability using maximum likelihood. *Genetics*, 160, 357-366, 2002.
- MIOTTO, R. A. et al. Determination of the minimum population size of pumas (*Puma concolor*) through faecal DNA analysis in two protected cerrado areas in the Brazilian Southeast. *Biotropica*, 39, 647-654, 2007.
- MIOTTO, R. A. et al. Estimating puma (*Puma concolor*) population size in a human-disturbed landscape in southeastern Brazil based on DNA-mark-recapture data. *Oryx*, 48, 250-257, 2014.
- MIOTTO, R. A. et al. Genetic diversity and population structure of pumas (*Puma concolor*) in southeastern Brazil: implications for conservation in a human-dominated landscape. *Conservation Genetics*, 12, 1447-1455, 2011.
- MIOTTO, R. A. et al. Monitoring a puma (*Puma concolor*) population in a fragmented landscape in southeast Brazil. *Biotropica*, 44, 98-104, 2012.
- MORIN, P. A. et al. Characterization of 18 SNP markers for sperm whale (*Physeter macrocephalus*). *Molecular Ecology Notes*, 7, 626-630, 2007.
- MULLIS, K. B.; FALOONA, F. A. Specific synthesis of DNA in vitro via polymerase-catalyzed chain reaction. *Methods in Enzymology*, 155, 335-350, 1987.
- MURPHY, M. A. et al. An evaluation of long-term preservation of brown bear (*Ursus arctos*) fecal DNA samples. *Conservation Genetics*, 3, 435-440, 2002.
- NEI, M. Analysis of gene diversity in subdivided populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 70, 3321-3323, 1973.
- NOËL, S. et al. Impact of urban fragmentation on the genetic structure of the eastern red-backed salamander. *Conservation Genetics*, 8, 599-606, 2007.
- PAETKAU, D. et al. Genetic assignment methods for the direct, real-time estimation of migration rate: a simulation based exploration of accuracy and power. *Molecular Ecology*, 13, 55-65, 2004.
- PALOMARES, F. et al. Faecal genetic analysis to determine the presence and distribution of elusive carnivores: design and feasibility for the Iberian lynx. *Molecular Ecology*, 11, 2171-2182, 2002.
- PALUMBI, S. et al. The simple fool's guide to PCR. Version 2.0, 2002. Disponível em: <<http://palumbi.stanford.edu/SimpleFoolsMaster.pdf>> . Acesso em: Fevereiro de 2018.
- PARKER, P. G. et al. What molecules can tell us about populations: choosing and using a molecular marker. *Ecology*, 79, 361-382, 1998.
- PARRIS, K. M.; SCHNEIDER, A. Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. *Ecology and Society*, 14, 29, 2009. Disponível em: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art29/>>. Acesso em: Fevereiro de 2018.
- PÉREZ-SPONA, S. et al. Landscape features affect gene flow of Scottish Highland red deer (*Cervus elaphus*). *Molecular Ecology*, 17, 981-996, 2008.
- PEREZ-SWEENEY, B. M.; RODRIGUES, F. P.; MELNICK, D. J. Metodologias moleculares utilizadas em genética da conservação. Em: *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre* (Cullen Jr L, Rudran, R, Valladares-Padua, C, Eds.), pp. 343-380. Editora UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba, Paraná, Brasil, 2003.
- PILGRIM, K. L. et al. Felid sex identification based on noninvasive genetic samples. *Molecular Ecology Notes*, 5, 60-61, 2005.
- PIRY, S. et al. GENECLASS2: a software for genetic assignment and first-generation migrant detection. *Journal of Heredity*, 95, 536-539, 2004.
- POMPANON, F. et al. Genotyping errors: causes, consequences and solutions. *Nature Reviews Genetics*, 6, 847-859, 2005.

- PRITCHARD, J. K.; STEPHENS, M.; DONNELLY, P. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*, 155, 945–959, 2000.
- PROCTOR, M. F. et al. Population fragmentation and inter-ecosystem movements of grizzly bears in western Canada and the northern United States. *Wildlife Monographs* 180, 1–46., 2012.
- RATNASINGHAM, S.; HEBERT, P. D. N. Bold: the barcode of life data system (<http://www.Barcodinglife.org>). *Molecular Ecology Notes*, v. 7, n. 3, 355-364, 2007.
- RAY, N. Patchmatrix: a geographical information system tool to compute effective distances among samples. *Molecular Ecology Notes*, 5, 177-180, 2005.
- RILEY, S. P. D. et al. A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology*, 15, 1733–1741, 2006.
- ROON, D. A., WAITS, L. P., KENDALL, K. C. A quantitative evaluation of two methods for preserving hair samples. *Molecular Ecology Notes*, 3, 163-166, 2003.
- RUELL, E. W.; CROOKS, K. R. Evaluation of noninvasive genetic sampling methods for felid and canid populations. *Journal of Wildlife Management*, 71, 1690-1694, 2006.
- SAIKI R. K. et al. Primer-directed enzymatic amplification of DNA with a thermostable DNA polymerase. *Science*, 239, 487-491, 1988.
- SAWAYA, M. A. et al. Estimating grizzly and black bear population abundance and trend in Banff National Park using noninvasive genetic sampling. *PLoS ONE*, 7, e34777, 2012.
- SAWAYA, M. A.; KALINOWSKI, S. T.; CLEVENGER, A. P. Genetic connectivity for two bear species at wildlife crossing structures in Banff National Park. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B*, 281, 20131705, 2014.
- SEDDON, J. M. Canid-specific primers for molecular sexing using tissue or noninvasive samples. *Conservation Genetics*, 6, 147-149, 2005.
- SHEPARD, D. B. et al. Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation*, 11, 288–296, 2008.
- SLATKIN, M. Gene flow in natural populations. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 16, 393–430, 1985.
- STORFER, A. et al. Putting the “landscape” in landscape genetics. *Heredity*, 98, 128-142, 2007.
- SUNNUCKS, P. Efficient genetic markers for population biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 15, 199-203, 2000.
- TABERLET, P. et al. Noninvasive genetic tracking of the endangered Pyrenean brown bear population. *Molecular Ecology*, 6, 869-876, 1997.
- TABERLET, P. et al. Reliable genotyping of samples with very low DNA quantities using PCR. *Nucleic Acids Research*, 24, 3189-3194, 1996.
- TABERLET, P.; LUIKART, G.; GEFFEN, E. New methods for obtaining and analyzing genetic data from free-ranging carnivores. *Em: Carnivore Conservation*. (Gittleman JL, Funk SM, Macdonald D, Wayne RK eds.) Cambridge University Press, Cambridge, 2001.
- TABERLET, P.; WAITS, L. P.; LUIKART, G. Noninvasive genetic sampling: look before you leap. *Trends in Ecology and Evolution*, 14, 323-327, 1999.
- TAMURA, N.; HAYASHI, F. Five-year study of the genetic structure and demography of two subpopulations of the Japanese squirrel (*Sciurus lis*) in a continuous forest and an isolated woodlot. *Ecological research*, v. 22, n. 2, p. 261, 2007.
- TAUTZ, D.; RENZ, M. Simple sequences are ubiquitous repetitive components of eukaryotic genomes. *Nucleic Acids Research*, 12, 4127–4139, 1984.
- TRINCA, C. S.; JAEGER, C. F.; EIZIRIK, E. Molecular ecology of the Neotropical otter (*Lontra longicaudis*): non-invasive sampling yields insights into local population dynamics. *Biological Journal of the Linnean Society*, 109, 932–948, 2013.
- TROMBULAK, S. C.; FRISSELL, C. A. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14, 18–30, 2000.

- VAN MANEN, F. T. et al. Short-term impacts of a 4-lane highway on American black bears in Eastern North Carolina. *Wildlife Monographs*, 181, 1–35, 2012.
- VANDERGAST, A. G. et al. Loss of genetic connectivity and diversity in urban microreserves in a southern California endemic Jerusalem cricket (Orthoptera: Stenopelmatidae: *Stenopelmatus* n. sp. "santa monica"). *Journal of Insect Conservation*, 13, 329–345, 2009.
- VANDERGAST, A. G. et al. Understanding the genetic effects of recent habitat fragmentation in the context of evolutionary history: phylogeography and landscape genetics of a southern California endemic Jerusalem cricket (Orthoptera: Stenopelmatidae: *Stenopelmatus*). *Molecular Ecology*, 16, 977–992, 2007.
- VENCES, M. et al. Comparative performance of the 16S rRNA gene in DNA barcoding of amphibians. *Frontiers in Zoology*, 2, 5, 2005a.
- VENCES, M. et al. Deciphering amphibian diversity through DNA barcoding: chances and challenges. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 360, 1859–186, 2005b.
- VOS, C. C. et al. Genetic similarity as a measure for connectivity between fragmented populations of the moor frog (*Rana arvalis*). *Heredity*, 86, 598–608, 2001.
- VYNNE, C et al. Effectiveness of scat-detection dogs in determining species presence in a tropical savanna landscape. *Conservation Biology*, 25, 154–162, 2011.
- WAITS, L. P.; LUIKART, G.; TARBELET, P. Estimating the probability of identity among genotypes in natural populations: cautions and guidelines. *Molecular Ecology*, 10, 249–256, 2001.
- WALKER, C. H. Pesticides and birds: mechanisms of selective toxicity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 9, 211–236, 1983.
- WASSER S. K. et al. Techniques for application of fecal DNA methods to field studies of Ursids. *Molecular Ecology*, 6, 1091–1097, 1997.
- WEAVER, J. L. et al. Use of scented hair snares to detect ocelots. *Wildlife Society Bulletin*, 33, 1384–1391, 2005.
- WEBER, J. L.; WONG, C. Mutation of human short tandem repeats. *Human Molecular Genetics*, 2, 1123–1128, 1993.
- WOODS, J. G. et al. Genetic tagging of free-ranging black and brown bears. *Wildlife Society Bulletin*, 7, 616–627, 1999.
- WRIGHT, S. *Evolution and the genetics of populations*. The University of Chicago Press, London, 1978.
- WRIGHT, S. *Evolution in Mendelian populations*. *Genetics*, 16, 97–159, 1931.
- WRIGHT, S. The interpretation of population structure by F-statistics with special regard to systems of mating. *Evolution*, 19, 395–420, 1965.

A photograph of a road at sunset. The sky is a gradient of blue and orange. A white car is driving on the road in the distance. On the left side of the road, there is a dirt shoulder with tall grass. A dead sloth is lying on the dirt shoulder in the foreground. The title of the document is overlaid on the image.

# **Protocolo de Monitoramento de Fauna Atropelada: uma proposta unificadora**

Alex Bager & Érika P. Castro

---

### **Resumo**

Os monitoramentos de fauna selvagem atropelada se multiplicaram na última década no Brasil. Isso se deve tanto por iniciativas de pesquisa científica quanto por estudos destinados ao licenciamento ambiental de rodovias e ferrovias. Contudo, monitoramento de fauna atropelada pode ter um grande número de variáveis que alteram a probabilidade de detecção das carcaças e por conseguinte, o cálculo do número de animais atropelados em um dado período de tempo. O Protocolo de Monitoramento de Fauna Atropelada (PMFA) reúne alguns dos pontos que mais impactam a coleta de dados e sua posterior comparação entre áreas ou mesmo entre períodos de tempo. Nessa proposta se discute aspectos como área de amostragem, equipe, esforço de amostragem, entre outros pontos.

### **Abstract**

Samplings of roadkill wildlife have multiplied in the last decade in Brazil. This is due both scientific research initiatives and to studies for the environmental licensing of highways and railways. However, monitoring of roadkill wildlife may have a large number of variables that alter the probability of carcass detection and hence the estimation of the number of animals roadkilled in a given period of time. The Protocol of Wildlife Roadkill Monitoring brings together some of the points that most impact the data collection and its subsequent comparison between areas or even between periods of time. This proposal discusses aspects such as sampling area, team, sampling effort, among other points.

## **Introdução**

Todos os estudos ecológicos que envolvem coleta de dados em campo desenvolvem protocolos de amostragem que permitem a comparação dos resultados intra e inter-pesquisa. Este já é um excelente motivo para a adoção de uma padronização dos monitoramentos de fauna atropelada no Brasil. A ecologia de estradas e as amostragens de atropelamento de fauna selvagem requerem o uso de protocolos que permitam avaliar se a tomada de decisão das estratégias de mitigação cumpriram seus objetivos. O foco destas amostragens está em comparar dados dos efeitos de rodovias antes, durante e depois da implantação de qualquer estratégia de mitigação de impactos.

No Brasil, os estudos de atropelamento de fauna começaram na década de 1990 (BAGER et al., 2007), e durante muitos anos a maioria dos resultados foram extensas listas de espécies afetadas e suas respectivas abundâncias (ROSA; MAUHS, 2004; MILLI; PASSAMANI, 2006; GUMIER-COSTA; SPERBER, 2009). Apesar de ser um indicativo de impacto, estas informações contribuem pouco para a solução do problema, levando à conclusão de que se precisa mais estudos.

Artigos publicados mostram uma grande variação de métodos, seja na velocidade de monitoramento, tamanho da equipe e número de observadores, extensão do trecho amostrado, frequência de amostragem, entre outras variáveis (CHEREM et al., 2007; HENGEMUHLE; CADEMARTORI, 2008; MELO; SANTOS-FILHO, 2008; CATELLA; TOMÁS; MOURÃO, 2010). A legislação brasileira, através da Instrução Normativa 13/2013 (BRASIL, 2013) faz algumas recomendações sobre monitoramento de fauna selvagem para estudos de licenciamento ambiental. Workshops realizados em 2014 e 2016 (BAGER, 2016), durante os Congressos Brasileiros de Ecologia de Estradas, buscaram aperfeiçoar a Instrução.

O protocolo aqui proposto foi idealizado a partir de uma análise crítica de monitoramentos realizados no decorrer de mais de 15 anos de pesquisas realizadas pelo autor. A proposta incorpora conceitos atuais, de artigos publicados tanto no Brasil quanto no exterior, mas aborda conceitos ainda não discutidos em profundidade anteriormente. O foco deste capítulo está na qualificação dos dados coletados, e não pretende discutir aspectos como suficiência amostral, frequência de monitoramento, análise de dados, definição de hotspots, entre outros. Cada um destes temas tem sido amplamente abordado em artigos publicados recentemente e poderiam gerar capítulos específicos.

## **Protocolo de Monitoramento de Fauna Atropelada do CBEE**

Antes de iniciarmos a proposição do Protocolo de Monitoramento de Fauna Atropelada (PMFA) do Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas (CBEE) é preciso estabelecer os seus objetivos. Perceba que você pode monitorar a fauna atropelada para conhecer (1) as espécies afetadas, (2) a abundância relativa das espécies mais afetadas, (3) os aspectos temporais, espaciais ou ambos que favorecem

o atropelamento. A partir destes três objetivos ocorre desdobramentos para questões de conservação, efeitos nas estruturas de populações e comunidades, paisagem, entre outros.

### **Tipos de monitoramento**

O primeiro ponto para um estudo de atropelamento de fauna está no pressuposto que possuímos infraestrutura e recursos necessário para um monitoramento sistemático. Este tipo de monitoramento requer dedicação, infraestrutura, pessoal, tempo e, conseqüentemente, recursos financeiros.

Não há dúvida de que o monitoramento sistemático gera mais informações do que o monitoramento eventual (não sistemático). Contudo, na ausência de recursos de qualquer natureza, se incentiva a realização de monitoramentos não sistemáticos. Sua efetividade será maior quando houver um grande número de pessoas (p. ex. analistas ambientais que trabalham em uma mesma unidade de conservação), e/ou quando os dados forem coletados por longos períodos de tempo (PAUL et al., 2014).

Dados oriundos de monitoramentos não sistemáticos podem fornecer informações sobre espécies mais afetadas e áreas com maior incidência de atropelamentos. Contudo, comparações entre localidades ou diferentes períodos de tempo serão menos efetivas e exigirão análise de dados mais robustas.

As vantagens do monitoramento sistemático serão discutidas durante todo o restante deste capítulo.

### **Número de atropelamento e Taxa de atropelamento**

Perguntas como **“O atropelamento aumentou em alguma época do ano?”** estão sempre presentes em estudos que envolvem atropelamento de fauna. A resposta a essa questão é influenciada por um ponto fundamental, o conhecimento do esforço amostral.

Imagine o seguinte caso: nos meses de verão você realizou 10 monitoramentos em um trecho de 50km de rodovia e encontrou 250 animais atropelados. Já na primavera você realizou cinco monitoramentos desse mesmo trecho e encontrou 180 carcaças. A análise dos dados considerando apenas a totalidade das carcaças registradas, mostrará que no verão a mortalidade é maior. Foram 250 animais no verão contra 180 na primavera. Entretanto, se você considerar o esforço amostral terá um resultado inverso. Nesse caso são, em média, 25 animais por amostragem no verão e 36 na primavera.

Quando você incorpora o esforço amostral nas suas análises deixa de utilizar o número bruto de atropelamentos e passa a considerar a taxa de atropelamento. A taxa de atropelamento permite melhores comparações que contagens.



## Como calculo a taxa de atropelamento?

A taxa de atropelamento considera o número de indivíduos em relação a uma escala espacial e uma temporal. A taxa de atropelamento “natural” será calculada como o número de indivíduos atropelados por quilômetro e por dia (ind./km/dia). É calculada dividindo o número de total de carcaças pela quilometragem percorrida no dia do monitoramento. A partir desta taxa outras podem ser adaptadas, como ind./km/mês ou ano, ind./100km/dia, entre outras. O melhor é que este cálculo seja realizado para cada espécie, uma vez que diferentes espécies terão diferentes taxas de atropelamento. Se você agrupar todas as espécies ainda terá um resultado, mas este será influenciado por aquela espécie que mais foi atropelada.

Considere o seguinte exemplo: você realizou 12 monitoramento em duas rodovias, uma com 490 (Rodovia 1) e outra com 318 quilômetros (Rodovia 2). Ao final do período de amostragem você identificou um total de 304 carcaças na Rodovia 1 e 308 na Rodovia 2.

Uma análise baseada em número de animais afirmaria que as duas rodovias apresentam impactos equivalentes, já que 304 e 308 são semelhantes. Contudo essa afirmação está equivocada devido a diferença de esforço amostral (quilômetros percorridos). Se analisarmos os mesmos dados considerando as taxas de atropelamento, percebemos que o valor da Rodovia 1 (0,0517 ind./km/dia) é 50% menor que na Rodovia 2 (0,0807 ind./km/dia).

Vários trabalhos utilizam unidades como ind./km/mês, ou mesmo, ind./km/ano, e isso não está errado. Essas escalas reduzem o número de casas decimais e facilitam a visualização de informações, mas nestes casos sugerimos que os dados sejam apresentados com suas respectivas variações de amplitude. O desvio padrão é a mais utilizada, mas outras podem ser empregadas dependendo dos dados que você possui.

Para melhor compreensão, vamos voltar ao exemplo citado no início deste tópico. Considerando que no verão foram realizados 10 monitoramentos num trecho de 50km e na primavera apenas cinco monitoramentos no mesmo trecho. As taxas encontradas foram de 0,5 ind./km/dia no verão, e de 0,72 ind./km/dia na primavera. Conhecendo este valor médio é possível se estimar a taxa mensal de atropelamentos por quilometro rodado multiplicando o valor diário por 30 (p.ex.  $0,5 \times 30 = 15$  ind./km/mês no verão), ou mesmo a taxa anual (p.ex.  $0,5 \times 365 = 182,5$  ind./km/ano). Veja que, considerando a taxa inicial, é possível você extrapolar para qualquer outra.

Um equívoco é realizar uma única amostragem no mês e utilizar a unidade ind./km/mês. Se você realizar apenas um dia de amostragem no mês, terá como resultado um valor único de ind./km/dia. Obviamente uma taxa obtida com poucos monitoramentos implica em uma grande margem de erro quando extrapolado para meses ou ano, mas esse é um problema de análise de dados e deve ser tratado em outro momento.

Alguns autores questionam que o uso da taxa de atropelamento agrega erros amostrais porque se pressupõem que o animal morreu naquele dia. Quem trabalha com monitoramento de atropelamento sabe que algumas carcaças permanecem longo período sobre a pista. Existem várias formas de minimizarmos estes problemas, não abordaremos todas nesse capítulo, mas uma sugestão é sempre calcular a taxa para cada espécie e considerar seu porte (peso) no momento da extrapolação.

### **Velocidade de monitoramento**

O primeiro ponto que devemos considerar é que nenhum monitoramento conseguirá registrar todos os animais atropelados. A não observação da carcaça está relacionada a vários fatores, tais como experiência do observador, tamanho da carcaça, número de animais carniceiros no trecho, tráfego de veículos na rodovia, entre outros.

Parece lógico imaginar que monitoramentos realizados com velocidades menores resultam em uma melhor coleta de dados. Essa melhor coleta de dados se refere tanto ao número de registros quanto ao número de espécies encontradas. Dados coletados pelo Projeto Malha (dados não publicados), do CBEE, mostraram que monitoramentos realizados a pé são capazes de identificar uma maior riqueza de espécies, sobretudo de anfíbios e répteis, do que aqueles realizados com veículos.

A Tabela 1 mostra o resultado de monitoramentos de duas Unidades de Conservação que realizaram monitoramentos no Projeto Malha. Este mesmo padrão se manteve para todas as outras (>20) UCs que participaram do estudo. Pode ser observado que as diferenças das taxas de atropelamento variam de 16 a mais de 40 vezes quando comparamos um monitoramento realizado de carro e outro a pé. Claro que existem particularidades locais de clima, abundância de indivíduos e outros fatores, mas nenhum deles conseguirá explicar melhor essa diferença do que a velocidade de monitoramento. Um ponto importante sobre as estradas monitoradas nas UCs da Tabela 1, o trecho de 3 km de Pirai do Sul é de terra e mesmo assim obteve taxas muito maiores que a rodovia pavimentada da Chapada dos Guimarães. Collinson et al. (2014) encontraram esse mesmo padrão e demonstraram que a 20km/h as taxas de detecção de pequenos e grandes carcaças é a mesma, reduzindo de forma acentuada até 50km/h.

O PMFA sugere o deslocamento a uma velocidade de 50km/h em monitoramentos feitos com veículo. Esta velocidade é proposta porque a legislação brasileira limita a velocidade mínima de tráfego na metade da velocidade máxima e a grande maioria dos trabalhos realizados no Brasil são em rodovias com velocidade máxima entre 80 e 100km/h. Sabe-se que em muitas rodovias essa sugestão é impossível de ser realizada devido ao volume de tráfego, velocidade local e/ou características da rodovia. É importante ressaltar que a segurança da equipe está sempre em primeiro lugar.

Tabela 1.- Variação do número e taxa de atropelamento em duas Unidades de Conservação se utilizando diferentes métodos de coleta de dados (de carro e a pé).

		Unidades de Conservação	
		Chapada dos Guimarães	Pirai do Sul
	Tipo de monitoramento	De carro (50 km/h)	A pé
	Extensão monitorada (km)	40	3
	Monitoramentos (N)	42	65
Anfíbios	N	18	96
	Ind./km/dia	0,011	0,492
Répteis	N	24	44
	Ind./km/dia	0,014	0,226
Total	N	67	144
	Ind./km/dia	0,040	0,738

Independente da velocidade empregada, é fundamental que ela seja explicitada nos delineamentos experimentais, seja em artigos científicos, monografias ou relatórios, e que seja constante durante todo o período de amostragem. Se um monitoramento é realizado a 50km/h e os próximos dois são realizados a 70km/h, uma redução no número de animais encontrados poderá ser devido a velocidade maior e não às características ambientais, biológicas ou de tráfego.

Está demonstrado que independente da velocidade, a detecção de animais de pequeno porte é sempre subestimada quando comparada com animais de médio e grande porte (COLLINSON et al., 2014). Isso representa um viés importante nos dados apresentados nas pesquisas e estudos de licenciamento ambiental, e se intensifica em velocidades superiores a 20km/h.

Você deve considerar não incluir dados de mortalidade de pequenos vertebrados quando seu protocolo de monitoramento utiliza veículos motorizados em qualquer velocidade. É certo que afirmará que a mortalidade de anfíbios, pequenos répteis e pequenas aves é significativamente menor que de outras espécies maiores, e seu resultado é decorrência de um erro amostral. Pode se constatar esse fato comparando dados de Coelho et al. (2012), que realizou monitoramentos a pé em um trecho de rodovia no sul do Brasil e o trabalho realizado por Braz e França (2016), realizado com carro. O primeiro estudo identificou uma taxa de atropelamento de anfíbios de 24 ind./km/dia, enquanto no segundo essa taxa foi, no máximo, 0,012 ind./km. Teixeira et al. (2013) encontraram 205 animais atropelados (152 anfíbios) em

monitoramentos a pé e 12 animais quando o monitoramento foi realizado de carro (40-50km/h). Dos 12 animais, somente um foi considerado de pequeno porte.

### **Definição do trecho à ser monitorado**

Essa é uma questão muito particular e em alguns casos a área de estudo é previamente definida e não temos como alterá-la. Contudo, se esta questão está aberta à discussão, o que devo levar em conta na definição do trecho a ser avaliado?

Podem existir diversas variáveis que condicionam essa resposta, mas um ponto é crucial, o esforço de amostragem. Fazer monitoramento, como dito anteriormente, requer um grande investimento de tempo e dinheiro, e sabemos que um maior número de monitoramentos resulta em dados mais robustos para a análise e tomada de decisão. Assim, entre realizar um monitoramento mensal de 500 quilômetros ou cinco monitoramentos mensais de 100 quilômetros, o segundo delineamento será sempre preferível. Em resumo, priorize o número de monitoramentos em detrimento da extensão.

Para casos como os verificados em Unidades de Conservação, nos quais uma estrada corta a UC e conhecemos os seus pontos inicial e final, sugere-se que a extensão monitorada incorpore áreas externas à Unidade. A importância disso pode ser ilustrada com os resultados de monitoramentos de fauna atropelada na Estação Ecológica do Taim (RS) (Bager, dados não publicados). Neste estudo, após dois anos de monitoramento de 140 quilômetros da BR-471, sendo 17 dentro da ESEC Taim, foram encontrados 29 *Leopardus geoffroyi* (gato-do-mato-grande) atropelados, mas apenas dois no interior da ESEC.

### **Composição da Equipe**

Outra premissa básica é que um maior o número de pessoas realizando o monitoramento melhores serão nossos dados. Contudo, essa hipótese somente se confirma para a quantidade de registros, mas não em melhores dados.

A melhor formação da equipe de monitoramento com utilização de veículos é de duas pessoas, sendo uma responsável exclusivamente pela direção e outra pelo monitoramento propriamente dito.

### **Por que não devemos usar equipes maiores?**

Quanto mais pessoas, mais olhos e quanto mais olhos, mais registros. Isso é verdade, mas o objetivo de uma amostragem sistemática é comparar a variação das taxas de atropelamento mês a mês. Número diferentes de observadores implicam em probabilidades de detecção diferentes. No primeiro mês você aumentará a chance de encontrar animais, não porque existem mais indivíduos atropelados, mas porque existem mais olhos buscando esses animais.

A Tabela 2 exemplifica esse fato com dados fictícios. Na tabela, o N é o número total de animais existentes na rodovia, e as demais colunas (p.ex. 1P, 2P) representam o número de animais encontrados se você tiver um observador (1P), três observadores (3P) ou ainda se o número de observadores for variável em cada período de amostragem (1, 2 ou 3P).

Tabela 2. Variação do número de carcaças identificadas considerando diferente número de observadores (dados fictícios).

Amostragem	N	Variável		
		1P	3P	(1, 2 ou 3 P)
1	30	6	18	6
2	23	5	14	9
3	15	3	9	9
4	45	9	27	27
5	32	6	19	13
Média		6	17	13

Se considerarmos que cada observador possui uma probabilidade constante de detecção de carcaças, tanto amostragens com um observador (1P), como com três observadores (3P) obterão respostas equivalentes quanto à variação das taxas de atropelamento, e obviamente o 3P será capaz de localizar mais carcaças. Já a última coluna da Tabela 2 mostra os resultados hipotéticos de amostragens realizadas com equipes variáveis. Perceba que o padrão é inexistente e as conclusões serão totalmente equivocadas.

Um comentário complementar é que, mais importante do que um maior número de animais encontrados, o que se busca é a compreensão do padrão de atropelamento e suas variações espaciais e temporais.

O PMFA sugere o uso de apenas um observador porque a experiência mostra que grupos de pesquisa que realizam monitoramentos de atropelamento são incapazes de manter uma equipe constante. É importante lembrar que o objetivo de um monitoramento não é “apenas” coletar o maior número de carcaças, mas ter uma taxa de detecção constante durante todo o trabalho e permitir comparações confiáveis.

Por fim, mais um fato que justifica o monitoramento realizado apenas por um observador é que a maioria dos projetos, empresas e instituições tem restrições orçamentárias. Possuir uma equipe de duas, três ou mais pessoas representa custos que normalmente não estão disponíveis. Assim, se padronizarmos as amostragens para uma pessoa, garantiremos a comparação dos dados entre áreas de amostragens, períodos, anos, entre outros.

### **Diferenciando dados sistemáticos de eventuais**

Outro aspecto importante é termos a noção do que são dados sistemáticos e dados eventuais. Considere o seguinte exemplo: a sua equipe de monitoramento é composta por você (observador) e pelo seu motorista. Vocês estão realizando o percurso normalmente e em um dado momento você se distrai e o motorista visualiza uma carcaça na pista e estaciona o veículo.

A questão é: a carcaça deve ser incorporada nos dados do monitoramento que utilizarei para calcular a taxa de atropelamento?

Não, pois a carcaça foi localizada por um “observador não oficial”. Seria o mesmo que em um levantamento de mamíferos de médio e grande porte realizado através de armadilhas fotográficas, o pesquisador incluir nas análises os animais atropelados que ele viu no deslocamento até a área de amostragem.

Então, desconsidero totalmente o animal da minha amostragem?

Não. Esse animal pode ser incorporado em listas de espécies afetadas por atropelamento na sua área de estudo, pode compor análises de áreas críticas (hotspots) de atropelamento e até mesmo contribuir nas análises que consideram o efeito da paisagem na probabilidade de atropelamento da espécie. Esse dado só não poderá ser incluso nas análises de taxa de atropelamento.

Desta forma, todos os dados encontrados por pessoas que não são responsáveis pelo monitoramento são dados eventuais e identificados dessa forma nas planilhas de campo. Apenas as carcaças localizadas pelo observador oficial durante o monitoramento são dados sistemáticos e serão utilizados nas análises de taxas de atropelamento.

### **Direção do monitoramento**

Nossas estradas, rodovias e ferrovias são transectos de amostragem. Este tipo de coleta de dados possui premissas que devem ser respeitadas para se obter resultados confiáveis (CULLEN JR; RUDRAN, 2003). Duas dessas premissas são (1) que uma amostragem (transecto) deve ser independente da outra e (2) que a totalidade dos animais sobre o eixo de observação sejam encontrados e que a detecção diminua em relação a distância desse eixo. No caso da primeira premissa, implica que a coleta realizada em um transecto não deve interferir na probabilidade de detecção do outro transecto. Essa regra implica dizer que não se pode realizar monitoramentos sistemáticos de uma mesma rodovia na ida e na volta.

A mesma teoria da amostragem de transecto mostra que a probabilidade de detecção deve ser máxima no ponto onde o observador realiza o transecto - que em nosso caso, será a linha imaginária que está centrada no banco do carona do carro - e que a probabilidade decará quanto maior a distância deste ponto, tanto para direita quanto para a esquerda (Figura 1).

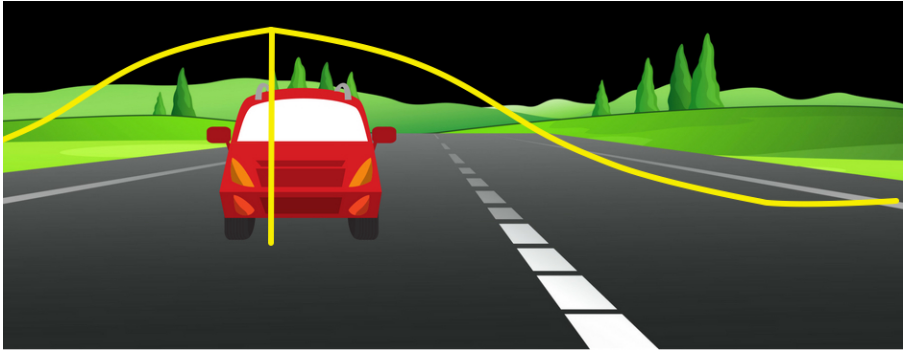


Figura 1.- Variação da probabilidade de detecção (linha amarela) em relação à distância do observador.

É possível calcular a variação da probabilidade de detecção conforme a distância do observador em relação à carcaça. Para isso é necessário medir (sempre com toda cautela devido aos riscos de atropelamento) a distância aproximada do entre ambos. Um método utilizado no CBEE é dividir a rodovia em faixas (pista e acostamento, direito e esquerdo). A hipótese é de que a probabilidade de detecção será menor na pista esquerda do que na pista direita, e ainda menor no acostamento esquerdo do que na pista direita.

Em resumo, todos os animais encontrados pelo observador oficial no trajeto realizado entre o ponto inicial e final são considerados dados sistemáticos, e os animais encontrados no retorno são dados eventuais.

Rodovias de quatro pistas, com divisão central ou um canteiro, podem ser consideradas como dois transectos independentes e todas as carcaças serão consideradas como dados sistemáticos. Neste caso a quilometragem de monitoramento será computada duas vezes, a de ida e a de volta.

### **Definindo a largura da área de amostragem**

Já falamos do segmento de rodovia que deve ser monitorado, mas ainda há necessidade de se definir a "largura" da nossa área de amostragem.

Considere a seguinte comparação:

Quando se realiza um levantamento de mamíferos de pequeno porte usando armadilhas do tipo Tomahawk você previamente define o tamanho da armadilha. A partir desse momento, animais maiores que a armadilha escolhida não serão capturados e animais que passarem pela armadilha, mas não entrarem nela não serão considerados para efeito de amostragem.

Esses fatos parecem óbvios e se repetem em vários outros métodos de amostragem de vertebrados.

Já em estudos de atropelamento de fauna há a tendência dos pesquisadores incluírem todos os animais visualizados durante o monitoramento, sem se questionar se o indivíduo deve ou não compor as análises das taxas de atropelamento.

Se considerarmos uma rodovia padrão, na qual existem as pistas de rolagem, acostamento e áreas de entorno (faixa de domínio). Essas últimas, as faixas de domínio, variam enormemente nas suas características, mesmo nos arredores de uma mesma rodovia. Existem trechos que são gramados e que a altura da vegetação é de poucos centímetros de altura, mas há trechos em que a manutenção é precária e a vegetação pode atingir um metro ou mais de altura. Apenas com esse simples exemplo se percebe que nessas áreas a nossa probabilidade de detecção das carcaças é diretamente influenciada pela estrutura da vegetação e não pela capacidade do observador. Em um paralelo com as armadilhas Tomahawk, seria o mesmo que dizer que elas “aumentam” de tamanho em alguns momentos. Agora imagine todas as possibilidades de variações que as áreas de entorno podem ter: presença ou não de canaletas de escoamento de água, áreas com diferentes tipos de cobertura vegetal, ampliação da área de escape para estacionar veículos com segurança, dentre tantas outras. Se sua amostragem inclui carcaças dessas áreas, sua probabilidade de detecção variará, e será impossível corrigir essa informação posteriormente, pois áreas com maior largura, vegetação mais baixa e ausência de canaletas terão maiores chances de visualização de carcaças e poderão ser, erroneamente, identificadas como *hotspots* de atropelamento.

Assim, o PMFA sugere que somente animais localizados na pista de rolagem e no acostamento (quando este existir) sejam incluídos nas análises de taxa de atropelamento, as carcaças visualizadas fora desta área são dados eventuais.

Aqui é o momento para uma observação importante. Você está realizando o monitoramento a 50km/h, com um observador e um motorista, e seguindo todos os outros procedimentos aqui descritos. Você visualiza uma carcaça sobre a pista, estaciona em segurança e inicia os registros. Como você parou o veículo, decide caminhar alguns metros pela pista e encontra várias outras carcaças, algumas bem pequenas. O que fazer com essas carcaças encontradas a pé? Mais uma vez os registros devem ser considerados dados eventuais porque neste caso o que variou foi a sua velocidade de monitoramento.

### **Coleta de dados**

Neste tópico será abordado uma série de variáveis que devem ser coletadas durante os monitoramentos. Perceba que existem algumas variações em função das perguntas a serem respondidas, mas as variáveis aqui sugeridas são o mínimo para garantir a qualidade do trabalho, seja ele uma pesquisa científica ou um estudo de impacto ambiental.



## Posicionamento geográfico dos registros

Atualmente falar em GPS e coordenada geográfica parece algo quase irrelevante, mas não é e precisamos de alguns cuidados no caso dos estudos de atropelamento de fauna. Antes de mais nada, ainda existem equipes que utilizam a quilometragem da rodovia como “coordenada”, sendo muito comum em dados oriundos de concessionárias de rodovia. Esse método embute um grande erro potencial para a definição do ponto exato de localização da carcaça, e inviabiliza a análise de forma adequada por equipes externas. Assim, a primeira sugestão é sempre registrar a coordenada geográfica da carcaça. Não há um padrão mais adequado, podendo ser adotado UTM, LAT/LONG, ou outro da preferência do grupo, devendo apenas ser deixado evidente em todos os textos elaborados e/ou nas planilhas de dados.

Entretanto é fundamental que o delineamento padronize o *datum* utilizado. O *datum* é um modelo matemático teórico da representação da superfície da Terra ao nível do mar utilizado pelos cartógrafos numa dada carta ou mapa. O mais importante para nós é que existem dúzias de *data*. Alguns são adotados como padrões brasileiros (atualmente o *datum* oficial é o Sirgas2000) e que a utilização de diferentes *data* em diferentes momentos da pesquisa podem implicar em diferenças de várias centenas de metros. Explicando melhor, uma mesma coordenada geográfica, pode mostrar dois pontos diferentes sobre a superfície terrestre se você utilizar *data* distintos. Desta forma, é fundamental que todos os monitoramentos sejam realizados utilizando o mesmo *datum* e que esta informação esteja disponível no banco de dados para uso posterior.

## Tracks e waypoints armazenados nos GPS

Com certeza você e sua equipe anotarão os dados de todas as carcaças encontradas em planilhas de campo, e imaginam que isso é o suficiente. Uma história real que aconteceu com a equipe do CBEE, pode ser um bom exemplo do porquê devemos gravar também os pontos no GPS. Durante cerca de 11 meses realizamos monitoramentos no entorno de Lavras (MG), percorrendo mais de 200 quilômetros em cada monitoramento. Certo dia encontramos uma jaguatirica atropelada, o primeiro felino que registramos em nosso estudo, e a equipe ficou impressionada com o tamanho do animal. Fizemos as anotações, coletamos a carcaça e retornamos para o CBEE. Os dados foram inseridos na planilha eletrônica e armazenados para análise posterior. Quando o projeto terminou, após 24 meses de duração, demos início às análises e somente neste momento verificamos que a posição da jaguatirica estava a quase três quilômetros do eixo da rodovia, devido um erro de anotação na planilha de campo. Alguém, ao copiar a coordenada do GPS para o papel, errou um dígito e determinou a perda dessa informação.

Esse caso fez com que alterássemos o protocolo que utilizávamos e hoje todas as coordenadas são salvas no próprio GPS e os arquivos diários de cada monitoramento são armazenados para posterior verificação, se necessário. A gravação desses pontos

é uma ação de poucos segundos, mas que pode salvar dados de uma campanha inteira de monitoramento.

No caso da armazenagem do *track*, o objetivo é bem diferente. Primeiramente, só para esclarecer, o *track* do GPS é uma função automática, que a cada poucos segundos armazena a posição em que o equipamento se encontra. No caso do PMFA o uso do *track* é sugerido para órgãos governamentais e empresas que terceirizam o monitoramento da rodovia, para que estas tenham a certeza de que o mesmo foi realizado nos dias programados, em toda sua extensão e com a velocidade requisitada. A obrigatoriedade do *track* em estudos de impacto ambiental, por exemplo, permitirá ao órgão licenciador realizar a auditoria das atividades realizadas. Para tal, basta incluir nos termos de referência que os *track* e *waypoints* de todos os registros devem ser armazenados e enviados em meio digital juntamente com as planilhas de dados.

### Variáveis ambientais a serem coletadas

Considere o seguinte cenário: foram realizados monitoramentos mensais durante 13 meses e se constatou que o pico de atropelamentos aconteceu no sexto mês, com 65 carcaças (Figura 2). Certamente haverá um questionamento do porque o aumento de atropelamentos ocorreu neste momento?

O aumento de atropelamento pode ocorrer por questões biológicas, como dispersão de juvenis, busca por alimento e parceiros, por áreas de reprodução, ou por aumento do tráfego de veículos em decorrência de períodos de safra, turismo, dentre outros. A simples constatação do aumento dos atropelamentos não contribui para o entendimento deste fato e, como visto antes, os motivos podem ser diversos.

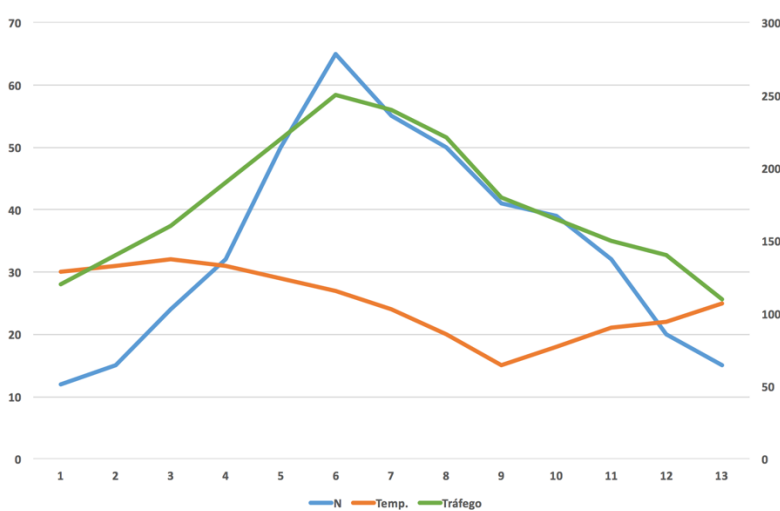


Figura 2.- Variação do número de animais atropelados em diferentes meses de amostragem (Linha Azul). Variação de dados complementares que podem contribuir para o entendimento da

variação do número de animais atropelados. Linha Laranja representa a temperatura média e a Linha Verde representa o número de veículos médios. Todos os dados são fictícios.

Obviamente muitos parâmetros ambientais podem influenciar mudanças de comportamentos na fauna, mas três deles são normalmente muito significativos e podem ser facilmente amostrados: temperatura, umidade e precipitação. Existem muitas formas de se obter esses dados, tanto através de estações meteorológicas de universidades e centros de pesquisa, quanto em campo. O CBEE adotou a utilização de um termo higrômetro com *datalogger*, o qual permite coletar os dados a cada duas horas durante um ano.

No que se refere ao monitoramento de tráfego, um ponto é certo: não é possível se utilizar os valores médios encontrados nos estudos para a implantação de rodovias, ou volumes de tráfego (VDMs). É preciso entender a variação temporal durante o período do estudo. Várias são as técnicas plausíveis para a coleta dessa informação: contagens de veículos diretamente pela equipe, dados das praças de pedágio ou uso de equipamentos que monitoram o fluxo "automaticamente". No CBEE adotamos a prática de instalar uma armadilha fotográfica em um ponto estratégico da rodovia, e programá-la para obter fotos a cada dois segundos. Nem todas as armadilhas fotográficas possuem essa função, mas atualmente vários modelos já a disponibilizam. A armadilha permanece ligada por alguns dias, coletando dados continuamente. Esse conjunto de fotos é transformado em um filme que pode ser analisado em laboratório. O período de 24 horas de monitoramento é resumido em um filme de uma hora ou menos, implicando em pouco esforço e um importante volume de informações.

O CBEE adota como protocolo a análise de 24 horas de monitoramento por mês. Cada veículo é registrado quanto ao horário que trafegou, direção de deslocamento e a sua classe (carros e caminhonetes, caminhões, ônibus, ...).

### **Registros de informações das carcaças**

Nos tópicos anteriores foram definidas variáveis ambientais, de tráfego e de localização. Agora serão abordadas as variáveis que devem ser registradas de cada animal. Novamente, podem existir grandes variações de dados em função de objetivos do trabalho, mas será sugerido o mínimo de informações.

O primeiro ponto será a decisão se as carcaças (todas ou algumas) serão transportadas para o laboratório com finalidade de realização de necropsias e coleta de amostras biológicas complementares. Se a decisão for sim, dados como massa e até mesmo a confirmação da espécie podem ser realizados em laboratório. Contudo, o PMFA parte do pressuposto que a carcaça será mantida em campo, não podendo ser analisada posteriormente.

Quais são os equipamentos utilizados nestas amostragens? Além do GPS, já abordado no início deste tópico, a equipe precisará de:

- Luvas de procedimento

## **Infraestrutura Viária & Biodiversidade**

- Quadro branco com uma régua
- Máquina fotográfica
- Trena
- Caneta para quadro branco
- Planilha de campo
- Lápis

Não estão nessa lista todos os equipamentos de segurança, tais como EPIs, cone de sinalização, colete sinalizador, giroflex (se você tiver autorização da polícia para o seu uso), dentre outros.

O trabalho de coleta de dados de cada carcaça se inicia com as precauções de segurança viária, tanto da equipe quanto dos demais usuários da rodovia. A primeira ação é sinalizar que a equipe está em campo. Feito isso, caso a carcaça esteja sobre a pista de rodagem, ela deve ser levada para o acostamento ou para a área de domínio da rodovia, para então se iniciar o processo de análise.

No CBEE, utilizamos um pedaço de quadro branco (~40x40cm) para anotar os dados de cada carcaça e fotografá-la. É uma excelente técnica para nunca perder informações e relacionar a carcaça aos dados da planilha, tendo a vantagem de permitir a reutilização do material a cada amostragem. Para cada carcaça anotamos no quadro a data, número de registro e espécie. A data é o dia do monitoramento (dia/mês/ano). O número do registro é o número sequencial (1, 2, 3, ...) de carcaças encontradas no dia. Esse número deve se iniciar no 1 a cada monitoramento. A identificação da espécie só é anotada quando a equipe tem certeza da sua identificação, podendo ser deixada em branco e preenchida posteriormente quando as fotos forem analisadas pela equipe do laboratório e/ou parceiros.

O PMFA sugere a obtenção de fotos tanto da carcaça como da paisagem de entorno. Não existe um número máximo de fotos que podem ser obtidas de cada carcaça, tire o número suficiente que permita a correta identificação da espécie. Já a paisagem de entorno o número de fotos deve ser sempre o mesmo, quatro fotos. Cada fotografia será para uma direção e permitirá que seja avaliada a paisagem em microescala, onde o atropelamento aconteceu. Cada conjunto de fotos reunirá todas as fotos registradas da carcaça (uma ou mais) e as quatro fotos da paisagem.

Esse é o protocolo mínimo de dados. Se carcaça permanecer no campo, você deve eliminar a probabilidade dela ser considerada em monitoramentos futuros. Se a carcaça for pequena, pode ser colocada em uma área fora da pista, onde não será mais visualizada. Contudo, se o animal for de médio ou grande porte e a carcaça não puder ser removida, sugerimos que a equipe marque o animal com um spray colorido. Um breve comentário sobre o uso do spray é que esta marcação deve ser discreta, em partes pouco expostas do animal para que não seja confundida como ações de “vandalismo”.

Se, por outro lado, a equipe for transportar a carcaça para o laboratório, esta deverá ser armazenada em um saco plástico corretamente identificado. A identificação deverá conter a data e o número de registro da carcaça. A combinação

destas duas informações permitirá relacionar a carcaça à planilha de dados. Uma sugestão importante é incluir uma identificação dentro e fora do saco plástico.

Quais são outras informações importantes que podem ser obtidas das carcaças? Essa é uma questão extremamente ampla e realmente vai depender da capacidade técnica e de infraestrutura. Abaixo seguem sugestões de dados complementares que podem ser obtidos em campo e/ou em laboratório, mas tenha em mente que esta lista não exclui outros dados (Tabela 3). Incentivamos que os grupos que realizam monitoramentos de fauna atropelada, sempre que possível, estabeleçam parcerias com cursos de medicina veterinária, museus, núcleos ou grupos de pesquisa com fauna selvagem, entre outros. Cada carcaça coletada é uma fonte riquíssima de informações à serem adequadamente exploradas.

Tabela 3.- Dados complementares que podem ser obtidos em campo e/ou laboratório de carcaças de animais atropelados.

	Campo	Laboratório	Observação
Sexo	X	X	Macho/Fêmea/Indet.
Massa	X	X	Em campo será necessária a aquisição de pesolas de diferentes capacidades
Amostras de material genético	X	X	Não cabe aqui detalhar os procedimentos para coletas de material genético, mas incentivamos que amostras de tecido sejam obtidas do maior número de animais possível e sobretudo de espécies listadas como ameaçadas de extinção. Veja Capítulo 1
Conteúdo estomacal		X	Apesar de ser possível a coleta de conteúdo estomacal em campo, sugere-se que seja realizado em laboratório.
Outras possíveis coletas	X	X	Pêlos, parasitas, estudos anatômicos, maturidade sexual, entre tantos outros

Em resumo, o Protocolo sugere a seguinte sequência de coleta de dados:

1. Realize ações para garantir a segurança de tráfego
2. Coloque a carcaça em uma área segura para a coleta de dados biológicos;

3. Colete a posição geográfica com o GPS, salve o ponto no próprio GPS e anote a coordenada na planilha;
4. Preencha as informações no quadro branco;
5. Tire todas as fotos que desejar da carcaça. Lembre-se que cada grupo possui características importantes para sua identificação. Lembre-se também de utilizar uma escala, para auxiliar a dimensionar o tamanho do animal;
6. Registre as quatro fotos da paisagem;
7. Colete os dados complementares (se for o caso);
8. Retire o animal da pista ou armazene em saco plástico se for transportá-lo para laboratório.

### Agradecimentos

Alex Bager agradece a: Fapemig (Proc. PPM-00139-14; CRA APQ 00604-17) e Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza

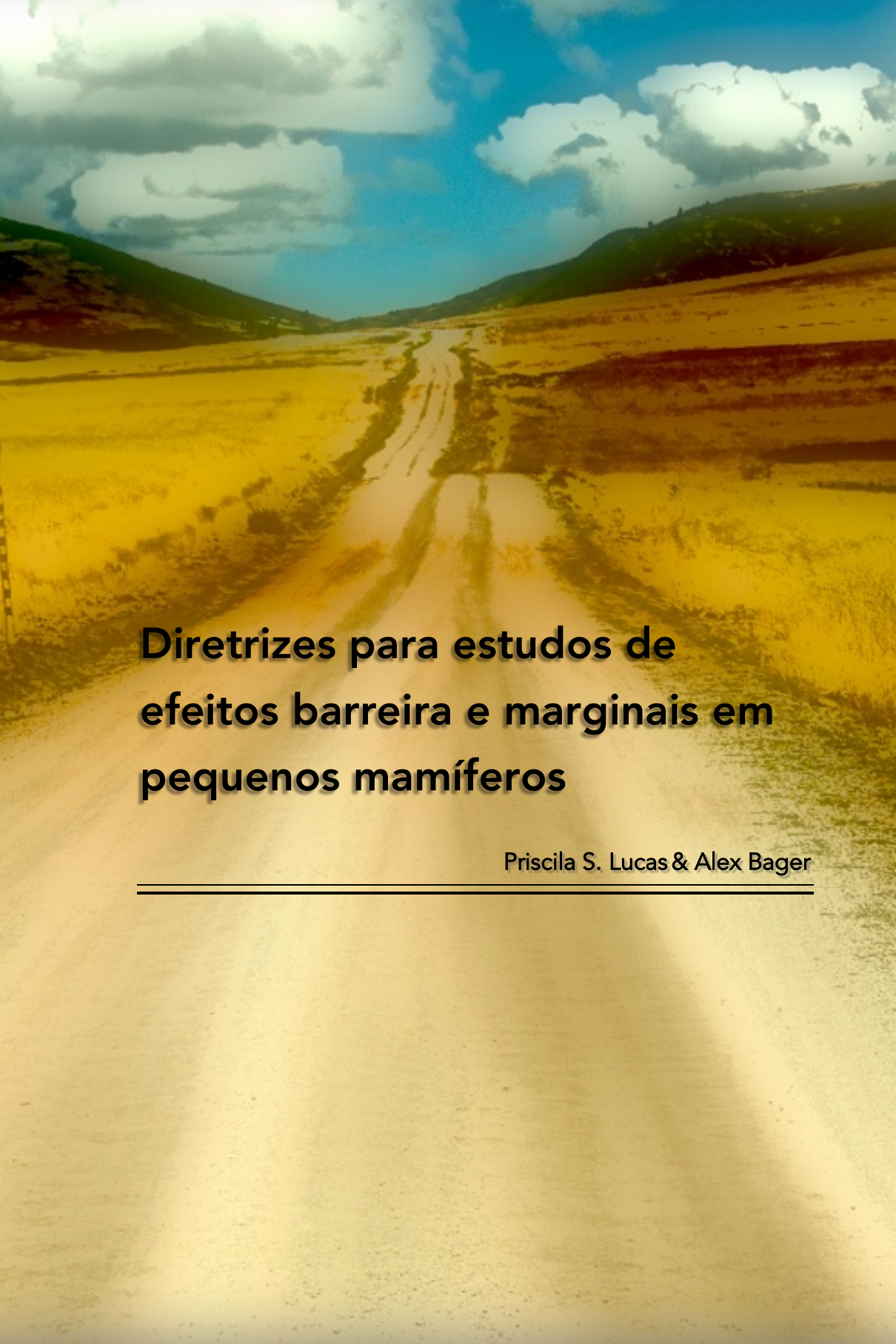
### Referências Bibliográficas

- BAGER, A. et al. Fauna selvagem e atropelamento.- Diagnóstico do conhecimento brasileiro. In: BAGER, A. (org). Áreas Protegidas: repensando as escalas de atuação. p. 49-62, 2007.
- BAGER, A. Workshop "Instrução Normativa do IBAMA N°13 de 2013". I Congresso Iberoamericano de Biodiversidade e Infraestrutura Viária & IV Congresso de Ecologia de Estradas, p. 233-249, 2016.
- BRASIL. Instrução Normativa IBAMA no 13, de 19 de julho de 2013. Diário Oficial da República Federativa do Brasil no 140, de 23 de julho de 2013. Seção 1, p. 62-140. Disponível em: <[http://www.lex.com.br/legis\\_24627586\\_INSTRUCAO\\_NORMATIVA\\_N\\_13\\_DE\\_19\\_DE\\_JULHO\\_DE\\_2013.aspx](http://www.lex.com.br/legis_24627586_INSTRUCAO_NORMATIVA_N_13_DE_19_DE_JULHO_DE_2013.aspx)> Acesso em: Fevereiro de 2018.
- BRAZ, V. D. S., FRANÇA, F. G. R. Wild vertebrate roadkill in the Chapada dos Veadeiros National Park, Central Brazil. *Biota Neotropica* 16: 1-11, 2016.
- CATELLA, A. C.; TOMÁS, W. M.; MOURÃO, G. M. BR-262 no Pantanal: cenário de encontros entre homens e animais silvestres. Embrapa Pantanal-Documents (INFOTECA-E), 2010.
- CHEREM, J. J. et al. Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, Sul do Brasil. *Biotemas*, 20 (2): 81-96, 2007.
- COELHO, I. P. et al. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Environmental Management*, 112, 17-26, 2012. Disponível em: <<http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.004>>. Acesso em: Abril de 2018.
- COLLINSON, W. J. et al. Wildlife road traffic accidents: a standardized protocol for counting flattened fauna. *Ecol Evol* 4:3060-3071, 2014.
- CULLEN JR, L.; RUDRAN R. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In: CULLEN JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Ed. UFPR. p. 169 - 179, 2003.
- GUMIER-COSTA, F.; SPERBER, C. F. Atropelamento de vertebrados na Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil. *Acta Amazônica*. Vol 39 (2). 459-466, 2009.

- HENGEMUHLE, A.; CADEMARTORI C. V. Levantamento de mortes de vertebrados silvestres devido a atropelamento em um trecho da Estrada do Mar (RS-389). *Biodiversidade Pampeana* 6(2): 4-10, 2008.
- MELO, E. S.; SANTOS-FILHO, M. Efeitos da BR-070 na Província Serrana de Cáceres, Mato Grosso, sobre a comunidade de vertebrados silvestres. *Revista Brasileira de Zoociências*, v. 9, n. 2, p. 185-192, 2007.
- MILLI, M. S.; PASSAMANI, M. Impacto da Rodovia Josil Espíndula Agostini (ES- 259) sobre a mortalidade de animais silvestres (Vertebrata) por atropelamento. *Natureza on line*, v. 4, n. 2, p. 40-46, 2006.
- PAUL, K. et al. An evaluation of a citizen science data collection program for recording wildlife observations along a highway. *Journal of Environmental Management*, 139: 180-187, 2014.
- ROSA, A. O.; MAUHS, J. Atropelamento de animais silvestres na rodovia RS - 040. *Caderno de Pesquisa, Série Biologia*, 16 (1): 35-42, 2004.
- TEIXEIRA, F. et al. Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation*. 157. 317–323. 10.1016/j.biocon.2012.09.006, 2013.







**Diretrizes para estudos de  
efeitos barreira e marginais em  
pequenos mamíferos**

Priscila S. Lucas & Alex Bager

---

---

## Resumo

Infraestruturas viárias contribuem para o desenvolvimento social e crescimento econômico regional. Entretanto, elas abrem a caixa de pandora ao expor os efeitos ambientais negativos que são visualizados através da perda e fragmentação do habitat, alteração do habitat, ou seja, diminuição de qualidade principalmente na borda, no movimento dos indivíduos (efeito barreira) e na colisão entre animais e veículos. Animais podem desenvolver respostas comportamentais frente a estes impactos, como evitar a superfície da rodovia, veículos ou áreas degradadas. Diferentes abordagens têm sido empregadas para quantificar os efeitos barreira e marginais em populações animais. Neste capítulo, nosso objetivo foi sumarizar as informações sobre os métodos e parâmetros a serem amostrados e suas vantagens e desvantagens ao serem empregados para quantificar os efeitos na fauna de pequenos mamíferos. Estes métodos incluem o censo da população por captura-marcação-recaptura, além do rastreamento do deslocamento dos indivíduos por radio-telemetria e carretel de rastreamento, aplicação de translocações integradas aos métodos acima e quantificação do fluxo gênico. Atenção é dada para o tipo de delineamento, esforço amostral a ser empregado e a coleta de dados adequada para quantificação robusta dos efeitos barreira e marginais em populações animais, especificamente aqui para pequenos mamíferos. O exposto neste capítulo tem o intuito de mostrar a aplicação e incentivar a disseminação deste tipo de pesquisa no Brasil e América Latina.

## Abstract

Roads and other linear infrastructures contribute to social and economic development of a region. Nevertheless, they open the Pandora's box by exposing the negative environmental impacts visualized through habitat loss and fragmentation, habitat alteration, i.e. decreased quality mainly in the edge, barrier effect and wildlife vehicle-collisions. Individuals may develop behavioral responses to these impacts, such as avoiding the road surface, vehicles or degraded areas. Different approaches have been proposed to quantify the barrier and marginal effects in animal populations. In this chapter, we aimed to summarize information on the methods and parameters to be sampled and their advantages and disadvantages when used to quantify the effects on small mammal species. These methods include population census by capture-recapture techniques, tracking individuals' displacement by radio-telemetry and spool-and-line devices, application of translocations integrated to the above-mentioned methods and gene flow quantification. Attention is given to the experimental design type, sampling effort and the appropriate data collection for robust quantification of barrier and edge effects in animal populations, specifically for small mammal species. The exposed in this chapter is intended to show the application and encourage the spread of this sort of research in Brazil and Latin America.

## **Introdução**

Estradas e outras infraestruturas lineares de transporte são a base para o desenvolvimento da economia. Todavia, elas causam inúmeros impactos nas comunidades biológicas durante sua construção e operação (LAURANCE et al., 2014). Dentre os impactos mais notáveis, duas questões centrais se sobressaem: a fragmentação devido à perda de habitat e a mortalidade de fauna devido à colisões com veículos (FAHRIG, 2003; GOOSEM, 2007). Sobre a primeira, a quantidade, qualidade e tamanho do habitat, isolamento de populações remanescentes resultadas da conectividade reduzida entre manchas de habitat é considerada uma das maiores ameaças à persistência das espécies (REED, 2004). Indivíduos podem desenvolver respostas comportamentais frente a estes impactos, como evitar a superfície da rodovia, distúrbios do tráfego (como barulho e emissões químicas e luminosas) ou até mesmo evitar o veículo (JAEGER et al., 2005). Especificamente para pequenos mamíferos, não há uma resposta comportamental padrão de como estes efeitos impactam suas populações e comunidades.

A partir da próxima seção revisaremos as principais abordagens de delineamentos para quantificar os efeitos de borda e barreira nas populações e comunidades adjacentes na fauna de pequenos mamíferos. Discutiremos uma ampla gama de métodos, incluindo vantagens e desvantagens de determinadas metodologias para ajudar estudantes e profissionais a definir a melhor abordagem para novos estudos.

### **Efeitos marginais e efeito barreira na fauna de pequenos mamíferos**

Estradas e rodovias, como um agente fragmentador, impactam o ambiente e a biodiversidade no entorno através dos efeitos barreira e efeitos marginais. Os efeitos marginais, ou efeito de borda, são observados pelas mudanças nas características do solo, relevo, hidrologia (JONES et al., 2000), microclima, com maior exposição de luz e ventos, além da poluição por toxinas, nutrientes e barulho que reduzem a adequabilidade do habitat (FORMAN; ALEXANDER, 1998; FAHRIG, 2003). Esses distúrbios atingem a paisagem adjacente afetando a vegetação e a fauna contribuindo ainda mais para a perda e degradação do habitat (SEILER, 2001).

Sobre a fauna de pequenos mamíferos, o efeito de borda é observado através da alterações na riqueza, seja no aumento ou diminuição desta, abundância das espécies na porção marginal do fragmento, além de composição da comunidade alterada nas bordas (GOOSEM, 2000; WILDER; MEIKLE, 2006; FUENTES-MONTEMAYOR et al., 2009; BISSONETE; ROSA, 2009; RUIZ-CAPILLAS; MATA; MALO, 2013; CERBONCINI; ROPER; PASSOS, 2016). Já o efeito barreira corresponde à separação ou rompimento de uma área, causando uma descontinuidade das populações das espécies que não conseguem transpor o objeto causador de tal rompimento e ocorre devido ao isolamento dos fragmentos (GOOSEM, 2001; FAHRIG, 2003). O efeito barreira pode resultar do distúrbio devido ao barulho, intensidade de tráfego, obstáculos físicos e

mortalidade devido ao atropelamento que afetam o padrão de movimentação dos indivíduos (SEILER, 2001).

Alguns atributos da história de vida de pequenos mamíferos como baixa capacidade de deslocamento, tamanho corporal pequeno e altas taxas reprodutivas podem influenciar o comportamento destes indivíduos próximo às rodovias (RYTWINSKI; FAHRIG, 2011). Essas são características (sobretudo baixa capacidade de deslocamento) que favorecem o efeito barreira (*road avoidance*). O fato é que as estruturas lineares impactam o movimento dos indivíduos (ex: deslocamento total e tortuosidade) (MECH; CHESH, 2014; ASCENSÃO et al., 2017). Se considerarmos diferentes tamanhos (larguras) e tipos de rodovia (RICO; KINDLMANN; SEDLÁČEK, 2007; KUYKENDALL; KELLER, 2011; ASCENSÃO et al., 2017) há uma tendência geral dos indivíduos não realizarem travessias, ainda que grandes deslocamentos possam ser realizados em sua área de vida (GOOSEM, 2001). Para algumas espécies a rodovia pode funcionar como uma barreira parcial ou até mesmo completa em seus deslocamentos (GOOSEM, 2001; ASCENSÃO et al., 2017). Entretanto, ainda é preciso avançar em questões como essas e também relacionar outros fatores (por exemplo, volume de tráfego e características da rodovia) para entendermos a extensão do efeito de rodovias na dinâmica dessas populações e propor estratégias de conservação/mitigação adequadas.

Questões importantes surgem ao se estudar o efeito barreira, como por exemplo, quando o efeito barreira se torna um problema? Ou até que ponto o efeito barreira pode ser tolerado? São questões que são entendidas através de alterações no nível populacional. O quanto as travessias são bem-sucedidas ou não pode ter um efeito significativo na demografia, especialmente se o tamanho populacional for pequeno no entorno. Se a troca de indivíduos é completamente inibida pela barreira o risco de endogamia e extinções locais pode aumentar substancialmente (SEILER, 2001).

Sobre o efeito de borda, podemos avaliar suas consequências no padrão do deslocamento de indivíduos, no nível populacional (WILDER; MEIKLE, 2006), por exemplo, alterações nos padrões reprodutivos, razão sexual e densidade e no nível de comunidade (RUIZ-CAPILLAS; MATA; MALO, 2013), onde podemos entender como estes efeitos podem afetar a riqueza, diversidade e composição das espécies ao longo do gradiente borda-interior.

### **Diferentes abordagens e métodos para avaliação do efeito barreira.**

#### **Captura-marcação-recaptura**

O método mais empregado é a captura-marcação-recaptura (CMR). Goosem (2001) e Rico, Kindlmann e Sedláček (2007) avaliaram o efeito barreira em espécies de pequenos mamíferos utilizando CMR. Esse método fornece informações sobre o movimento dos indivíduos marcados entre as localizações das armadilhas nos fragmentos que são margeados por rodovias. Entretanto, não há um grau de detalhamento temporal nem espacial de como os indivíduos realizam os

deslocamentos (SIMMONS et al., 2010). Importante ressaltar que estudos envolvendo o método de CMR são efetivos para responder a estes efeitos se considerados em um delineamento onde os fragmentos a serem amostrados estejam em ambos os lados da rodovia (preferencialmente frente a frente) (ver maiores detalhes em GOOSEM, 2001 e RICO; KINDLMANN; SEDLÁČEK, 2007). Somente com essa configuração é possível avaliar as recapturas e quantificar as travessias realizadas pelos indivíduos e as possíveis consequências para as espécies avaliadas.

Resultados de estudos de CMR são difíceis de interpretar quando o objetivo é avaliar o movimento por três razões principais; i) estes métodos são baseados em uma representação discreta ou frequentemente categórica do espaço, por exemplo, animais que se movimentaram do mesmo lado da estrada ou animais que movimentaram para o outro lado do fragmento cruzando a estrada (RICO; KINDLMANN; SEDLÁČEK, 2007). Com esta abordagem não existe maneira de determinar como os animais se movem entre as recapturas; ii) motivação em relação às travessias não são identificadas. Por exemplo, se um indivíduo que está dispersando é capturado na mesma localização de indivíduos residentes e eles são translocados para distâncias curtas próximas à rodovia, é provável que um indivíduo residente tenha motivação mais forte para retornar para sua área de vida e; iii) algumas espécies podem utilizar os limites da rodovia como sua área de vida. Logo, estudos em que o método empregado seja a CMR e que dependa de movimentos espontâneos do animal fora da sua área de vida pode confundir o comportamento de *road avoidance* com evitação de áreas de vida e territórios de coespecíficos (CLARK et al., 2001; FORD; FAHRIG, 2008). Quantificar os movimentos dos animais através de uma técnica um pouco mais detalhada pode ajudar elucidar algumas das questões supracitadas (FORD; FAHRIG, 2008).

### **Rastreamento do animal para detectar movimentação**

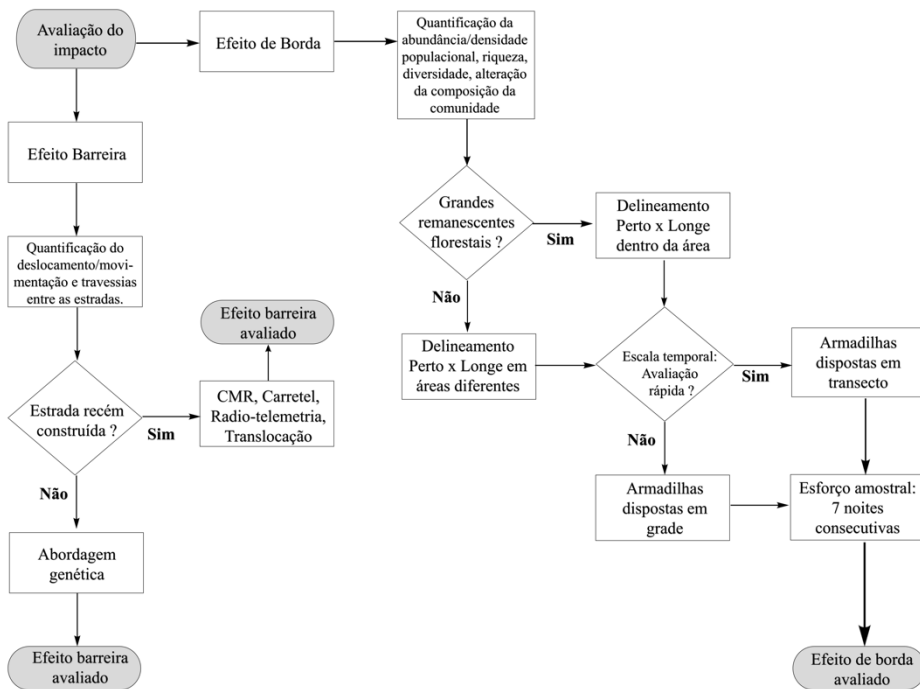
O uso de radio-telemetria é amplamente difundido e usado em vários grupos animais. Descrição completa sobre a tecnologia, estimação dos movimentos, melhor abordagem para analisar os dados podem ser encontrados em Millspaugh e Marzluff (2001). Essa abordagem é utilizada para descrever tamanho e forma da área de vida dos animais, preferências no habitat, movimentos e distâncias e rotas percorridas (SMITH; VAN DER REE, 2015). Em áreas associadas com rodovias é eficiente em avaliar as travessias ou a evitação da própria. O seu uso é muito utilizado em mamíferos de médio e grande porte (HARRIS et al., 1990). Entretanto, possui desvantagens como o alto custo e grande esforço amostral em campo (PREVEDELLO; MENDONÇA; VIEIRA, 2008).

O carretel de rastreamento é bastante utilizado e permite acompanhar com detalhe o trajeto percorrido por pequenos mamíferos (marsupiais e roedores não-voadores) (DELICIELOS; LORETTO; VIEIRA, 2006; FORD; FAHRIG, 2008; PREVEDELLO; MENDONÇA; VIEIRA, 2008). Ele pode ser usado para obter medidas do padrão de movimentos, tortuosidade, orientação, seleção e intensidade de uso do habitat tanto horizontal quanto verticalmente (DELICIELOS; LORETTO; VIEIRA, 2006).

É um método para estimar a “área de uso diária” (CUNHA; VIEIRA, 2002) e não a área de vida no sentido tradicional, pois as respostas são obtidas em apenas uma ou poucas noites de atividade do animal (DELICIELOS; LORETTO; VIEIRA, 2006).

Essa é uma técnica empregada por ser barata em relação à radio-telemetria (SMITH; VAN DER REE, 2015), e que permite obter um detalhamento dos movimentos que não é possível com esta (DELICIELOS; LORETTO; VIEIRA, 2006). Em ecologia de estradas o seu uso pode ajudar a avaliar, por exemplo, o grau de evitação da borda de fragmentos ou à superfície da rodovia (ASCENSÃO et al., 2017).

No entanto, o uso de qualquer uma das abordagens discutidas acima (CMR, carretel de rastreamento e até mesmo radio-telemetria dependendo do tempo de duração do estudo) geralmente fornecem uma avaliação em uma escala temporal muito curta (ou instantânea) dos processos ecológicos. Por exemplo, raros eventos de dispersão ou longas dispersões não são quantificados. Essas abordagens são interessantes para avaliar estes efeitos se as rodovias foram construídas recentemente (SIMMONS et al., 2010) (Figura 1).



**Figura 1.-** Processos e decisões envolvidas na avaliação do efeito de borda e efeito barreira em pequenos mamíferos associados às estradas.

## **Abordagem genética**

Uma das maiores vantagens de amostragem genética é que ela não demanda recapturas dos animais o que economiza esforço logístico e financeiro e são baseadas muitas vezes em amostras não invasivas (SUNNUCKS; BALKENHOL, 2015). Todos os métodos descritos anteriormente fornecem somente um instante dos processos ou eventos na escala temporal do estudo (SIMMONS et al., 2010). Dados genéticos podem mostrar a extensão na qual processos como dispersão levam ao fluxo gênico entre as populações e a consequência desses eventos para a persistência populacional (SUNNUCKS; BALKENHOL, 2015). Em adição, estudos com esta abordagem podem avaliar a importância relativa das características da rodovia (tamanho, tempo desde a construção, volume de tráfego) no fluxo gênico e estrutura genética resultante (VOS et al., 2001).

Abordagem genética é eficiente desde que haja um tempo suficiente desde o distúrbio (ou construção de uma nova rodovia) e que a população seja realmente pequena para que os problemas genéticos realmente sejam detectáveis (SIMMONS et al., 2010). Apesar do tempo vida curto de algumas espécies de pequenos mamíferos, o uso dessa abordagem pode fornecer informações espaciais mais completas da interação dos animais com a rodovia e paisagem no entorno e que não foram quantificado por outros métodos. Veja Capítulo 1 deste livro para maiores detalhes.

## **O uso de translocações para entender o efeito barreira**

Uma abordagem importante utilizada para investigar a influência das rodovias sobre os padrões de movimentos de animais silvestres é a translocação (EDGAR; GRIFFITHS; FOSTER, 2005; RITTENHOUSE et al., 2007; ASCENSÃO et al., 2017). A translocação pode ser utilizada juntamente com qualquer um dos métodos descritos acima. Essa abordagem consiste na soltura intencional de indivíduos oriundos de um ambiente em outro ambiente (FORD; FAHRIG, 2008) e posterior avaliação do deslocamento. Em estudos do movimento de animais selvagens em contato com a rodovia, a translocação pode fornecer informações como por exemplo, "*homing behavior*" (BOVET, 1990), padrão de deslocamento das espécies e uso do espaço em áreas com e sem influência da rodovia considerando indivíduos residentes e translocados. Translocações também podem simular delineamentos do tipo BACI (before-after-control-impact) para inferir a extensão na qual o impacto de rodovias ocorre comparando com áreas controle (ROEDENBECK et al., 2007). É importante ressaltar que os padrões de deslocamentos realizados pelos indivíduos da espécie de estudo em questão sejam mensurados nas áreas translocadas e em áreas sem influência do efeito (áreas controle), por exemplo, no interior do fragmento para avaliar possíveis diferenças entre a movimentação e assegurar que os efeitos sejam quantificados corretamente.

### **O que considerar na proposição de bons delineamentos para avaliação dos efeitos marginais?**

#### **Áreas a serem amostradas**

Provavelmente esta é uma das diretrizes que exige maior esforço por parte dos pesquisadores porque requer a aplicação de alguma forma de análise quantitativa (KREBS, 1999). Existe na literatura diversos métodos matemáticos para determinar o número de amostras e réplicas necessárias para se obter uma alta precisão com níveis baixos de erro padrão e intervalos de confiança estreitos em estudos de ecologia e que vai além do escopo deste capítulo. Entretanto, a maneira de aumentar a precisão de um resultado é reduzir a variância, que é inversamente proporcional ao tamanho da amostra em um estudo, ou seja, quanto maior o número de réplicas, maior é a precisão da resposta (HUISING et al., 2010).

Estudos podem ser focados em uma ou várias áreas (fragmentos). Decidir pela amostragem em somente uma área tem a desvantagem de o esforço estar limitado a somente um tratamento (SMITH; VAN DER REE, 2015). Estudos realizados geralmente amostram três ou mais áreas onde o impacto está presente. O mesmo é valido para áreas controle. Se o objeto primário do estudo inclui avaliar um impacto, a amostragem precisa incidir sobre áreas desse impacto e também em áreas controle. Em rigor, não existe comprovação de impacto sem documentação da sua ausência em uma área controle (HUISING et al., 2010). Áreas controle podem ser definidas com base em característica como deslocamento dos animais e também com base em estudos prévios sobre a zona de efeito da rodovia ("road effect zone"). Para mamíferos, conforme o táxon considerado, essa extensão na direção rodovia-fragmento pode ultrapassar 2,5 km, embora esse efeito seja mais evidente nos primeiros 100 metros (LAURANCE et al., 2008; BISSONETTE; ROSA, 2009). O mesmo desenho experimental aplicado à fragmentos rodeados por rodovias devem ser aplicados nas áreas sem o efeito desta.

#### **Delineamento Perto x Longe**

Quando o objetivo do estudo é avaliar como, o efeito de borda influencia na composição e estrutura da comunidade de pequenos mamíferos em fragmentos florestais próximos a rodovia, um desenho amostral baseado na disposição das armadilhas no interior e na borda dos fragmentos podem ser usados. Essa condição "perto" e "distante" é basicamente abordado em grande parte dos estudos sobre efeito de borda (GOOSEM, 2000; WILDER; MEIKLE, 2006; BISSONETE; ROSA, 2009; FUENTES-MONTEMAYOR, et al. 2009). Não há um consenso sobre o que é considerado perto ou longe, tanto que os estudos de pequenos mamíferos consideram distâncias que variam entre 5 m até 50 m como "perto" (GOOSEM, 2000; WILDER; MEIKLE, 2006) e de 50 m até 600 m como "longe" da rodovia (WILDER; MEIKLE, 2006; BISSONETE; ROSA, 2009). Entretanto, considerar muito distâncias grandes como, por exemplo, as utilizadas por Bissonete e Rosa (2009) (400 m e 600



m) para caracterizar o “distante” da rodovia dentro de um mesmo fragmento pode depender de um segundo fator: o tamanho do fragmento.

O tamanho do fragmento desempenha um papel importante neste tipo de desenho experimental. Considerando que o efeito de borda varia de um grupo animal para outro, o que alguns consideram como “distante” da rodovia, ainda pode estar dentro da extensão influenciada pelo efeito de borda (ver WILDER; MEIKLE, 2006). Características como tamanho, forma e matriz ao redor do fragmento podem tornar a extensão do efeito de borda variável (PARDINI et al., 2009). Por exemplo, a forma do fragmento está relacionada com a relação borda-interior, logo o efeito de borda é mais drástico em áreas menores (PARDINI et al., 2009). Fragmentos com formatos arredondados também terão menos borda que fragmentos de mesmo tamanho com formato alongado. Se a área de estudo escolhida apresenta um tamanho grande o suficiente para amostragem mesmo considerando os problemas discutidos acima, o desenho perto x longe dentro do mesmo fragmento pode fornecer respostas confiáveis sobre os efeitos que estamos mensurando.

A implicação deste problema é que a maioria das áreas remanescentes estão inseridas em uma paisagem fragmentada e um dos principais problemas da fragmentação é a diminuição do tamanho do fragmento (FAHRIG, 2003). Logo, a inclusão de fragmentos pequenos em um desenho “perto x distante” pode levar à uma conclusão equivocada. Por exemplo, como garantir que o efeito observado está relacionado ao efeito da matriz “rodovia” e não dos outros tipos de matrizes ao redor do fragmento? Uma forma de lidar com problemas deste tipo é adaptar um desenho experimental centralizado no interior do fragmento. Assim é possível excluir o efeito da borda rodovia e demais presentes e amostrar o parâmetro de interesse em fragmentos em que pelo menos uma das matrizes é uma rodovia e em outros fragmentos em que não temos a rodovia (controle). Como discutido anteriormente, essas áreas podem ser definidas baseadas no padrão de movimentação do grupo. Fragmentos distantes entre 400-500 m das rodovias ou ferrovias pode ser uma boa distância para a fauna pequenos mamíferos (Figura 1).

### **Disposição das armadilhas em grade ou transecto?**

O arranjo espacial das armadilhas geralmente pode ser determinado pela forma e tamanho dos fragmentos definidos e o esforço requerido para uma amostragem adequada. As duas configurações utilizadas são grades e s (PEARSON; RUGGIERO, 2003) e a escolha de qual usar depende do tipo de objetivo pretendido com o estudo. Transectos consistem em linhas de armadilhas de determinado comprimento, que estão dispostas em espaçamentos regulares de tamanhos específicos (PEARSON; RUGGIERO, 2003; MOURA; GRELE; BERGALLO, 2008). O uso de transectos é frequentemente empregado em estudos de curta duração onde o objetivo primário é o conhecimento da composição da comunidade e secundariamente em estudos de estimativa da densidade populacional (SMITH et al., 1975).

Um desenho em grade consiste em uma série de linhas paralelas com uma distância comum e definida entre elas, geralmente são quadradas ou retangulares e alocados no interior de um habitat contínuo (SMITH et al., 1975). Esse tipo de delineamento é usado em estudos onde a amostragem sequencial é usada para gerar informações sobre flutuações populacionais. O uso de grades é adequada para estudos sobre estimativas populacionais através de CMR desde que o método e a amostragem não viole premissas de alguns estimadores (ABUABARA; PRETERE JR, 1997).

Alguns estudos mostram que para mamíferos não-voadores (roedores e marsupiais) muitas questões metodológicas não estão resolvidas, principalmente com relação a configuração do desenho amostral. No estudo feito por Pearson e Ruggiero (2003) eles observaram que transectos amostraram maior quantidade de indivíduos e de espécies que grades, mas o contrário também já foi observado em regiões tropicais (ver VIEIRA; GRELE; GENTILE, 2004). Outra questão importante é em relação ao espaçamento entre as armadilhas, que leva a uma consequência importante: qual deve ser o tamanho da grade ou transecto a ser empregado?

A definição do espaçamento entre as armadilhas deve ser baseado na habilidade do animal em detectar as armadilhas em alguma distância definida como “distância de reconhecimento” (SMITH et al., 1975). Para estudos em que pequenos mamíferos são os organismos modelos um espaçamento de 15 m – 20 m pode ser adotado (SMITH et al., 1975; GOOSEM, 2000; BRITO; FERNANDEZ, 2002; WILDER; MEIKLE, 2006).

### **Esforço de amostragem: uma questão importante na quantificação de ambos os efeitos**

Um outro ponto bastante discutível é com relação a quantidade de esforço amostral durante determinada amostragem. Estudos sobre os efeitos barreira e marginais em pequenos mamíferos no hemisfério norte consideram duas (WILDER; MEIKLE, 2006) a quatro noites consecutivas de amostragem (GOOSEM, 2000, 2001; RICO; KINDLMANN; SEDLÁČEK, 2007; FUENTES-MONTEMAYOR et al., 2009, BISSONETE; ROSA, 2009; KUYKENDALL; KELLER, 2011; RUIZ-CAPILLAS; MATA; MALO, 2013). Vieira et al. (2009) testaram a eficiência entre cinco e seis noites em áreas de Mata Atlântica e Cerrado no Brasil e observaram que após seis noites o número de recapturas dos indivíduos eram elevadas. Amostragens realizadas em fragmentos florestais no estado de Minas Gerais utilizando sete dias de amostragens consecutivas foram suficientes para representar a comunidade e fornecer boas estimativas (ASCENSÃO et al., 2017). Acreditamos que um esforço amostral maior que este período, além do esforço logístico e financeiro adicional, não seria compensado com uma melhor reposta dos indivíduos em relação ao efeito.

## **Tipos de dados a serem mensurados: Por quê? e Para quê?**

Variáveis, tanto em escalas locais quanto de paisagem podem influenciar a adequabilidade de uma área para uma determinada espécie. Dados obtidos nessas escalas podem ser usados para avaliar os efeitos diretos e indiretos da rodovia e tráfego (SMITH; VAN DER REE, 2015). Estes incluem, i) dados biológicos, como tamanho corporal e outras características morfológicas, além das medidas que quantificam o deslocamento dos indivíduos (ver métodos descritos acima) (FORD; FAHRIG, 2008). Dados das espécies provenientes da CMR podem ser usados para estimativas de riqueza e diversidade, composição, estrutura da comunidade, e principalmente estimativas dos tamanhos populacionais no entorno de rodovias; ii) dados de vegetação e qualidade do hábitat; iii) características ambientais, como variáveis microclimáticas (intensidade de luz e barulho); iv) dados como uso da terra, topografia, geologia e solo; v) características da rodovia como largura, número de pistas, tipo da superfície e características do acostamento e vi) volume de tráfego. Essas variáveis podem ser usadas para inferir possíveis correlações ou relações entre os efeitos de determinada espécie e características do entorno da rodovia. Ainda importante ressaltar que dados das coordenadas geográficas dos pontos de amostragem e dos animais, tanto no entorno, quanto translocados e rastreados devem ser obtidos.

## **Considerações sobre a escala temporal de monitoramento para quantificação dos efeitos.**

Se o objetivo primário do estudo é fornecer estimativas sobre a densidade populacional nas áreas de entorno a duração do tempo do estudo é basicamente determinada pelo tamanho da amostra necessária, premissas dos modelos adotados e intensidade de amostragem para obter uma estimativa com certo nível de precisão (KREBS, 1999). É comum em estudos ecológicos observarmos um número grande de amostragens temporais, geralmente mensais, sendo empregadas (FÉLIX; HACKRADT, 2006). Amostragens em escalas mensais só são válidas e necessárias se o evento que pretendemos observar se modifica de mês para mês, tendo assim, o tempo como um fator de análise. Do contrário, grande parte de eventos ecológicos podem se dar de acordo com escalas temporais maiores como sazonais ou até anuais (FÉLIX; HACKRADT, 2006; BAGER; ROSA, 2011).

Os estudos sobre os efeitos barreira e marginais realizados para pequenos mamíferos em rodovias geralmente são de curto prazo (aproximadamente 12 meses) e os monitoramentos são feitos mensal ou bimensalmente. Os estudos de longo prazo (aproximadamente 24 meses ou mais) geralmente possuem frequências de amostragem sazonais ou até mesmo anuais (BISSONETE; ROSA, 2009; FUENTES-MONTEMAYOR et al., 2009; RUIZ-CAPILLAS; MATA; MALO, 2013). Novamente, a questão da frequência de amostragem dependerá dos objetivos. Uma única amostragem sazonal tem sérias implicações, por exemplo, se os objetivos abordarem questões sobre as estimativas de tamanhos populacionais (ver BISSONETE; ROSA,

2009) (Figura 1). Se a duração do estudo for curta, seu delineamento pode violar as premissas de determinados métodos de estimativas populacionais (ABUABARA; PRETERE JR, 1997).

Sobre o efeito barreira, um ponto importante é o tempo desde a construção da rodovia. A detecção do efeito pode ser sentido somente após algum tempo (que pode ser diferente do período do estudo) ou a escala temporal de amostragem dos animais ser muito curta para observação dos padrões de movimentação. A combinação de diferentes métodos pode ajudar em questões como esta, por exemplo, rastreamento dos animais por determinado período juntamente com amostragem genética que pode ajudar a inferir migração e dispersão através de várias escalas temporais (SIMMONS et al., 2010).

### **Considerações finais**

Os métodos de amostragem e delineamentos para quantificar os efeitos marginais e efeito barreira incluem o censo da população e amostragem da comunidade pelo CMR, além do rastreamento do deslocamento dos indivíduos e quantificação do fluxo gênico. Vantagens e desvantagens devem ser consideradas no design de novos estudos no sentido de otimizar tempo, esforço, investimento financeiro e o melhor método para coleta adequada dos dados para inferir os efeitos negativos de rodovias na fauna no seu entorno. Durante o delineamento e coleta de dados é muito importante que o pesquisador identifique o número apropriado de áreas (controle e impactadas) de amostragem e adeque um esforço amostral suficiente para realizar comparações estatísticas robustas. As abordagens discutidas neste capítulo estão integradas com os demais capítulos e informações adicionais sobre outros métodos e delineamentos podem ser obtidas ou complementadas através das demais seções.

### **Agradecimentos**


A. Bager agradece a: Fapemig (Proc. PPM-00139-14; CRA APQ 00604-17) e Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza

### **Referência Bibliográfica**

- ABUABARA, M. A. P.; PETRERE JR., M. Estimativas da abundância de populações animais: introdução às técnicas de captura-recaptura. Maringá-PR: EDUEM, 161 p. , 1997
- ASCENSÃO, F. et al. The effect of roads on edge permeability and movement patterns for small mammals: a case study with Montane Akodont. *Landscape Ecology*, 32: 1-10, 2017.
- BAGER, A.; ROSA, C. A. Influence of sampling effort on the estimated richness of road-killed vertebrate wildlife. *Environmental Management*, 47:851-858, 2011.
- BISSONETTE, J. A.; ROSA, A. S. Road zone effects in small-mammal communities. *Ecology and Society*, 14: 1-15, 2009.
- BOVET, J. Orientation strategies for long distance travel in terrestrial mammals, including humans. *Ethology Ecology & Evolution*, 2:117-126, 1990.

- BRITO, D.; FERNANDEZ, F. A. S. Patch relative importance to metapopulation viability: the neotropical marsupial *Micoureus demerarae* as a case study. *Animal Conservation*, 5:45-51, 2002.
- CERBONCINI, R. A.; ROPER, J. J.; PASSOS, F. C. Edge effects without habitat fragmentation? Small mammals and a railway in the Atlantic Forest of southern Brazil. *Oryx*, 50: 460-467, 2016.
- CLARK, B.K. et al. Influence of roads on movements of small mammals. *Southwestern Naturalist*, 46:338-344, 2001.
- CUNHA, A. A.; VIEIRA, M. V. Support diameter, incline, and vertical movements of four didelphid marsupials in the Atlantic forest of Brazil. *Journal of Zoology*, 258: 419-426, 2002.
- DELICIELOS, A.C.; LORETTO, D.; VIEIRA, M.V. Novos métodos no estudo da estratificação vertical de marsupiais neotropicais. *Oecologia Brasiliensis*, 10: 135-153, 2006.
- EDGAR, P. W.; GRIFFITHS, R.A.; FOSTER, J.P. Evaluation of translocation as a tool for mitigating development threats to great crested newts (*Triturus cristatus*) in England, 1990-2001. *Biological Conservation*, 122: 45-52, 2005.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34:487-515, 2003.
- FÉLIX, F. C.; HACKRADT, C. W. Importância do planejamento amostral em estudos ecológicos: um estudo de caso no litoral do Paraná. *Estudos de Biologia*, 28: 69-75, 2006.
- FORD, A. T.; FAHRIG, L. Movement patterns of eastern chipmunks (*Tamias striatus*) near roads. *Journal of Mammalogy*, 89:895-903, 2008.
- FORMAN, R. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. *Annual review of ecology and systematics*, 29:207-231, 1998.
- FUENTES-MONTEMAYOR, E. et al. Living on the edge: roads and edge effects on small mammal populations. *Journal of Animal Ecology*, 78:857-865, 2009.
- GOOSEM, M. Effects of tropical rainforest roads on small mammals: edge changes in community composition. *Wildlife Research*, 27:151-163, 2000.
- GOOSEM, M. Effects of tropical rainforest roads on small mammals: inhibition of crossing movements. *Wildlife Research*, 28:351-364, 2001.
- GOOSEM, M. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, 93:1587-1595, 2007.
- HARRIS, S. et al. Home-range analysis using radio-tracking data – a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammalian Review*, 20: 97-123, 1990.
- HUISING, E.J. et al. Estratégia e modelo de amostragem para avaliar a biodiversidade de solo. In: MOREIRA, F. M. S.; HUISING, J.; BIGNELL, D. E. (eds.). *Manual de biologia dos solos tropicais: Amostragem e caracterização da biodiversidade*. Editora UFLA, pp. 43-76, 2010.
- JAEGER, J.A. et al. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological modelling*, 185: 329-348, 2005.
- JONES, J. A. et al. Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream networks. *Conservation Biology*, 14: 76-85, 2000.
- KREBS, C. J. *Ecological Methodology*. Second edition. 624 pp, 1999.
- KUYKENDALL, M. T.; KELLER, G. S. Impacts of Roads and Corridors on Abundance and Movement of small mammals on the Llano Estacado of Texas. *The Southwestern Naturalist*, 56: 9-16, 2011.
- LAURANCE, W. F. et al. A global strategy for road building. *Nature*, 513: 229-232, 2014.
- LAURANCE, W. F. et al. Impacts of roads, hunting, and habitat alteration on nocturnal mammals in African rainforests. *Conservation Biology*, 22: 721-732, 2008.
- MECH, S. G.; CHESH, A. Effects of roads on movement of displaced White-Footed Deermice (*Peromyscus leucopus*). *Journal of the Pennsylvania Academy of Science*, 88: 89-94, 2014.
- MILLSPAUGH, J. J.; MARZLUFF, J. M. *Radio tracking and animal populations*. Academic Press, 474 p, 2001.

- MOURA, M. C.; GRELE, C. E. V.; BERGALLO, H. G. How does sampling protocol affect the richness and abundance of small mammals recorded in tropical forest? An example from the Atlantic Forest, Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 3:51-58, 2008.
- PARDINI, R. et al. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142:1178-1190, 2009.
- PEARSON, D. E.; RUGGIERO, L. F. Transect versus grid trapping arrangements for sampling small-mammal communities. *Wildlife Society Bulletin*, 31:454-459, 2003.
- PREVEDELLO, J.A.; MENDONÇA, A.F.; VIEIRA, M.V. Uso do espaço por pequenos mamíferos: Uma análise dos estudos realizados no Brasil. *Oecologia Brasiliensis*, 12: 610-625, 2008.
- REED, D. H. Extinction risk in fragmented habitats. *Animal Conservation*, 7: 181-191, 2004.
- RICO, A.; KINDLMANN, P.; SEDLÁČEK, F. Barrier effects of roads on movements of small mammals. *Folia Zoologica*, 56: 1-12, 2007.
- RITTENHOUSE, C. D. et al. Movements of Translocated and Resident Three-Toed Box Turtles. *Journal of Herpetology*, 41: 115–121, 2007.
- ROEDENBECK, I. et al. The Rauschholzhausen agenda for road ecology. *Ecology and Society*, 12, 2007.
- RUIZ-CAPILLAS, P.; MATA, C.; MALO, J. E. Road verges are refuges for small mammal populations in extensively managed Mediterranean landscapes. *Biological conservation*, 158: 223-229, 2013.
- RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. Reproductive rate and body size predict road impacts on mammal abundance. *Ecological Application*, 21:589-600, 2011.
- SEILER, A. Ecological effects of roads: a review. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences, 2001.
- SIMMONS, J. et al. Beyond roadkill, radiotracking, recapture and FST—a review of some genetic methods to improve understanding of the influence of roads on wildlife. *Ecology and Society*, 15, 2010.
- SMITH, D. J., VAN DER REE, R. Field Methods to Evaluate the Impacts of Roads on Wildlife. In: *Handbook of Road Ecology*, 82-95, 2015.
- SMITH, M. H. et al. Density estimations of small mammal populations. In: GOLLEY, F. B.; PETRUSEWICZ, K.; RYSZKOWSKI, L. (editors). *Small mammals: their productivity and population dynamics*. International Biological Program 5, Cambridge University Press, London, England, pp. 25-53, 1975.
- SUNNUCKS, P.; BALKENHOL, N. Incorporating Landscape Genetics into Road Ecology. In: *Handbook of Road Ecology*, 110-118, 2015.
- VIEIRA, M. V.; GRELE, C. E. V.; GENTILE, R. Differential trappability of small mammals in three habitats of southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 64:895-900, 2004.
- VIEIRA, M.V. et al. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biological Conservation*, 142: 1191-1200., 2009.
- VOS, C. C. et al. Genetic similarity as a measure for connectivity between fragmented populations of the moor frog (*Rana arvalis*). *Heredity*, 86: 598-608, 2001.
- WILDER, S. M.; MEIKLE, D. B. Variation in effects of fragmentation on the white-footed mouse (*Peromyscus leucopus*) during the breeding season. *Journal of Mammalogy*, 87:117-123, 2006.

A green parrot is perched on a person's hand, which is visible at the bottom of the frame. The background is a solid, bright blue color. The parrot is facing forward, and its feathers are a vibrant green. The hand is a light skin tone.

# **Análise do comportamento espacial com recurso à telemetria**

Paula R. Anunciação & Clara Grilo

---

---

### **Resumo**

Os animais se movimentam para satisfazer os requisitos básicos de sobrevivência e para se adaptarem às diferentes pressões ambientais e antrópicas. A compreensão destes movimentos é crucial para determinar o uso do espaço pelas espécies e como respondem às alterações da estrutura da paisagem. Uma das técnicas mais utilizadas para alcançar tais objetivos é a radiotelemetria, também conhecida por rastreamento via rádio ou rádio rastreamento, que consiste em uma coleta de dados remota através de sinais de rádio. O objetivo deste capítulo é descrever brevemente tal procedimento e seu uso em estudos de Ecologia de Estradas, apresentando os seus componentes, os tipos de técnicas, os diferentes desenhos experimentais, as limitações da técnica e salientar a importância da quantificação do erro de localização e dos efeitos dos transmissores nos animais marcados. São também discutidos os principais tipos de análise empregada em estudos conduzidos por rádio rastreamento. No final do capítulo são apresentados alguns estudos de caso que usam a técnica para determinar o efeito de rodovia em certas espécies.

### **Abstract**

The animals move to fulfill their basic survival needs and to adapt to environmental and human pressures. Understanding these movements is crucial to define the use of space by species and their responses to landscape changes. One of the techniques to analyse animal movement is the radio telemetry, also known as tracking via radio or radio-tracking, defined as a sample of remote data via radio signals. The aim of this chapter is to briefly describe this procedure and its use in road ecology studies. We introduce radio-tracking components, types of techniques, experimental design and highlight the importance of location error estimation and the effects of the transmitters on the marked animals. In addition, we show the main types of analysis used in studies conducted by radio tracking. At the end of chapter, we provide some case studies that make use of this technique to determine the effect of roads on some species.



## Introdução

Os animais exploram os recursos disponíveis de acordo com as suas restrições fisiológicas e ambientais como forma de obter seus requisitos para sobrevivência, crescimento e reprodução (AARTS et al., 2008). Compreender os padrões de movimento dos indivíduos é crucial para avaliar os mecanismos espaciais das espécies e nomeadamente as respostas às alterações da paisagem (SCHOOLEY; WIENS, 2004). Por conta disso, existe a necessidade dos pesquisadores em Ecologia Aplicada de conhecer onde determinada espécie ocorre (MATTHIOPOULOS et al., 2004; WAUTERS et al., 2006; GARITANO-ZAVALA et al., 2013), porque está presente ali (VLACHOS et al., 2014; TANFERNA et al., 2013) e onde potencialmente poderá ocorrer (KALLE et al., 2013; SEQUEIRA et al., 2014). A técnica mais popular para alcançar estes objetivos e determinar o uso do espaço dos indivíduos de uma determinada espécie é a radiotelemetria, também conhecida por rastreamento via rádio ou rádio rastreamento, definida como uma coleta de dados remota através de sinais de rádio. Esta técnica permite estimar os movimentos diários, a dispersão e rotas de migração, calcular a dimensão e forma das áreas de vida, analisar a seleção e uso do habitat, avaliar a abundância da população, examinar as relações intra- e inter-específicas e medir a taxa de sobrevivência (MILLSPAUGH; MARZLUFF, 2001). Uma vez que muitas espécies são de difícil visualização e detecção, a radiotelemetria tem sido uma importante ferramenta para determinar as suas histórias de vida (QUAYLE, 1998).

Em ecologia de estradas este método tem sido aplicado para avaliar os efeitos das rodovias nas espécies e determinar os locais mais adequados para implementar as medidas de mitigação (Figura 1) (SOANES et al., 2013; TAYLOR; SANDPIPER, 2013; DODD et al., 2007). O registo de localizações consecutivas num curto espaço de tempo permite definir a configuração das suas áreas de vida, avaliar o uso do espaço tendo em conta a distância da rodovia em que as localizações são efetuadas e a sua relação com vários parâmetros das estradas. É possível também quantificar o uso de passagens existentes, e o efeito da presença de vedação ao longo da rodovia e ainda caracterizar os locais preferenciais de travessia das rodovias e os locais de maior incidência de mortalidade por atropelamento (FORMAN; ALEXANDER, 1998; DOWNS et al., 2014; GRILO et al., 2012; REE et al., 2010; ASARI et al., 2010).

Existem vários trabalhos sobre a avaliação do impacto das estradas nos quais a telemetria é utilizada como o principal método numa ampla variedade de vertebrados terrestres. Por exemplo, 105 serpentes da espécie *Elaphe obsoleta* em Ontário, no Canadá foram marcadas ao longo de oito anos, para determinar a viabilidade das populações nas imediações da estrada a longo prazo (ROW; BLOUIN-DEMERS; WEATHERHEAD, 2007). A telemetria também permitiu estimar o risco de mortalidade por atropelamento em cada tentativa de cruzamento e o número de cruzamentos estimados anualmente (ROW; BLOUIN-DEMERS; WEATHERHEAD, 2007). O efeito barreira das estradas em relação aos movimentos do insetívoro ouriço-cacheiro *Erinaceus europaeus* foi avaliado através da comparação da frequência de cruzamento observada com simulações sem a presença da estrada

## Infraestrutura Viária & Biodiversidade

(RONDININI; DONCASTER, 2002). A diferença de sensibilidade às rodovias em termos de gênero foi examinada através da comparação dos movimentos de 10 machos e seis fêmeas da espécie de roedor *Neotoma floridana smalli* em relação a diferentes estradas (MCCLEERY; LOPEZ; SILVY, 2006). Os pesquisadores Kerth e Melber (2009) avaliaram o papel das estratégias de alimentação e morfologia das asas de duas espécies de morcegos na vulnerabilidade às rodovias. Ao longo de seis anos Riley et al. (2006) analisaram o efeito barreira de uma rodovia à dispersão de indivíduos de duas espécies de carnívoros lince-vermelho *Lynx rufus* e coioote *Canis latrans* e compararam com a estrutura genética das suas populações situadas em ambos os lados da rodovia. Os efeitos ecológicos, que estendem para além de área pavimentada em ungulados, foram determinados também com recurso à telemetria (e.g. SHANLEY; PYARE, 2011). Esta técnica serviu também para demonstrar que há diferenças nos padrões espaciais e temporais entre os cruzamentos com sucesso e a mortalidade por atropelamento em alce *Alces alces* (NEUMANN et al., 2012).



Figura 1.- Pesquisador numa passagem superior a seguir uma fuinha *Martes foina* em Portugal (Foto de Joaquim Pedro Ferreira).

Este capítulo faz uma breve descrição da telemetria, analisa as questões que devem ser consideradas quando aplicada à ecologia de estradas, identifica os principais tipos de análises que podem ser realizados e apresenta alguns casos de estudo.

### A telemetria

O desenvolvimento de novas tecnologias têm permitido a coleta de uma grande quantidade de dados com elevada precisão. Um dos exemplos é o sistema de posicionamento global GPS (Global Positioning System) com o desenvolvimento de baterias cada vez menores e mais eficientes (DODD et al., 2007). Por isso, a radiotelemetria é uma importante aliada na análise dos efeitos negativos das estradas na vida selvagem, na identificação e localização das medidas mais adequadas para minimizar esses efeitos e ainda na avaliação da eficácia das mesmas (SOANES et al., 2013; TAYLOR; SANDPIPER, 2013; DODD et al., 2007).

## Componentes e tipos de técnicas

Os componentes do sistema de telemetria clássica são um subsistema de transmissão, composto por um emissor, uma fonte de energia e uma antena transmissora que são colocados no indivíduo e um subsistema receptor, que inclui uma antena receptora, um receptor de sinal com indicador de recepção (alto-falante e/ou monitor) e uma fonte de energia. A maioria deste tipo de sistema envolve transmissores sintonizados em diferentes frequências para permitir o rastreamento de diferentes indivíduos na mesma região (QUAYLE, 1998). O rastreamento dos indivíduos por telemetria implica a sua captura e colocação de um emissor. O peso do emissor não deve ultrapassar de 10% do peso corporal para anfíbios, répteis e grandes mamíferos; 5-10% para aves e pequenos mamíferos; e 1% para aves de grande porte (WALKER et al., 2011).

Os dois principais tipos de rastreamento remoto utilizados atualmente são: I. convencional, via sistema de frequência de ondas de rádio VHF (*Very High Frequency*) (Figura 2), II. rastreamento por satélite, através do GPS ou do sistema Argos. O rastreamento por ondas de rádio VHF é a técnica padrão e vem sendo utilizada desde 1963 (QUAYLE, 1998). A escolha da técnica vai depender do objetivo, custos e benefícios de cada método (THOMAS; HOLLAND; MINOT, 2011).

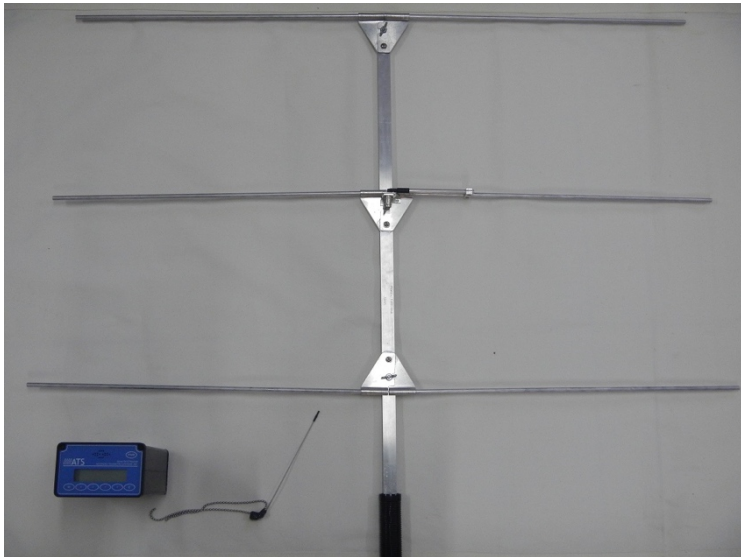


Figura 2.- Componentes do sistema de radiotelemetria por VHF: antena Yagi e rádio.

Com o VHF é possível seguir dois procedimentos para localizar os indivíduos: a triangulação e o *homing*. Na triangulação é necessário dois observadores registrando os azimutes do transmissor e a sua interseção indica a localização do animal

## Infraestrutura Viária & Biodiversidade

(BARTOLLOMEI; FRANCUCCI; PEZZO, 2012). O ângulo de intersecção não deve ser inferior a  $60^\circ$  ou superior a  $120^\circ$ , sendo que o ideal seja de  $90^\circ$  para minimizar o erro de estimação da localização (Figura 3).

A técnica *homing* consiste em seguir o sinal na sua direção mais forte, na medida em que apenas um pesquisador aproxima-se do animal, o sinal aumenta e o ganho do receptor deve ser reduzido para discriminar ainda mais a direção. Esse processo é repetido até que o animal seja encontrado (MECH, 1983).

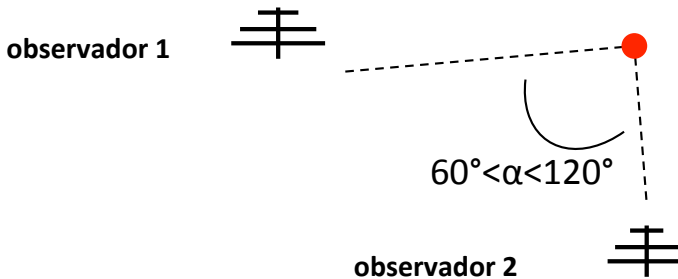


Figura 3.- Triangulação da localização do indivíduo marcado (ponto vermelho).

O rastreamento por satélite pode ser realizado de duas formas: I. no sistema Argos uma plataforma de terminal transmissor (*platform transmitter terminal*, PTT) transmite um pulso detectado por satélites Argos de órbita polar localizados 850 Km acima da Terra. O satélite passa sobre o PTT e tem aproximadamente 10 min para receber os dados de frequência (efeito Doppler) e marcas de tempo necessárias. Estes dados são compilados e analisados pelos centros de processamento Argos e as localizações são calculadas. A precisão de cada ponto de localização é avaliada e atribuída a uma das várias classes de localização (THOMAS; HOLLAND; MINOT, 2011); II. no sistema de posicionamento global (GPS), dispositivos de rastreamento GPS recebem transmissões a partir de uma constelação de 24 satélites localizados a aproximadamente 20 000 kms acima do solo (NAVSTAR). Quando quatro ou mais satélites estão à vista, o GPS fornece uma precisão de localização de menos de 30m (THOMAS; HOLLAND; MINOT, 2011). Para o rastreamento aéreo, em sua maioria, o operador alterna entre duas antenas para determinar a direção do sinal. Onde este sinal é igualmente forte para ambas as antenas, o avião circula em torno para identificar o indivíduo que está sendo seguido. Este método de rastreamento é particularmente útil em áreas de difícil acesso a pé ou de automóvel, como o deserto e as áreas montanhosas remotas (MECH; BARBER, 2002).

### Desenho Experimental

O correto planejamento de um desenho experimental está dependente da determinação clara e detalhada dos objetivos, constituindo uma das etapas mais importantes do trabalho. Estudos de como a presença de estradas pode influenciar a

seleção de recursos, ou a avaliação dos locais de travessia da rodovia, são considerados estimativas de fina escala. Neste caso, exige a obtenção de um elevado número de localizações com alta precisão, coletadas durante vários períodos do dia e da estação de interesse (MONTGOMERY; ROLOFF; MILLSPAUGH, 2013; SOANES et al., 2013).

Além de estabelecer os objetivos e tipo de estudo, a especificação correta da amostra ou unidade amostral ajuda a fornecer medidas confiáveis para o teste de hipótese ou para construção de modelos. Em estudos de telemetria, a amostra é o indivíduo estudado e as localizações são consideradas subamostras (AEBISCHER; ROBERTSON, 1994). O tamanho amostral é igualmente importante, pois inclui não só o número de indivíduos para poder representar a diversidade de respostas, mas também o número de localizações obtidas por animal para encontrar um padrão de resposta individual face às rodovias.

A seleção do tipo de técnica a ser utilizada no estudo, VHF ou por satélite (GPS ou sistema Argos), dependerá do objetivo do estudo, das características do animal e do ambiente e do custo de cada método (THOMAS; HOLLAND; MINOT, 2011).

### **Efeitos dos transmissores nos indivíduos marcados**

Assumindo que um desenho experimental apropriado foi elaborado, o próximo passo é verificar o efeito dos transmissores nos animais e a precisão das estimativas de localização. Conhecer a magnitude dessas duas fontes de viés e avaliar sua influência na inferência, permite uma avaliação completa e não tendenciosa de como é o comportamento dos indivíduos (WITHEY; BLOXTON; MARZLUFF, 2001).

A marcação dos indivíduos pode gerar vários efeitos. A colocação de um elemento estranho no seu corpo pode: 1) aumentar a sua detectabilidade e deste modo o risco de ser predado, 2) reduzir a performance na reprodução, e 3) o peso e tamanho do elemento pode alterar o seu comportamento e movimentos pondo em risco a sua capacidade de se alimentar e de se refugiar e em último caso a sua sobrevivência (WHITE; GARROTT, 1990). A maioria desses efeitos são táxon e técnica-específicos, ou seja, dependem da espécie, do tipo de transmissor e da técnica de fixação utilizados (STREBY et al., 2013). Os transmissores podem ser fixados através de cola, colares, arreios, como uma mochila, implantados cirurgicamente ou por ingestão (QUAYLE, 1998). Sistemas que fixam o transmissor como uma mochila podem perturbar mais o indivíduo, enquanto que os transmissores implantados parecem ser menos prejudiciais, porém mais invasivos porque necessita de uma pequena cirurgia (WITHEY; BLOXTON; MARZLUFF, 2001). Em aves, por exemplo, o sistema de mochila pode provocar efeitos de curto prazo, como o alongamento ou afofamento das penas e efeitos de longo prazo na sobrevivência e reprodução (AMUNDSON; ARNOLD, 2010; KRAPU et al., 2004; WITHEY; BLOXTON; MARZLUFF, 2001). Em pequenos mamíferos os colares podem reduzir os níveis de atividade (MIKESIC; DRICKAMER, 1992). Para mamíferos de médio e grande porte,

os colares raramente afetam sua sobrevivência, reprodução e comportamento (MOLL et al., 2009; HORBACK et al., 2012).

### Erro de localização

O erro em telemetria é definido como a diferença espacial entre a estimativa da localização do animal e a sua localização verdadeira (HEEZEN; TESTER, 1967). Em estudos de rádio rastreamento o efeito do erro de localização na confiabilidade dos resultados deve ser sempre testado e levado em conta. O erro aceitável dependerá dos objetivos do estudo (KAUHALA; TIILIKAINEN, 2002). Diversas técnicas, anteriormente comentadas, são utilizadas para estimar o erro de localização (QUAYLE, 1998). Como cada técnica possui diferentes fontes e magnitude de erro associados, um estudo de sucesso somente é alcançado quando as limitações da técnica selecionada são compreendidas.

Uma das formas de calcular o erro consiste em colocar os transmissores em localizações conhecidas em diversos pontos ( $n > 30$ ) da área de estudo. A diferença entre a localização real e a estimada é calculada e o erro é dado como a média das diferenças nos diferentes locais (WITHEY; BLOXTON; MARZLUFF, 2001) (Figura 4). As coordenadas X e Y representam os catetos do triângulo formado pela diferença entre o valor estimado e o real. O erro corresponde à hipotenusa desse triângulo.

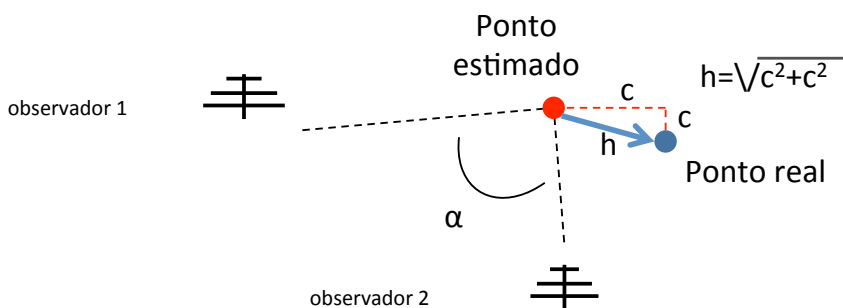


Figura 4.- Esquema da estimativa do erro de localização.

Diversos métodos são utilizados para incorporar o erro nos estudos com radiotelemetria, como por exemplo, encontrar a escala espacial mais adequada das variáveis em estudo para que o erro seja minimizado (TELESCO; VAN MANEN, 2006). Ou seja, se o erro é de 30 metros, não é possível analisar a travessia em caminhos florestais ou mesmo de rodovias com duas pistas, pois nunca se saberá se atravessou ou não estes tipos de via.

## Limitações da telemetria

As principais limitações da telemetria são o elevado número necessário de localizações válidas e o efeito que os marcadores podem causar nos animais. Não por acaso, são os tópicos anteriormente comentados.

Normalmente as perguntas dos estudos exigem um grande número de localizações e por isso é necessário garantir a independência entre elas, reduzir a pseudo-replicação e de dessa forma, diminuir a probabilidade de aceitar diferenças que não existem (erro tipo I). Por exemplo, os estudos cujo objetivo é determinar o tamanho da área de vida, requerem que o número de localizações coletadas atinja a assíntota no gráfico tamanho da área vs. número de localizações, que é definida como o ponto após o qual localizações adicionais resultam em um aumento mínimo no tamanho da área (HARRIS et al., 1990).

Além do número de localizações, cada tipo específico de técnica possui particularidades que devem ser consideradas. O rastreamento por GPS possui a comodidade de coletar diversas localizações com alta precisão e com um esforço mínimo de campo (TOMKIEWICZ et al., 2010), porém os transmissores costumam ser maiores, mais pesados (limitado o tamanho do animal), dispendiosos e podem ter sua eficácia comprometida dependendo do local (áreas com dossel fechado, embaixo d'água ou em cavernas). Já o rastreamento por satélite Argos possuem transmissores menores e mais leves, mas com menor precisão (FAO, 2007). VHF é uma técnica popular, devido ao custo baixo do transmissor e custos operacionais reduzidos. No entanto, o VHF envolve um grande esforço de campo e como o transmissor é de baixo custo, a perda do sinal dos indivíduos ou mesmo dos indivíduos não implica uma grande diferença no orçamento (COOKE et al., 2004). No caso do rastreamento de indivíduos em áreas de elevada incidência de mortalidade é aconselhável o uso do VHF. Para um maior detalhamento do melhor método consultar Thomas, Holland e Minot (2011).

As estimativas de localização do animal podem ser afetadas pela variabilidade da propagação das ondas de rádio. No caso da triangulação são vários os fatores: a cobertura de dossel (REMPEL; RODGERS; ABRAHAM, 1995), a capacidade de mobilidade do indivíduo durante a coleta de dados (MOEN; PASTOR; COHEN, 2001), o equipamento usado (WHITE; GARROT, 1990), as características topográficas da área de estudo, tal como o declive do terreno (GANTZ; STODDART; KNOWLTON, 2006), a distância entre o transmissor e o receptor (AMELON et al., 2009) e a habilidade e experiência dos operadores (BARTOLLOMEI; FRANCUCCI; PEZZO, 2012). No caso de rastreamento por GPS, as principais interferências nas estimativas são o dossel fechado e a inclinação do terreno (FRAIR et al., 2010). Na técnica *homing*, a principal influência é o próprio observador, já que sua presença tão próxima pode alterar o comportamento do animal (WHITE; GARROT, 1990). No rastreamento aéreo, questões de segurança podem tornar a observação direta impraticável em algumas situações e sem a observação direta o erro pode ser superior a 5km, e dessa forma necessita de condições climáticas favoráveis para voar (QUAYLE, 1998). É necessário

## **Infraestrutura Viária & Biodiversidade**

considerar estes fatores antes de iniciar o estudo e optar pelo método que proporcione o menor erro de localização possível.

No que diz respeito ao efeito dos marcadores nos animais, acima explicados, algumas recomendações de White e Garrot (1990) na escolha do transmissor podem evitar os efeitos negativos para os indivíduos:

- transmissor discreto e de menor tamanho possível;
- testar o transmissor em animais em cativeiro;
- evitar o uso de transmissores externos para as aves;
- antecipar o crescimento e as mudanças sazonais no físico e comportamento dos animais para ajustar a melhor opção de transmissor e de fixação;
- evitar colocar os transmissores em animais durante períodos de estresse (anos com recursos escassos, estações reprodutivas) ou em animais debilitados;
- permitir um período de adaptação da marcação antes de coletar dados;
- não assumir que os transmissores não causarão efeitos;
- reportar qualquer tipo de efeito, negativo ou positivo;
- avaliar a influência dos transmissores nos animais, e considerar diversas variáveis resposta, incluindo a comportamental e a fisiológica.

### **Análise de dados**

Os recentes avanços na tecnologia da telemetria têm conduzido ao aumento da quantidade e qualidade das localizações de indivíduos o que permite diferentes tipos de análises. Nesta seção apresentamos os vários tipos de análise para determinar a forma e dimensão das áreas de vida, a resposta espacial em relação às rodovias e os locais de travessia com sucesso e insucesso.

#### **Cálculo das áreas de vida**

A área de vida ou território de um indivíduo corresponde a uma determinada área onde se restringe as suas atividades na procura de alimento, refúgio, acasalamento e cuidados parentais (BURT, 1943). A estimativa do tamanho da área de vida, a forma e padrão de utilização é bastante relevante para conhecer os impactos das rodovias nos indivíduos e conseqüentemente nas suas populações. Existe uma grande diversidade de técnicas para o cálculo das áreas de vida, das quais aqui destacamos quatro:

**Mínimo polígono convexo** (MCP - *minimum convex polygon*) (e.g. MOHR, 1947) – é o método mais popular e antigo na definição de uma área de vida. A área de vida gerada por esta técnica consiste na área limitada pelo menor polígono convexo que contém todas as localizações de um determinado indivíduo. É uma técnica simples de aplicar e de fácil percepção conceitual, o que explica a sua popularidade apesar de existirem outros métodos desenvolvidos considerados mais adequados.



Infelizmente, pode criar resultados errados e incluir áreas que não são utilizadas pelos indivíduos. Este método não leva em conta a densidade de distribuição dos pontos, considerando a área uniformemente utilizada pelo indivíduo.

**Estimador de densidade de Kernel** (KDE - *Kernel density estimator*) (e.g. WORTON, 1989) - Corresponde a um conjunto de métodos que geram superfícies raster para definir áreas de vida com base na densidade de localizações. Para cada localização é definida uma superfície raster em que o valor máximo corresponde à localização e diminui à medida que a distância aumenta dessa localização. O valor final de cada célula raster corresponde à soma da sobreposição de todas as superfícies geradas para cada localização. Uma das desvantagens deste método é que a área de vida gerada não é limitada, expandindo-se até ao infinito. O método kernel pode também gerar superfícies descontínuas de áreas de utilização tanto pela elevada densidade de pontos em determinados pontos quanto pela presença de barreiras.

**K vizinho mais próximo** (K-NNCH - *local nearest-neighbor convex-hull*) (e.g. GETZ; WILMER, 2004) - Estima as áreas de vida com base na distribuição da utilização da área, considerando o polígono convexo de cada localização e o k vizinho mais próximo. Cada ponto é associado a um polígono, cuja sobreposição dos diferentes polígonos vai gerar uma superfície com um valor associado à proporção de pontos total que se traduz numa distribuição em isolinhas. Deste modo, uma superfície que possui 20% dos dados corresponde à isolinha 20%. Este método tem a vantagem de identificar os limites das áreas de vida ou barreiras à distribuição dos indivíduos.

**T-LoCoH** (*time local convex hull*) (LYONS; TURNER; GETZ, 2013) – Constrói áreas de vida com um algoritmo que incorpora a variável tempo nas localizações kernel. O tempo é integrado numa distância euclidiana utilizando escala adaptativa da velocidade do indivíduo, permitindo a construção de uma superfície que divide o espaço de acordo com o tempo de uso e fases de movimentos. Esta técnica é utilizada, sobretudo, em conjunto de pontos obtidos por GPS que corresponde a uma grande quantidade de dados capturados de forma contínua.

### **Avaliação do uso do espaço e a direcionalidade dos movimentos**

Com base nas localizações de cada indivíduo e na caracterização das áreas de vida em relação a parâmetros das estradas e da paisagem é possível avaliar o efeito relativo da estrada no uso ou seleção do seu habitat (ver Tabela 1).

Pode-se comparar as localizações observadas com localizações aleatórias dentro da área de vida. Tendo em conta o erro associado à localização é recomendável fazer um buffer ao redor de cada localização com um raio igual ao erro estimado (FRAIR et al., 2010). Como são avaliados vários indivíduos e as localizações estão agrupadas por indivíduos, se corre o risco de auto-correlação espacial que pode ser minimizada considerando o indivíduo como fator aleatório. Neste caso, deve-se utilizar uma ferramenta estatística que leva em conta a autocorrelação espacial que são os modelos mistos generalizados (GLMM) em que a variável dependente é (localizações

## Infraestrutura Viária & Biodiversidade

observadas vs. localizações aleatórias) e as variáveis independentes são os parâmetros relativos às estradas e paisagem (Tabela 1). Neste caso, definem-se os modelos candidatos previamente e seleciona-se o melhor modelo de acordo com o menor AIC (*Akaike Information Criterion*). Para mais informação dos procedimentos a seguir com GLMM é recomendável ler o livro Zuur et al. (2009). Uma outra forma de analisar a seleção de habitat é recorrendo ao ENFA (*Ecological Niche Factor Analysis*) que apenas utiliza as localizações observadas e compara a distribuição das localizações com a área ocupada pelas localizações de cada indivíduo (área de vida). Este método é semelhante a uma análise de componentes principais que consiste na transformação dos dados para um sistema de coordenadas de forma que a maior variância fica na 1ª coordenada, e a segunda maior fica ao longo da 2ª coordenada, e assim sucessivamente.

**Tabela 1.**– Características das estradas e da paisagem que podem afetar o uso do espaço dos indivíduos

<b>Estradas</b>	<b>Paisagem</b>
Largura da estrada	Proporção de usos de solo
Tipo de pavimento	Distância às linhas de água
Volume por classe de tráfego rodoviário	Distância às áreas urbanas
Velocidade de tráfego	Densidade de gado
Largura da borda da estrada	Densidade de caminhos
Tipo de vegetação da borda da estrada	Densidade de outras estradas
Proporção da vegetação da borda da estrada	Densidade populacional

Os mesmos procedimentos podem ser seguidos se utilizarmos os movimentos. Neste caso podem ser tomadas três medidas – a velocidade, a direcionalidade, e a sinuosidade. Um movimento pode corresponder a um segmento definido por duas localizações sucessivas. Nestes casos, podemos considerar uma variável resposta contínua como a velocidade do movimento (m/min) e também considerar uma variável binária direção (os movimentos que se afastam vs. os que se aproximam). No que diz respeito à direção do movimento, as variáveis independentes podem corresponder às diferenças de valores entre o ponto inicial ( $p_i$ ) e o ponto final ( $p_f$ ). A comparação dos  $p_i$  e  $p_f$  do valor de tráfego, a distância das localizações, e uso do solo podem explicar quais variáveis influenciam os movimentos dos indivíduos em relação à estrada. A sinuosidade deve utilizar um segmento com mais de três localizações sucessivas e estimadas através da divisão do comprimento do segmento entre os pontos limites pela distância euclidiana entre os mesmos pontos. A análise dos resultados não é de fácil interpretação, porque pouco se conhece sobre os movimentos naturais das espécies e o que representa diferentes níveis de sinuosidade. Por isso deve-se comparar a sinuosidade média com e sem o efeito de estrada.

## **Análise das características das travessias com sucesso e os atropelamentos**

As localizações sucessivas que se encontram nos dois lados de uma mesma estrada permitem definir um segmento que vai indicar o local provável de travessia da estrada. Este local pode ser comparado com locais definidos aleatoriamente para determinar quais as características preferenciais de travessia, ou comparar com locais conhecidos de atropelamento e então conhecer quais as características da estrada e da paisagem permitem o sucesso ou insucesso das travessias. As variáveis que podem afetar o sucesso ou insucesso das travessias podem ser: largura da estrada, da borda, e do canteiro central, volume e velocidade de tráfego, topografia da estrada (sobreelevada, em aterro ou mesmo nível), inclinação da borda em relação à estrada, tipo e proporção da vegetação da borda da estrada, densidade de passagens num raio predefinido e distância da passagem mais próxima. A análise pode seguir o procedimento referido anteriormente: GLMM.

### **Estudos de caso**

#### ***Effects and mitigation of road impacts on individual movement behavior of wildcats (Klar, Herrmann, and Kramer-Schadt 2009)***

O objetivo deste estudo era determinar a efetividade do cercamento de estradas na prevenção de atropelamentos e avaliar o uso de tipos diferentes de passagens por gatos selvagens *Felis silvestris*. Doze gatos selvagens foram rádio rastreados durante a fase de construção da estrada e na fase de operação, momento esse no qual foi instalada a cerca por um período total de quatro anos.

O erro foi calculado através da localização de rádio colares escondidos em diferentes alturas e posições conhecidas da área de estudo. Para determinar a efetividade do cercamento, o número de atropelamentos foi comparado entre três trechos com diferentes tipos de cercas. Nessa comparação a área de atividade individual foi delimitada utilizando o mínimo polígono convexo. Cada polígono foi calculado usando as localizações anuais e a composição delas (todos os dados) para cada gato. Cerca de 100 linhas aleatórias foram distribuídas dentro de cada polígono individual. As frequências de travessia foram contadas para as linhas aleatórias (controle) como para as estradas (área impactada) e foram ajustadas para o comprimento da linha. As médias de frequência de travessia das linhas aleatórias foram comparadas com a frequência de travessia das estradas para cada indivíduo através do teste de Wilcoxon pareado. Para avaliar se a estrada exercia efeito barreira para os gatos, o número de travessia foi comparado entre o período de construção e operação da estrada. Para essa análise foi calculado a atividade locomotora dos gatos para todas as localizações em um intervalo de 30 min. Então a distância entre duas localizações foi dividida pela diferença do tempo. A velocidade média para cada hora do dia e para todos os gatos foi calculada. Para definir o tempo de travessia, foram considerados apenas eventos derivados de duas localizações dentro de uma hora. O

cálculo das áreas de vida e dos eventos de travessia foi feito através das extensões ArcView3.2, ArcGis9.0 e *Animal Movement* do ArcView (HOOGE; EICHENLAUB, 1997). Todos os testes estatísticos foram realizados no software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2006).

Cada gato foi rastreado em média durante 15.5 meses, sendo oito dias/mês de localizações realizadas no período diurno e dois dias/mês de localizações durante a noite. No total foram 24 noites de radio-rastreamento por gato, com 16-48 localizações e 96 dias com 2-6 localizações, somando 13.000 localizações.

Além de determinar e reportar o erro associado à técnica utilizada, esse trabalho utilizou mais de um método para determinar a localização dos animais. Triangulação e *homing*, inclusive rastreamentos noturnos foram utilizados para verificar com maior precisão a localização. Para determinar a preferência de passagens, foram considerados apenas os eventos de travessia dentro de 15 min da última localização. E ainda, a confirmação do uso da passagem apenas foi realizada quando o observador teve certeza da localização no outro lado da via.

### **Individual spatial responses towards roads: implications for mortality risk (Grilo et al. 2012)**

Este estudo teve como objetivo investigar como o comportamento espacial de indivíduos de corujas (*Tyto alba*) e fuinhas (*Martes foina*) é influenciado pela rodovia e seu tráfego em diferentes resoluções espaciais. Especificamente foi avaliado: (i) como a rodovia afeta a localização e tamanho da área de vida no seu entorno; (ii) quais características da rodovia influenciam a seleção de habitat desses indivíduos; (iii) o papel de diferentes características da rodovia no movimento e (iv) características associadas com eventos de travessia e atropelamentos.

Dois trechos da rodovia foram escolhidos de acordo com as características ambientais adequadas para cada espécie. Um ano e meio de coleta, 11 indivíduos de cada espécie marcados com transmissores e que foram coletados (redes e tomahawks) em uma distância não maior do que 1,5km da rodovia. Cada indivíduo foi monitorado do amanhecer ao anoitecer, obtendo localizações com triangulações sucessivas a cada 30 min. O erro de localização foi estimado usando rádio-transmissores escondidos em diferentes alturas e posições conhecidas dentro da área de estudo.

Localização e tamanho da área de vida: foi utilizado o método *Local Nearest Neighbor Convex-Hull* (NNCH), através do pacote *LoCoH Home-range Generator* para ArcGis 9.1 (ESRI, Redlands, CA, USA). Foi usado K=20 vizinhos para estimar as áreas de vida. As áreas de vida foram estimadas para todos os indivíduos, distinguindo entre aqueles com e sem tamanho amostral suficientemente grande para obter um tamanho de área de vida estável. Por definição, indivíduos com áreas de vida estáveis são esperados atingir uma assíntota enquanto indivíduos flutuantes ou subamostrados aumentam suas áreas progressivamente.

Seleção de habitat: o efeito das características relacionadas à paisagem e à rodovia sobre a localização dos indivíduos foi avaliado através da comparação das propriedades das localizações de rádio atual com os dados obtidos de um grupo de pontos aleatórios obtidos dentro de cada área de vida. Foi utilizado o índice de Schoener ( $>1.6$  e  $<2.4$ ) para selecionar localizações independentes. Para cada área de vida foi estimado o mesmo número de pontos aleatórios quanto de localizações. Cada localização/ponto aleatorizado foi "bufferizado" com um raio com o comprimento similar ao erro de localização médio e descrito em termos de fatores relacionados à rodovia e à paisagem dentro desta área. Características relacionadas à rodovia incluem distância média até a rodovia como também até estradas pavimentadas e não pavimentadas. Intensidade de tráfego foi estimada como o número de veículos que usaram a rodovia durante a hora da localização. Já que a influência do tráfego é esperada declinar com o aumento da distância da rodovia, foi incluído um termo de interação entre a intensidade de tráfego da rodovia e a distância da rodovia, ambos obtidos na mesma hora. No caso de pontos aleatorizados foram designados aleatoriamente os valores de intensidade de tráfego observada a partir das localizações dependentes excluídas. Variáveis relacionadas à paisagem incluem a distância até o corpo d'água mais próximo, área urbana e prédios e também a área de habitat adequado para cada espécie. Para avaliar quais características têm maior influencia na seleção de habitat, foi utilizado Modelos Mistos Generalizados (GLMM) onde as localizações independentes/pontos aleatórios foram a variável resposta e indivíduos considerados como efeito aleatório para evitar a pseudo-replicação. A seleção do modelo foi feita através do Critério de Informação de Akaike (AIC).

Direção do movimento dentro das áreas de vida e próximo à rodovia: o movimento foi monitorado para avaliar se e de que forma estes animais respondem à rodovia e seu tráfego. Com estas análises foi pretendido identificar em quais distâncias da rodovia e em qual volume de tráfego os indivíduos foram mais propensos a mover através da rodovia dentro de suas áreas de vida. E também, avaliar quais características relacionadas à paisagem e à rodovia influenciam na direção do movimento próximo à rodovia. Para o 1º objetivo o movimento foi definido como seções unindo duas localizações sucessivas (intervalo de tempo de  $30 \pm 15$  minutos) e então as seções foram classificadas em dois tipos: movimento em direção à rodovia (TOW) e a afastar-se da rodovia (AWA). Foram extraídas as seguintes variáveis: distância do ponto inicial do segmento da rodovia, intensidade das luzes dos veículos e intensidade do tráfego de caminhões. A mesma análise da seleção de habitat foi utilizada neste objetivo, sendo que a variável resposta foi o tipo de movimento (TOW ou AWA) e o efeito aleatório continuou sendo os indivíduos.

Travessias na rodovia a locais de atropelamento: foi utilizado GLMM para descrever os eventos de travessia através da comparação entre locais de travessia e locais aleatórios na rodovia. Locais de travessia foram definidos como o ponto onde a linha delimitada por duas localizações consecutivas atravessou a rodovia. Modelos logísticos foram utilizados para explorar diferenças entre a seleção de local para travessia e locais onde houve atropelamento. As áreas de vida foram calculadas

através do Arcview 3.2 e ArcGis 9.3 e a extensão *Animal Movement* do programa. As análises estatísticas foram realizada no programa de software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011) com as extensões lme4 (BATES; MAECHLER; BOLKER, 2011), glmmML (BROSTROM; HOLMBERG, 2011) e ncf (BJORNSTAD, 2009).

Ao todo foram marcados 11 indivíduos de cada espécie, sendo que os dados foram suficientes para calcular a área de vida de cinco corujas e seis fuinhas. Para a seleção de habitat foram obtidas 2027 localizações para corujas e 1592 para fuinhas. Com relação à direcionalidade dos movimentos, foram identificados 721 e 421 movimentos através da rodovia e 736 e 416 movimentos fora da rodovia para corujas e fuinhas respectivamente. As corujas atravessaram a rodovia 29 vezes durante 1175 horas de rastreamento e as fuinhas atravessaram 70 vezes em 866 horas de monitoramento.

Este trabalho demonstra a importância do uso de diferentes metodologias e análises para determinar como a rodovia influencia os hábitos das espécies no seu entorno. O erro foi reportado e ainda houve o cuidado de estabelecer o número correto de localizações para cada tipo de análise realizada.

### ***Variation in elk response to roads by season, sex, and road type*** **(Montgomery, Roloff, and Millspaugh 2013)**

O objetivo deste estudo foi avaliar se a resposta de alces *Alces alces* à presença de estradas, na escala de área de vida, varia de acordo com a estação do ano, sexo e tipo de estrada. Ao todo foram colocados colares em 28 alces, somando 9770 localizações e a distribuição de utilização sazonal foi calculada. Foi avaliado o efeito de co-variáveis de habitat incluindo distância à cobertura de segurança mais próxima, qualidade da forragem, distância de estradas e visibilidade das estradas em escala de área de vida. As localizações foram coletadas duas a cinco vezes por semana através de triangulação e observação visual (rastreamento aéreo). O erro da estimativa de localização foi calculado (176.1 m) e sua influência na análise avaliada. Definiram-se 15 modelos candidatos para explicar a variação no uso do espaço dos alces. Os modelos foram ajustados utilizando modelos lineares mistos generalizados (GLMM) e o melhor modelo foi selecionado de acordo com o menor AIC. Assim como Klar, Herrmann e Kramer-Schadt (2009), este trabalho utilizou mais de uma técnica para estimação das localizações e também considerou o erro associado à cada técnica tornando os resultados confiáveis.

## **Referências Bibliográficas**

- AARTS, G. et al. Estimating Space-Use and Habitat Preference from Wildlife Telemetry Data. *Ecography* 31(1): 140–60, 2008. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.2007.0906-7590.05236.x>>. Acesso em: March 21, 2014
- AEBISCHER, N. J.; ROBERTSON, P. A. Testing for resource use and selection by marine birds: a comment. *Journal of Field Ornithology* 65:210-213, 1994.

- AMELON, S.K.; DALTON, D.C.; MILLSPAUGH, J.J.; WOLF, S.A. Radiotelemetry techniques and analysis. In: Kunz T.H., Parsons S. (Eds.). Ecological and behavioural methods for the study of bats. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 57–77, 2009.
- AMUNDSON, C. L.; ARNOLD, T. W. Effects of Radiotransmitters and Plasticine Bands on Mallard Duckling Survival. *Journal of Field Ornithology* 81(3): 310–16, 2010. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1557-9263.2010.00287.x> > Acesso em: April 8, 2014.
- ASARI, Y. et al. Gap-crossing in fragmented habitats by mahogany gliders (*Petaurus gracilis*). Do they cross roads and powerline corridors? *Australian Mammalogy*, 32, (1) pp. 10-15, 2010.
- BARTOLOMEI, P., FRANCUCCI, S.; PEZZO, F. Accuracy of conventional radio telemetry estimates: a practical procedure of measurement. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 23 (2): 12–18, 2012.
- BATES, D.; MAECHLER, M.; BOLKER, B. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4 classes. R package version 0.999375-42, 2011. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=lme4>> Acesso em: 2012 Jul 20.
- BJORNSTAD, O. N. ncf: spatial nonparametric covariance functions. R package version 1.1-3, 2009. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=ncf>>. Acesso em: 2012 Jul 20.
- BROSTROM, G.; HOLMBERG, H. glmmML: Generalized linear models with clustering. R package version 0.82-1, 2011. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=glmmML>>. Acesso em: 20 jul 2012.
- BURT, W. H. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*, 24, 346-352, 1943.
- COOKE, S. J et al. Biotelemetry: A Mechanistic Approach to Ecology. *Trends in ecology & evolution* 19(6): 334–43, 2004. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16701280>> Acesso em: March 20, 2014.
- DODD, N.L., et al. Assessment of Elk Highway Permeability by Using Global Positioning System Telemetry. *Journal of Wildlife Management* 71(4): 1107–17, 2007. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/abs/10.2193/2006-106>>. Acesso em: March 26, 2014.
- DOWNS, J. et al. Strategically Locating Wildlife Crossing Structures for Florida Panthers Using Maximal Covering Approaches. *Transactions in GIS* 18(1): 46–65, 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/tgis.12005>>. Acesso em: April 14, 2014.
- FAO. 2007. Wild Birds and Avian Influenza: an introduction to applied field research and disease sampling techniques. Edited by D. Whitworth, S.H. Newman, T. Mundkur and P. Harris. FAO Animal Production and Health Manual, No. 5. Rome. Disponível em: <[www.fao.org/avianflu](http://www.fao.org/avianflu)>. Acesso em: Abril de 2018)
- FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 207-231, 1998.
- FRAIR, J.L. et al. Resolving Issues of Imprecise and Habitat-Biased Locations in Ecological Analyses Using GPS Telemetry Data. *Philosophical transactions of the Royal Society of London*, 365(1550): 2187–2200, 2010. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=2894963&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: Março de 2014.
- GANTZ, G. F., STODDART, L. C.; KNOWLTON, F. F. Accuracy of aerial telemetry locations in mountainous terrain. *Journal of Wildlife Management*, 70:1809–1812, 2006.
- GARITANO-ZAVALA, A. et al. Home Range Extension and Overlap of the Ornate Tinamou (*Nothoprocta Ornata*) in an Andean Agro-Ecosystem. *The Wilson Journal of Ornithology*, 125(3):491-501, 2013.
- GETZ, W. M.; WILMERS, C.C. A local nearest-neighbor convex-hull construction of home ranges and utilization distributions. *Ecography*, 27: 489-505, 2004.
- GRILO, C. et al. Individual Spatial Responses towards Roads: Implications for Mortality Risk. *PloS one* 7(9): e43811, 2012. Disponível em:

- <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=3435373&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: Abril de 2014.
- HARRIS, S. et al. Home-range analysis using radio-tracking data—a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal review*, v. 20, n. 2-3, p. 97-123, 1990.
- HEEZEN, K. L.; TESTER, J. R. Evaluation of radio-tracking by triangulation with special reference to deer movements. *Journal of Wildlife Management* 31:124–141, 1967.
- HOOGE, P. N.; EICHENLAUB, B. Animal movement extension to ArcView. U.S. Geological Survey, Alaska Biological Science Center, Anchorage, AK, USA, 1997.
- HORBACK, K. M. et al. The Effects of GPS Collars on African Elephant (*Loxodonta Africana*) Behavior at the San Diego Zoo Safari Park. *Applied Animal Behaviour Science* 142(1-2): 76–81, 2012. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0168159112002754>>. Acesso em: Abril de 2014.
- KALLE, R. et al. Predicting the Distribution Pattern of Small Carnivores in Response to Environmental Factors in the Western Ghats. *PloS one* 8(11): e79295, 2013. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=3828364&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: Abril de 2014.
- KAUHALA, K.; TIILIKAINEN, T. Radio location error and the estimates of home-range size , movements , and habitat use : a simple field test. *Annales zoologici Fennici*, 39: 317–24, 2002.
- KERTH, G.; MELBER, M. Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forestliving bat species. *Biol. Conserv.* 142, 270–279, 2009.
- KLAR, N.; HERRMANN, M.; KRAMER-SCHADT, S. Effects and Mitigation of Road Impacts on Individual Movement Behavior of Wildcats. *Journal of Wildlife Management* 73(5): 631–38, 2009. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/abs/10.2193/2007-574>>. Acesso em: March 19, 2014.
- KRAPU, G. L. et al. Does presence of permanent fresh water affect recruitment in prairie-nesting dabbling ducks? *Journal of Wildlife Management*, 68: 332–341, 2004.
- LYONS A. J.; TURNER, W. C.; GETZ, W. M. Home range plus: a space-time characterization of movement over real landscapes. *Movement Ecology*, 1:2, 2013.
- MATTHIOPOULOS, J. et al. Using satellite telemetry and aerial counts to estimate space use by grey seals around the British Isles. *Journal of Applied Ecology* 41: 476-491, 2004.
- MCCLEERY R. A.; LOPEZ, R. R.; SILVY, N.J. Movements and Habitat Use of the Key Largo Woodrat. *Southeastern Naturalist*, 5(4):725-736, 2006.
- MECH, D. L.; BARBER, S.M. Critique of Wildlife Radio-tracking and its Use in National Parks: A Report to the U.S. National Park Service. Northern Prairie Wildlife Research Center, 83 p., 2002.
- MECH, L. D. Handbook of animal radio-tracking. University of Minnesota Press, Minneapolis, Minnesota, USA, 1983.
- MIKESIC, D. G.; DRICKAMER, L. C. Effects of radiotransmitters and fluorescent powders on activity of wild house mice (*Mus musculus*). *Journal of Mammalogy*, 73:663-667, 1992.
- MILLSPAUGH, J. J.; MARZLUFF, J. M. (editors). Radio tracking and animal populations. Academic Press, San Diego, California. xvii 1 474 p, 2001.
- MOEN, R.; PASTOR, J.; COHEN, Y. Effects of animal activity on GPS telemetry location attempts. *Alces*, 37:207–216, 2001.
- MOHR, C. O. Table of equivalent populations of North American small mammals. *The American Midland Naturalist Journal*. 37: 223-249, 1947.
- MOLL, R. et al. Physiological stress response of captive white-tailed deer to video collars. *Journal of Wildlife Management*. 73, 609–614, 2009.



- MONTGOMERY, R.; ROLOFF, G. J.; MILLSPAUGH, J. J. Variation in Elk Response to Roads by Season, Sex, and Road Type. *The Journal of Wildlife Management* 77(2): 313–25, 2013. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/jwmg.462>>. Acesso em: April 2, 2014.
- NEUMANN, W. et al. Difference in spatiotemporal patterns of wildlife road-crossings and wildlife-vehicle collisions. *Biological Conservation*, 145, 70-78, 2012.
- QUAYLE, J. Wildlife radio-telemetry. Standards for components of british columbia's biodiversity no. 5. Resources Inventory Committee, 1998.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria, 2006.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, 2011. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: Abril de 2018.
- REE, R. V. D. et al. Large Gaps in Canopy Reduce Road Crossing by a Gliding Mammal. *Ecology & Society*, 15:4, 2010.
- REMPEL, R. S.; RODGERS, A. R.; ABRAHAM, K. F. Performance of a GPS animal location system under boreal forest canopy. *Journal of Wildlife Management*, 59(3):543-551, 1995.
- RILEY, S. P. D. et al. A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular ecology*, 15 7 1733-1741, 2006.
- RONDININI, C.; DONCASTER, C.P. Roads as barriers to movement for hedgehogs. *Functional Ecology*, 16, 504-509, 2002.
- ROW J.R.; BLOUIN-DEMERS, G.; WEATHERHEAD, P.J. Demographic effects of road mortality in black ratsnakes (*Elaphe obsoleta*). *Biological Conservation*, 137, 117 – 124, 2007.
- SCHOOLEY, R. L.; WIENS, J. A. Movements of cactus bugs: patch transfers, matrix resistance, and edge permeability. *Landscape Ecology* 19:801–810, 2004.
- SEQUEIRA, A. M. M. et al. Predicting Current and Future Global Distributions of Whale Sharks. *Global change biology* 20(3): 778–89, 2014. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23907987>>. Acesso em: March 28, 2014.
- SHANLEY, C. S.; PYARE, S. Evaluating the road-effect zone on wildlife distribution in a rural landscape. *Ecosphere*, 2 (2) 1-16, 2011.
- SNOW, N. P. et al. 2012. Effects of Roads on Survival of San Clemente Island Foxes. *The Journal of Wildlife Management* 76(2): 243–52. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/jwmg.247>>. Acesso em: Fevereiro de 2018.
- SOANES, K. et al. Movement Re-Established but Not Restored: Inferring the Effectiveness of Road-Crossing Mitigation for a Gliding Mammal by Monitoring Use. *Biological Conservation* 159: 434–41, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320712004363>>. Acesso em: March 19, 2014.
- STREBY, H. M. et al. Radio-Transmitters Do Not Affect Seasonal Productivity of Female Golden-Winged Warblers. *Journal of Field Ornithology* 84(3): 316–21, 2013. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/jofo.12032>>. Acesso em: April 8, 2014.
- TANFERNA, A. et al. Habitat Selection by Black Kite Breeders and Floaters: Implications for Conservation Management of Raptor Floaters. *Biological Conservation* 160: 1–9, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320712005307>>. Acesso em: March 19, 2014.
- TAYLOR, B. D.; ROHWEDER, D. Radio-tracking three Sugar Gliders using forested highway median strips at Bongil Bongil National Park, north-east New South Wales. *Ecological Management & Restoration*, v. 14, n. 3, p. 228-230, 2013.
- TELESCO, D. J.; VAN MANEN, F. T. Do black bears respond to military weapons training? *Journal of Wildlife Management*, 70:222–230, 2006.
- THOMAS, A. B., HOLLAND, J. D.; MINOT, E. O. Wildlife tracking technology options and cost considerations. *Wildlife Research*, 653-63, 2011.

- TOMKIEWICZ, S. M. et al. Global Positioning System and Associated Technologies in Animal Behaviour and Ecological Research. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 365(1550): 2163–76, 2010.
- VLACHOS, C. G. et al. Home range and foraging habitat selection by breeding lesser kestrels (*Falco naumanni*) in Greece. *Journal of natural history*. Article in press, 2014.
- WALKER, K. A. et al. A review of the effects of different marking and tagging techniques on marine mammals. *Wildlife Research* 39(1) 15-30, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1071/WR10177>>. Acesso em: Fevereiro de 2018.
- WAUTERS, L. A. et al. Radio-Tracking Squirrels : Performance of Home Range Density and Linkage Estimators with Small Range and Sample Size. *Ecological Modelling*, 2: 333–44, 2006.
- WHITE, G. C.; GARROTT, R. A. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press, San Diego, California, USA, 1990.
- WITHEY, J. C.; BLOXTON, T. D.; MARZLUFF, J. M. Effects of tagging and location error in wildlife radiotelemetry studies. Pages 43–75 in J. J. Millspaugh and J. M. Marzluff, editors. *Radio tracking and animal populations*. Academic Press, New York, New York, USA, 2001.
- WORTON, B. J. Kernel Methods For Estimating The Utilization Distribution In Home-Range Studies. *Ecology*, 70(1): 164-168, 1989,
- ZUUR, A. F. et al. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York, 2009.

# **Ecologia de rodovias: perspectivas em macro-escalas espaciais**

Priscila S. Lucas, Ana Ceia-Hasse & Alex Bager

---

---



### **Resumo**

Infraestruturas lineares estão intimamente associadas à paisagem. Perda, alteração de habitat, qualidade reduzida e diminuição da conectividade entre as manchas são os principais efeitos negativos observados na paisagem que estes empreendimentos causam. O processo de fragmentação transforma um habitat que era grande e contínuo em um número de manchas de tamanho pequeno e isoladas umas das outras por uma matriz de habitat diferente da original. A consequência deste fator é uma interrupção de processos ecológicos e demográficos que afetam o tamanho populacional, isolamento, perda de variabilidade genética, sucesso reprodutivo das espécies e por último risco de extinção aumentado. Neste capítulo nós i) resumizamos o que é conhecido sobre os efeitos dos empreendimentos viários na ocupação e persistência populacional de espécies animais em macro-escalas espaciais; ii) descrevemos os estudos que quantificam e indicam valores críticos de densidade da malha viária na ocupação e persistência das espécies e iii) apresentamos abordagens analíticas e ferramentas utilizadas para entender estes efeitos em uma escala espacial mais ampla.

### **Abstract**

Linear infrastructures are tightly associated with the landscape. Habitat loss, land-use change, reduced quality and connectivity among patches are amongst the main negative effects at the landscape scale caused by such features. Fragmentation splits a continuous habitat among a number of smaller patches of small size and isolated from each other by a matrix of habitat different from the original one. The consequence of this is an interruption of the demographic processes that affect population size, isolation, loss of genetic variability, reproductive success and ultimately augmented extinction risk. In this chapter, we i) summarized the "state of the art" regarding this issue, i.e. the effects of roads in occurrence and population persistence of wildlife in macroscales; ii) described studies that quantifies and indicate critical values of road density that affects occurrence and population persistence of wildlife and, iii) presented analytical approaches and tools to quantify and understand the effects of linear infrastructures at large scales.

## Introdução

Não há dúvidas que a construção de novos empreendimentos viários como rodovias e ferrovias promovem o desenvolvimento econômico e social de uma região (PERZ et al., 2012). Esses novos empreendimentos também causam sérios efeitos ambientais negativos diretos seja no habitat, no movimento dos indivíduos ou pela mortalidade da fauna através da colisão com veículos/trens (ROEDENBECK, 2007; LAURANCE et al., 2014; VAN DER REE; SMITH; GRILO, 2015). Efeitos negativos indiretos são evidenciados pela facilitação de acesso a áreas pristinas e a fauna silvestre por parte de caçadores, especulação imobiliária, ocupação desordenada e desenvolvimento econômico na região próxima do novo empreendimento (LAURANCE et al., 2001; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009; FEARNSIDE; GRAÇA, 2006).

A grande maioria dos estudos em ecologia de estradas focam em um ou mais efeitos diretos na escala local de uma única rodovia (FORMAN; ALEXANDER, 1998; TROMBULAK; FRISSELL, 2000; SEILER, 2001; COFFIN, 2007; VAN DER REE; SMITH; GRILO, 2015 e referências citadas nestes). A medida que uma nova feição linear é incluída no habitat esta passa a integrar uma rede viária que cada vez mais tem crescido em densidade, e o efeito se torna cumulativo (JAEGER, 2015). Como resultado, o novo empreendimento não afeta somente uma mancha de habitat local mas ela afeta a quantidade, tamanho e arranjo espacial das outras manchas de habitat, ou seja, a heterogeneidade espacial da paisagem na qual está inserida (FAHRIG, 2003; TURNER, 2005; ROEDENBECK, 2007).

Rodovias e ferrovias estão intimamente associadas à paisagem. Perda e alteração de habitat natural para construção destes empreendimentos, qualidade reduzida do habitat e diminuição da conectividade entre as manchas de habitat são os principais efeitos negativos observados na paisagem que estes empreendimentos causam (FAHRIG, 2003; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009; LAURANCE et al., 2014). O processo de fragmentação transforma um habitat que era grande e contínuo em um número de manchas de tamanho pequeno com área total reduzida, e isoladas umas das outras por uma matriz de habitat diferente da original (FAHRIG, 2003). A consequência deste fator é uma interrupção de processos ecológicos, como dispersão, re-colonização de habitat, inacessibilidade a recursos e parceiros (SEILER, 2001; KRAMER-SCHDAT, 2004; JAEGER, 2015) que afeta o tamanho populacional, isolamento, perda de variabilidade genética e sucesso reprodutivo das espécies (ROEDENBECK, 2007). A médio/longo prazo podemos observar persistências populacionais reduzidas e perda de biodiversidade (FORMAN; ALEXANDER, 1998; JAEGER et al., 2005; JAEGER, 2015). Como ressaltado em Roedenbeck (2007) e posteriormente em Jaeger (2015), questões que são urgentemente necessárias de serem entendidas e respondidas se referem a valores limiares críticos (*thresholds*) de densidade de rodovia em uma área, acima dos quais a persistência populacional é afetada.

Neste capítulo nós objetivamos sumarizar o que é conhecido sobre os efeitos dos empreendimentos viários na ocupação e persistência populacional de espécies animais em macro-escalas espaciais (escala de paisagem à escala global). Começamos por descrever os estudos que quantificam e indicam valores críticos de densidade da malha viária na ocupação e persistência das espécies. Então, nós apresentamos abordagens analíticas, informações e ferramentas utilizadas para entender estes efeitos em uma escala espacial mais ampla.

### Efeitos na ocupação e persistências populacionais de espécies animais

Em macro-escalas espaciais, empreendimentos lineares contribuem para o efeito negativo através da densidade e configuração da malha viária. Um aumento na densidade da malha viária gera um aumento de perda de áreas naturais na paisagem (LEE et al., 2004; GOOSEM, 2007) e conseqüentemente, há uma redução significativa no tamanho das manchas restantes (JAEGER; HOLDEREGGER, 2005; JAEGER et al., 2005; JAEGER, 2015). Com a diminuição do tamanho efetivo das manchas, o arranjo espacial destas também muda, aumentando a distância entre habitats adequados e disponíveis (FAHRIG, 2003; TURNER, 2005). Ambos, a redução do tamanho da área adequada e a perda de conectividade, afetam a persistência das populações em paisagens fragmentadas.

Poucos estudos apontam valores mínimos de densidade de rodovias acima da qual populações não ocupam uma determinada área, e podem não persistir. Por exemplo, um dos estudos pioneiros utilizando a distribuição de lobos (*Canis lupus*) nos Estados Unidos mostra que estes não sobrevivem em uma pequena área do estado de Wisconsin com densidade de rodovias acima de 0.58 km/km<sup>2</sup> (THIEL, 1985). Mais tarde, Mech et al. (1988) novamente avaliaram para *C. lupus*, a densidade crítica de estradas acima da qual populações não ocupavam determinadas áreas, e observaram que regiões com densidades maiores que 0.81 km/km<sup>2</sup> não eram ocupadas pela espécie. Similar limiar de densidade de rodovia também foi observado para a espécie de urso-pardo (*Ursus arctos*), onde regiões não ocupadas pela espécie apresentavam densidade de estradas a partir de 0.85 km/km<sup>2</sup> (CLEVENGER; PURROY; CAMPOS, 1997).

Recentemente avaliações globais feitas para múltiplas espécies de quelônios (LUCAS, 2016) e mamíferos carnívoros (CEIA-HASSE et al., 2017) mostram valores críticos de densidade de rodovias estimados acima do qual espera-se que as populações sejam extintas a longo prazo. Por exemplo, espécies brasileiras de quelônios como o cágado-pescoço-de-cobra (*Hydromedusa maximiliani*) categorizado como Vulnerável pela IUCN e o cágado-amarelo (*Acanthochelys radiolata*) categorizado como Quase Ameaçada possuem valores críticos de 0,77 km/km<sup>2</sup> e 0,85 km/km<sup>2</sup>, respectivamente. As duas espécies possuem distribuição na região sudeste, principalmente no estado de Minas Gerais onde observamos uma das maiores malhas viárias do país (CNT, 2010). A mesma abordagem sobre estimativas de densidade crítica para mamíferos carnívoros apontou valores de 0,77 km/km<sup>2</sup> para onça-parda (*Puma concolor*) e até mesmo valores bem menores como 0,14 km/km<sup>2</sup>

para onça-pintada (*Panthera onca*) (CEIA-HASSE et al., 2017). As espécies de felinos supracitadas são categorizadas como Menos Preocupante e Quase Ameaçada pela IUCN, respectivamente.

Uma segunda e importante consequência do aumento da densidade da malha viária é a diminuição do tamanho efetivo das manchas de habitat, confinando populações a áreas pequenas e não adequadas para a manutenção de populações viáveis (JAEGER, 2015). A ideia de tamanho mínimo viável da mancha não é uma preocupação recente e foi proposta no início da década de 50 (SKELLAM, 1951; KIERSTEAD; SLOBODKIN, 1953). O tamanho de área mínimo para a persistência das espécies é um parâmetro extremamente importante de se estimar para a gestão e planejamento de estratégias de conservação (BROWN; CRONE, 2015). Por exemplo, as espécies de quelônios e felinos, na ordem como citadas acima precisariam, para a manutenção de populações viáveis a longo prazo, de áreas de habitat de tamanho mínimo de aproximadamente 16, 26, 5836 e 12.606 km<sup>2</sup>, respectivamente (LUCAS, 2016; CEIA-HASSE et al., 2017). Esses valores críticos de tamanhos de mancha podem ser interpretados em termos absolutos como uma primeira aproximação de áreas mínimas de habitat contínuo, necessárias para suportar cada espécie (PEREIRA; DAILY; ROUGHGARDEN, 2004).

### **Abordagens usadas para avaliar o efeito negativo de empreendimentos viários na ocupação e persistência de espécies.**

Alguns estudos conduzidos na escala local tentam inferir conclusões sobre seus efeitos em macro-escala espacial. Não é tão simples a extrapolação de resultados de estudos locais para inferir efeitos na persistência populacional de espécies (ROEDENBECK et al., 2007). É extremamente complexo delinear estudos em amplas escalas espaciais (METZGER, 2001), mas sempre que possível, estudos devem ser realizados diretamente na escala espacial em que se deseja observar o fenômeno em questão. Muitos destes efeitos são melhor entendidos nesta escala, como é o caso da densidade e configuração da malha viária (JAEGER, 2015). Essa é uma preocupação recente, e que tem se intensificado nos últimos anos (VAN DER REE et al., 2011; LAURANCE et al., 2014; JAEGER, 2015).

Os estudos iniciais da década de 80 e 90, como os sumarizados na seção acima, foram realizados de forma simples. Por exemplo, Thiel (1985), avaliando a relação entre rodovias rurais e a viabilidade populacional de lobos, se utilizou de informações da distribuição dos lobos baseadas em entrevistas com pesquisadores e demais pessoas da área com bom conhecimento. A viabilidade populacional não foi quantificada de forma explícita, ela foi inferida e assumida através da presença de grupos reprodutivos de *C. lupus* nas paisagens avaliadas. Informações espaciais georreferenciadas foram utilizadas a partir de Mech et al. (1988) e em Clevenger, Purroy e Campos (1997). Mapas iniciais da área de distribuição das espécies e de estradas foram apresentados, e a densidade da malha viária foi quantificada dentro de quadrículas de células de tamanhos específicos. A partir do avanço no

desenvolvimento de ferramentas espaciais, a escala espacial de avaliação aumentou consideravelmente e facilitou a aplicação desta abordagem nos demais estudos globais considerados neste capítulo.

Lado a lado com a necessidade de estudos realizados em macro-escalas espaciais, também deve ser colocada ênfase na avaliação do impacto destes empreendimentos na viabilidade populacional (VAN DER REE et al., 2011), além da quantificação adequada desta. Novas abordagens baseadas em modelos espacialmente explícitos tem surgido e tem importante aplicabilidade. Uma nova abordagem a partir de um modelo mecanístico de dinâmica de populações (SKELLAM, 1951; BORDA-DE-ÁGUA et al., 2011), integra dados de história de vida, dinâmica populacional, biogeografia e de infraestrutura viária. Este método avalia a vulnerabilidade das espécies em relação aos empreendimentos viários e pode ser aplicado para várias escalas espaciais (paisagem até à global) e para múltiplas espécies (LUCAS, 2016; CEIA-HASSE et al., 2017). Essa abordagem permite prever quais as espécies mais expostas a estes empreendimentos, onde dentro da sua área de distribuição as espécies são mais afectadas, e mapear pontos quentes (*hotspots*) através da identificação das regiões com maior número de espécies mais vulneráveis.

A vulnerabilidade intrínseca das espécies é identificada através da comparação entre densidade máxima de estradas e do tamanho mínimo do fragmento estimados, que permitem a persistência de populações em paisagens fragmentadas por estradas (BORDA-DE-ÁGUA et al., 2011) e o real observado (Figura 1). Espécies em que a densidade observada de estradas é próxima, ou superior à densidade máxima de estradas, ou espécies com uma grande proporção de fragmentos dentro da sua área de distribuição com tamanho inferior ao tamanho mínimo estimado, serão mais vulneráveis as estradas (LUCAS, 2016; CEIA-HASSE et al., 2017). Esta abordagem também pode ser usada para identificar espécies que necessitem de medidas específicas de mitigação, e para informar esquemas de priorização na construção de novos empreendimentos (LAURANCE et al., 2014).

### **Informações e ferramentas disponíveis para quantificar os efeitos negativos dos empreendimentos viários em macro-escalas espaciais.**

#### **Bases e conjuntos de dados**

Em vários campos de estudo a coleta de uma grande quantidade de dados tem emergido e se faz necessária, principalmente na macroecologia. A disponibilidade de boas bases de dados é considerada um ponto chave para atingir o objetivo proposto (VERBERT et al., 2012). Parâmetros de interesse em estudos de persistências populacionais estão relacionadas aos atributos de história de vida (tamanho e intervalo das ninhadas, idade na maturidade sexual e fecundidade) e de suas dinâmicas no espaço e no tempo (taxas de mortalidade específicas por idade ou estádios, densidade populacional e dispersão) (AKÇAKAYA, 2000; PEREIRA; DAILY; ROUGHGARDEN, 2004; PEREIRA; DAILY, 2006). Dados georreferenciados da



distribuição da espécie a ser analisada e do uso do solo também são necessários em avaliações espacialmente explícitas.

Diversas bases de dados (e conjuntos de dados) estão disponíveis com grande informação sobre história de vida para vários grupos de vertebrados, por exemplo, AnAge: the animal ageing & longevity database (DE MAGALHAES; COSTA, 2009) que foca em dados de senescência para vários grupos; PanTHERIA (JONES et al., 2009) e Mammalian Life History (ERNEST, 2003) com parâmetros de história de vida para espécies de mamíferos; Avian body size and life history (LISLEVAND; FIGUEROLA; SZÉKELY, 2007) para aves e AmphibiaWeb para anfíbios (<http://www.amphibiaweb.org/>). Para parâmetros demográficos de espécies animais existe a base de dados global COMADRE (SALGUERO-GOMEZ et al., 2016) muito utilizada para análises de PVA. Dados provenientes de amostragens sistemáticas sobre atropelamento de fauna são extremamente importantes para este tipo de abordagem. Não existe base de dados específicas sobre atropelamento de fauna que consideram amostragens sistemáticas. Se este for o caso, o pesquisador deve criar sua própria base de dados através de revisões sobre trabalhos já publicados e na literatura cinza para obter a maior quantidade de taxas de atropelamento possíveis (ou para qualquer outro parâmetro necessário). Taxas de atropelamento são incluídas nos modelos como o impacto a ser testado e são extremamente importantes em abordagens espacialmente explícitas para avaliação de persistências populacionais (BORDA-DE-ÁGUA et al., 2011).

Informações georreferenciadas como os mapas de distribuição das espécies podem ser obtidos através da IUCN red list (spatial data) (IUCN, 2017) e BirdLife (<http://www.birdlife.org/>), por exemplo. Dados espaciais sobre a malha viária mundial, por regiões biogeográficas ou países podem ser obtidos através do projeto Open Street Map (GEOFABRIK, 2015) e departamentos de infraestrutura nacionais. Informações espaciais juntamente com informações sobre o movimento dos indivíduos através da paisagem (dados de dispersão) são necessários em abordagens espaciais pois procuramos saber a resposta de uma população frente a uma mudança na estrutura do habitat. Particularmente no caso dos modelos espaciais, incorporamos a informação espacial exata dos indivíduos e do habitat.

## **Ferramentas**

Diferentes ferramentas podem ser utilizadas para quantificar os efeitos negativos de empreendimentos viários em macro-escala espacial. O cálculo das taxas de crescimento populacionais das espécies em questão geralmente requerem ambiente de programação pois envolve soluções matemáticas de equações de crescimento populacional (para maiores detalhes sobre as equações ver PEREIRA; DAILY; ROUGHGARDEN, 2004 e PEREIRA; DAILY, 2006). Softwares conhecidos como Mathematica (Wolfram Mathematica) e Matlab (MathWorks) embora pagos, ainda são frequentemente usados nestas situações. O ambiente R (R CORE TEAM, 2017) é uma ferramenta de livre acesso e com vários pacotes que podem ser usados para este fim (ex.: pacote popbio, primer e construção de códigos próprios).

## Infraestrutura Viária & Biodiversidade

Para a análise espacial e quantificação das métricas do habitat o uso de softwares de informação geográfica é extremamente importante. Ferramentas como o ArcGIS (ESRI, 2011) ou o QGIS (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2015) como a alternativa de livre acesso são indispensáveis para a quantificação e representação temática destes efeitos.

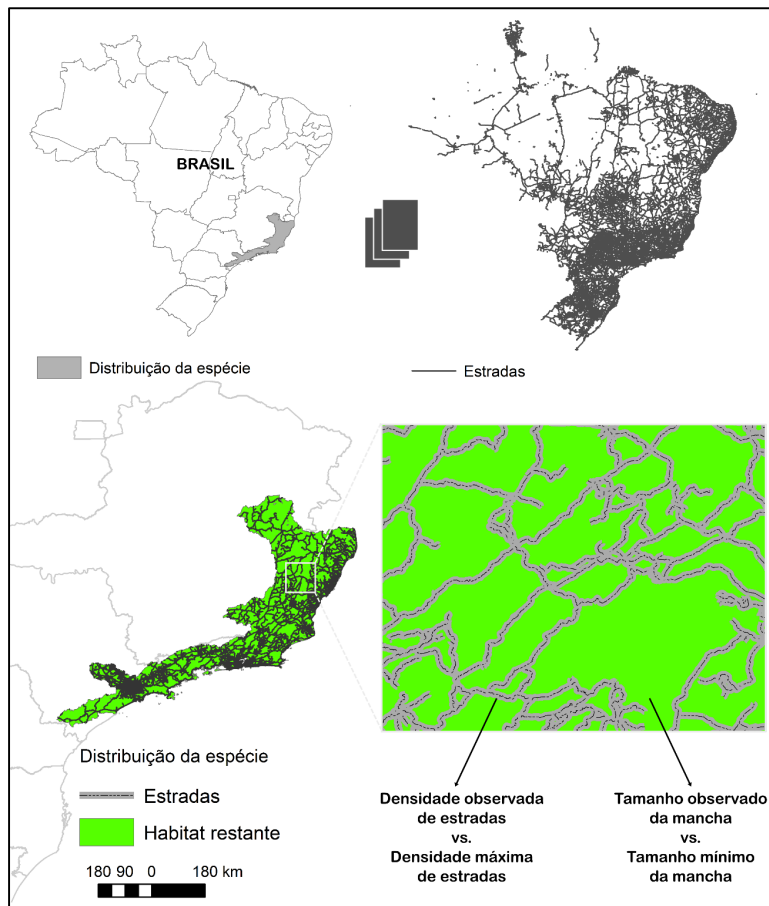


Figura 1.- Integração entre dados de densidade de rodovias e área de distribuição de uma espécie hipotética na abordagem espacialmente explícita. Valores críticos de tamanho mínimo da mancha e densidade máxima de rodovias para persistências populacionais são estimados e comparados com dados reais do uso do solo por estes empreendimentos.

### Implicações para o planejamento de novos empreendimentos viários e conservação da biodiversidade.

Embora as rodovias causem inúmeros impactos diretos e indiretos na biodiversidade (FORMAN; ALEXANDER, 1998), elas contribuem significativamente

para o desenvolvimento social e econômico de uma região. Por um lado, agências reguladoras e órgãos competentes estão interessadas na construção de estradas maiores, melhores e mais seguras para atender as demandas de crescimento (ROBERTS; SJÖLUND, 2015). Por outro, elas devem responder legalmente pelos impactos ambientais causados durante as diferentes fases do projeto no planejamento de novos empreendimentos (STOKES, 2015). Somente a comunicação eficiente entre os diferentes atores (gestores, economistas, engenheiros e biólogos/ecólogos) nas diferentes fases do projeto (planejamento estratégico, construção e operação) irá assegurar um melhor resultado em termos de custo-benefício. Incluir adequadamente as questões ambientais no projeto desde o seu início potencializará os resultados positivos (ROBERTS; SJÖLUND, 2015).

Se o conhecimento sobre o conjunto regional de espécies, suas densidades populacionais e limiares críticos são compreendidos, a decisão de onde criar um novo empreendimento, ou melhorar um empreendimento já existente, pode ser melhor pensada. Abordagens como a descrita na seção 3 (LUCAS, 2016; CEIA-HASSE et al., 2017) podem identificar claramente estas questões. Se, regionalmente, áreas críticas são identificadas, novos projetos podem e devem ser evitados nestas regiões. Áreas livres de empreendimentos viários (roadless areas) devem ser mantidas sempre que possível (LAURANCE et al., 2014; LAURANCE, 2015). Em áreas onde falta o conhecimento sobre a viabilidade das populações, a construção do próximo novo empreendimento pode levar as populações até seus limiares e posteriormente causar sua extinção (VAN DER REE et al., 2011; JAEGER, 2015). Se elas já estiverem em seus limiares, a extinção será certa.

A identificação de questões ecológicas relevantes no início do planejamento de novos empreendimentos permitirá a tomada de decisão em relação a soluções mais custo-efetivas (THORNE et al., 2009; ROBERTS; SJÖLUND, 2015). Em regiões onde o impacto do empreendimento é alto, mas há previsão de expansão, prever minimização do impacto, medidas de mitigação ou compensação adequadas desde o início é o mínimo necessário a se fazer, e elas podem ser feitas com qualidade. Tais medidas com intuito de reestabelecer a conectividade do habitat (principalmente as estruturas de travessias para animais) devem ser implantadas. Uma avaliação adequada, não somente através da simples contagem do número de indivíduos que estão usando as passagens, mas envolvendo também a quantificação da população no entorno em desenhos experimentais de qualidade é o passo mais importante. Só assim podemos inferir de fato o quão viável a população está, traçar metas factíveis e cumprir os objetivos propostos necessários para a conservação da fauna silvestre.

## **Agradecimentos**

A. Bager agradece a: Fapemig (Proc. PPM-00139-14; CRA APQ 00604-17) e Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza. P.S.L. agradece a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de doutorado sanduíche no exterior (BEX 4214/14-5), ao German Centre for Integrative Biodiversity Research – iDiv e Universität Leipzig. A.C.H. agradece ao apoio da Deutsche

Forschungsgemeinschaft, Fundação para a Ciência e a Tecnologia - Portugal (UID/BIA/50027/2013), Fundo Europeu para o Desenvolvimento Regional (POCI-01-0145-FEDER-006821), German Centre for Integrative Biodiversity Research - iDiv e Infraestruturas de Portugal Biodiversity Chair, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos (CIBIO/InBIO), Universidade do Porto. O capítulo foi desenvolvido com suporte das instituições acima citadas para ambas as pesquisadoras.

### Referências Bibliográficas

- AKÇAKAYA, H. R. Population viability analyses with demographically and spatially structured models. *Ecological Bulletins*, 23-38, 2000.
- BORDA-DE-ÁGUA, L. et al. Spatio-temporal impacts of roads on the persistence of populations: analytic and numerical approaches. *Landsc. Ecol.* 26, 253–265, 2011.
- BROWN, L. M.; CRONE, E. E. Minimum area requirements for an at-risk butterfly based on movement and demography. *Conservation Biology*, 30(1), 103-112, 2016.
- CEIA-HASSE, A. et al. Global exposure of carnivores to roads. *Global Ecology and Biogeography*, 26(5), 592-600, 2017.
- CLEVENGER, A. P.; PURROY, F. J.; CAMPOS, M. A. Habitat assessment of a relict brown bear *Ursus arctos* population in northern Spain. *Biological Conservation*, 80(1), 17-22, 1997.
- CNT- CONFEDERAÇÃO NACIONAL DOS TRANSPORTES. Relatório de Pesquisas CNT de rodovias. Sest Senat. 328 p, 2010.
- COFFIN, A. W. From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of transport Geography*, 15(5), 396-406, 2007.
- DE MAGALHAES, J. P.; COSTA, J. A database of vertebrate longevity records and their relation to other life-history traits. *Journal of evolutionary biology*, 22(8), 1770-1774, 2009.
- ERNEST, S. K. M. Life history characteristics of placental non-volant mammals. *Ecology* 84:3402, 2003.
- ESRI, Redlands. ArcGIS desktop: release 10. Environmental Systems Research Institute, CA, 2011.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487-515, 2003.
- FEARNSIDE, P. M.; GRAÇA, P. M. L. A. BR-319: Brazil's Manaus-Porto Velho Highway and the potential impact of linking the arc of deforestation to central Amazonia. *Environmental Management*, 38(5), 705-716, 2006.
- FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and Their Major Ecological Effects. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, v. 29, p. 207-231, 1998.
- GEOFABRIK. OpenStreetMap-Shapefiles, 2015. Disponível em: <<http://download.geofabrik.de/>> Acesso em: Fevereiro de 2018.
- GOOSEM, M. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, Bengaluru, v. 93, p. 1587-1595, 2007.
- IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-1, 2017. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em Fevereiro, 2018.
- JAEGER, J. A. G. et al. Predicting when animal populations are at risk from roads: An interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, v. 185, p. 329-348, 2005.
- JAEGER, J. A. G. Improving Environmental Impact Assessment and Road Planning at the Landscape Scale. In: VAN DER REE, R.; SMITH, D. J.; GRILLO, C. (Eds.). *Handbook of Road Ecology*, pp. 32-42. Wiley Blackwell, Oxford, 2015.

- JAEGER, J. A. G.; HOLDEREGGER, R. Thresholds of landscape fragmentation. *Gaia-Ecological Perspectives for Science and Society*, v. 14, n. 2, p. 113-118, 2005.
- JONES, K. E. et al. PanTHERIA: a species-level database of life history, ecology, and geography of extant and recently extinct mammals. *Ecology*, v. 90, n. 9, p. 2648-2648, 2009.
- KIERSTEAD H., SLOBODKIN, L. B. The size of water masses containing plankton blooms. *J. mar. Res.*, 12, pp. 141-147, 1953
- KRAMER-SCHADT, S. et al. Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology*, v. 41, n. 4, p. 711-723, 2004.
- LAURANCE, W. F. Bad roads, good roads. In: *Handbook of Road Ecology*, p. 10-15, 2015.
- LAURANCE, W. F. et al. A global strategy for road building. *Nature*, London, v. 513, p. 229-232, 2014.
- LAURANCE, W. F. et al. The future of the Brazilian Amazon. *Science*, New York, v. 291, p. 438-439, 2001.
- LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, Cambridge, v. 24, n. 12, p. 659-669, 2009.
- LEE, P. F. et al. Breeding bird species richness in Taiwan: distribution on gradients of elevation, primary productivity and urbanization. *Journal of Biogeography*, v. 31, p. 307-314, 2004.
- LISLEVAND, T.; FIGUEROLA, J.; SZÉKELY, T. Avian body sizes in relation to fecundity, mating system, display behavior, and resource sharing. *Ecology*, v. 88, n. 6, p. 1605-1605, 2007.
- LUCAS, P. S. História de vida, demografia e conservação de quelônios: da perspectiva local à global. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Lavras, 2016.
- MECH, L. D. et al. Wolf distribution and road density in Minnesota. *Wildl. Soc. Bull.* 16, 85-87, 1988.
- METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, v.1, n.1, 1-9, 2001.
- PEREIRA, H. M.; DAILY, G. C. Modeling biodiversity dynamics in countryside landscapes. *Ecology* 87, 1877-1885, 2006.
- PEREIRA, H. M.; DAILY, G. C.; ROUGHGARDEN, J. A framework for assessing the relative vulnerability of species to land-use change. *Ecological Applications*. 14, 730-742, 2004.
- PERZ, S. G. et al. Regional integration and local change: road paving, community connectivity, and social-ecological resilience in a tri-national frontier, southwestern Amazonia. *Regional Environmental Change*, 12(1), 35-53, 2012.
- QGIS Development Team: QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project, 2015.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2017. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: Fevereiro, 2018
- ROBERTS, K., SJÖLUND, A. Incorporating Biodiversity Issues into Road Design. *Handbook of Road Ecology*, 27-31, 2015.
- ROEDENBECK, I. A. et al. The Rauschholzhausen agenda for road ecology. *Ecology and Society*, v. 12, n. 11, p. 241-252, 2007.
- ROEDENBECK, I. A. Landscape-scale effects of roads on wildlife. Thesis. Universität Giessen, 2007.
- SALGUERO-GÓMEZ, R. et al. COMADRE: a global data base of animal demography. *Journal of Animal Ecology*, v. 85, n. 2, p. 371-384, 2016.
- SEILER, A. Ecological effects of roads: a review. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences, 2001.
- SKELLAM, J. G. Random dispersal in theoretical populations. *Biometrika*, 38(1/2), 196-218, 1951.
- STOKES, J. What Transportation Agencies Need in Environmental Impact Assessments and Other Reports to Minimise Ecological Impacts. *Handbook of Road Ecology*, 43-50, 2015.

## **Infraestrutura Viária & Biodiversidade**

- THIEL, R. P. The relationship between road densities and wolf habitat suitability in Wisconsin. *Am. Midl. Nat.* 113:404-407, 1985.
- THORNE, J. et al. Integration of regional mitigation assessment and conservation planning. *Ecology and Society*, 14(1), 2009.
- TROMBULAK, S. C.; FRISSELL, C. A. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, Washington, v. 14, n. 1, p. 18-30, 2000.
- TURNER, M. G. Landscape ecology: what is the state of the science?. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 36, 319-344, 2005.
- VAN DER REE, R. et al. Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: Road ecology is moving toward larger scales. *Ecology and Society*, v. 16, n. 1, p. 48, 2011.
- VAN DER REE, R.; SMITH, D. J.; GRILO, C. *Handbook of road ecology*. John Wiley & Sons, 2015.
- Verbert et al. 2012
- VERBERT, Katrien et al. Dataset-driven research to support learning and knowledge analytics. *Journal of Educational Technology & Society*, v. 15, n. 3, p. 133, 2012.

# **Inteligência Geográfica e Participativa para Planejamento de Corredores de Transporte**

Rodrigo A. A. Nóbrega

---

---



## **Resumo**

O emprego de sistemas de informações geográficas em planejamento de transporte impulsionou um setor que por décadas estava estagnado. O potencial das técnicas de geoprocessamento para prover análises e respostas a questões ambientais relacionadas a projetos de infraestrutura de transportes é algo em plena expansão. Uma das funções mais promissoras e que tem demonstrado eficiência e resultados inovadores é a modelagem geográfica participativa para o planejamento de corredores de viabilidade de empreendimentos lineares de engenharia. O presente capítulo traz uma reflexão sobre o tradicional sistema de planejamento de transportes que, por se apoiar em métodos limitados quanto a análise dos dados e a tomada de decisão, continua a repetir erros do passado. Como resultado, o tradicional sistema de planejamento de transportes demanda remediações jurídicas e ambientais, as quais poderiam ser evitadas ou minimizadas por um planejamento mais eficiente. São ressaltadas lições aprendidas em projetos passados quanto a implicações ambientais, bem como retratada uma síntese da história do planejamento de corredores de transporte no Brasil. O texto traz também um resumo sobre o processo de complexificação das políticas de transporte, bem como sobre a necessidade de modernização das técnicas de planejamento de transporte e as soluções inovadoras, em especial voltadas ao aperfeiçoamento da Ecologia de Estradas.

## **Abstract**

The use of geographic information systems GIS as a tool for transportation planning revamped a sector stuck by decades. The potential of GIS techniques to foster analysis and answers for environmental issues related to transport infrastructure projects is big and in expansion. The participatory GIS-based modeling for predicting environmentally feasible corridors of linear engineering ventures is one of the most promising functions which demonstrated efficiency and innovative results in transportation planning. This chapter presents a reflection on the traditional transportation planning system which, by relying on limited methods for data analysis and decision making, continues to repeat past mistakes. These issues drives the traditional transportation system planning to demand judicial remediation and environmental mitigation, which could be avoided or minimized by a better planning process. This document highlights the lessons learned from past projects regarding environmental implications, as well as a synthesis of the history of transportation corridor planning in Brazil. The text also provides a summary of the complexification of the transportation policies, as well as the need for modernization of transport planning techniques and innovative solutions, in special for improving Road Ecology.



## Introdução

A implantação de infraestruturas de transporte terrestre tem sido o mecanismo primário responsável pela fragmentação biofísica do *habitat* e de ecossistemas regionais. Elas modificam ou substituem padrões pré-existentes de cobertura do solo como áreas alagadas, campos naturais e florestas, por sua vez alterando a estrutura e a função da paisagem natural (SAUNDERS et al., 2002). Neste sentido, a correlação entre os sistemas de transporte e os impactos deste sobre o meio ambiente é alvo crescente de investigações em diferentes escalas de observação (KUITUNEN; ROSSI; STENROOS, 1998; BOUMAN et al., 1999; CORRALES; GRANT; CHAN, 2000; FORMAN et al., 2003; WHEELER; ANGERMEIER; ROSENBERGUER, 2005; FLETCHER; HUTTO, 2008).

Forman et al. (2003) destaca o surgimento da Ecologia de Estradas como disciplina responsável por estudar, entre outros, formas de evitar, reduzir ou mitigar impactos gerados no meio ambiente em consequência da implantação de estruturas de transporte. Embora relativamente recente, os princípios da Ecologia de Estrada estão hoje presentes em muitos dos projetos de infraestrutura rodoviária e ferroviária recentes e em fase de planejamento.

O apelo ecológico, inexistente ou insuficientemente explorado durante a construção da malha rodoviária brasileira ao longo do século XX, é hoje o forte aliado em prol da sustentabilidade ambiental em projetos de infraestruturas de transporte terrestre (FERREIRA JUNIOR et al., 2016). A tradicional perspectiva cartesiana da engenharia tem aos poucos absorvido demandas reais até então desconhecidas, como a implantação e o dimensionamento de barreiras e passagens de fauna visando minimizar impactos ambientais e maximizar a segurança viária (NOBREGA et al., 2012).

A pressão antrópica sobre os remanescentes naturais como consequência do adensamento das malhas de transporte terrestre aumenta gradativamente com o passar do tempo. Consequentemente, as métricas de fragmentação da paisagem e as estatísticas sobre atropelamento de fauna atingem números nunca registrados antes. Ações de mitigação ambiental, ainda que pontuais e em baixo número, têm ocorrido no sentido minimizar os impactos negativos nos ambientes vulneráveis interceptados por rodovias e ferrovias projetadas sem a parametrização da ecologia de transportes. Tais ações fornecem informações sobre lições aprendidas que, gradativamente, vem contribuindo para aprimorar as políticas de transporte.

Se por um lado a preservação de remanescentes de ambientes naturais, bem como a restauração de áreas ambientalmente impactadas são tarefas vitais para a sustentabilidade natural, por outro lado as infraestruturas de transporte são elementos vitais na administração pública frente às demandas impostas pela sociedade quanto à mobilidade e acessibilidade no fluxo de cargas e de passageiros. Pelas perspectivas econômica e logística da gestão territorial, a ocupação do território, assim como o provimento de infraestrutura para escoamento da produção

e fluxo de pessoas são responsabilidades vitais do Estado para prover a sustentabilidade socioeconômica do território.

Em meio ao surgimento da disciplina Ecologia de Estradas, bem como sua disseminação junto a autoridades ambientais, surge também um sentimento de “disputa de poder” entre a forma “tradicional” de se desenvolver projetos de infraestrutura de transporte e a forma “ambiental”. Esta última não apenas sensível ao apelo conservacionista, mas também protagonista quanto a questão de sustentabilidade. A delimitação de competências e da área de atuação entre as agências reguladoras, os órgãos executores e órgãos fiscalizadores nem sempre é coordenada de forma proativa. Segundo Campos, Elmiro e Nobrega (2014), a existência de lacunas, de sobreposições, e principalmente a falta de diálogo são os principais responsáveis por problemas em projetos causando enormes prejuízos aos cofres públicos por atrasos nos processos ou remediações jurídicas<sup>1</sup>.

Neste sentido o propósito do presente capítulo é trazer à tona a necessidade de reflexão e de diálogo entre gestores e técnicos envolvidos nas diferentes esferas e áreas de conhecimento de planejamento de transportes. O texto tem o intuito de promover o entendimento e a coordenação de atores da engenharia, do meio ambiente, da política e economia. Para tanto, faz-se necessário abordar alguns aspectos históricos e fatos sobre o planejamento de transportes, bem como a “complexificação” das políticas nele envolvidas e as divergências das perspectivas *top-down* e *bottom-up*. De forma análoga, o texto sintetiza a demanda pela modernização das técnicas de planejamento de transporte e as soluções inovadoras capazes de abarcar de forma coordenada e organizada uma vasta quantidade de dados, valores e opiniões divergentes. O texto reporta e ilustra soluções baseadas em análises multicritérios implementadas em ambiente de Sistema de Informações Geográficas como forma de antecipar cenários alternativos para Estudo de Viabilidade Técnica, Econômica e Ambiental (EVTEA) que antecedem a construção da infraestrutura.

### **O tradicional e obsoleto planejamento de transportes**

O planejamento de infraestruturas de transporte é normalmente idealizado a partir da perspectiva (aqui entendida como visão e demanda) *top-down* e que tem como proposta criar ou melhorar a conectividade e o desenvolvimento econômico entre macro regiões. Nessa perspectiva, a definição da diretriz da estrada ou seu corredor não considera os aspectos técnicos construtivos como as condições do terreno, a logística da obra (acessos, oferta de mão de obra e oferta de material), nem tampouco as impedimentos naturais, antrópicos e ambientais (STICH et al., 2011; O’HARA et al., 2010). Uma vez definida a diretriz macro, entra em cena a perspectiva

---

<sup>1</sup> Termo apresentado pelo Procurador da República Antonio Fonseca, no que se refere à atuação do Ministério Público Federal perante a paralisação ou atraso de obras de infraestrutura viária por incompatibilidade técnica e orçamentária, ocorrido durante o II Encontro Regional da 3ª Câmara do MPF, ocorrido em Florianópolis-SC em 17/10/2013.

*bottom-up*, executada a partir de observações e trabalho de campo com o objetivo projetar em detalhes e construir a infraestrutura maximizando a eficiência e minimizando prazos e custos (NOBREGA et al., 2012) (Figura 1). Nesta fase são considerados os aspectos técnicos construtivos, bem como as impedâncias e a eficiência logística da obra (U.S. DEPARTMENT OF TRANSPORTATION, 2008).

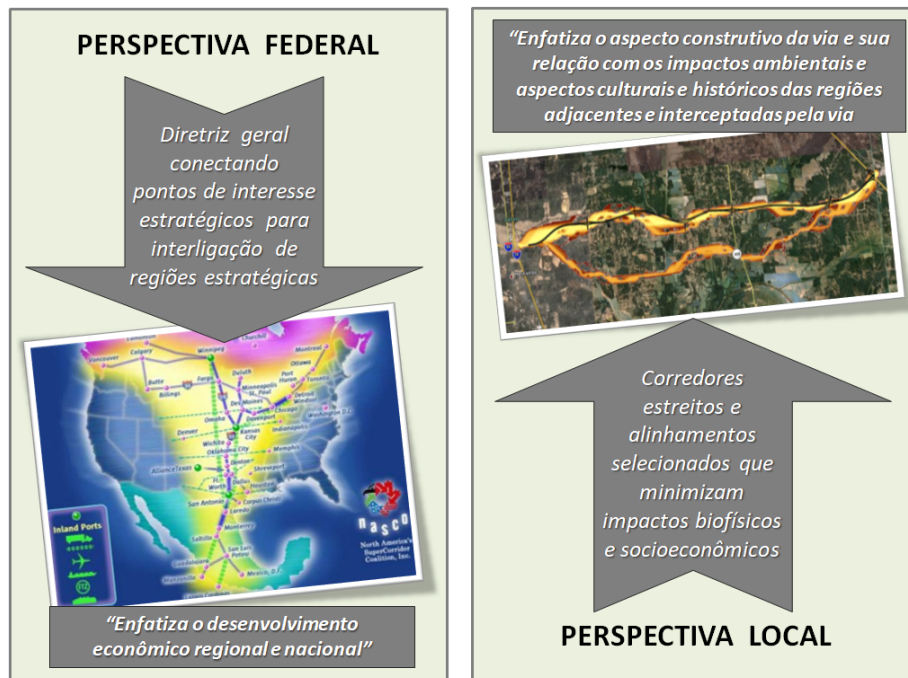


Figura 1.- Perspectivas *top-down* e *bottom-up* de planejamento de transportes. Adaptado de Stich et al. 2011).

Aparentemente, as duas perspectivas não competem entre si, e sim se complementam. Processos como os obrigatórios estudos de viabilidade e estudos de mercado/demanda, desenvolvidos em análises macro e microregionais são responsáveis por justificar o projeto e a construção da infraestrutura. Na sequência, o mapeamento e o levantamento de informações de campo, incluindo as características biofísicas, socioeconômicas, culturais e ambientais como requisitos de um estudo de impacto ambiental definem as alternativas de traçado a serem apresentadas aos gestores, tomadores de decisão e à aprovação pública para a definição da alternativa e projeto geométrico da via.

Contudo, o atual planejamento de transportes peca em dois pontos básicos: (1) falta de interação e diálogo insuficiente entre os diferentes atores, muitas vezes com opiniões e interesses contraditórios, (2) incompatibilidade entre a forma tradicional de análise e tomada de decisão, na qual o projeto é elaborado majoritariamente sob a perspectiva tradicional da engenharia para posteriores ajustes (desvios horizontais, compensações ambientais, etc.) em casos de impedimentos e impedâncias elevadas.

É fato que atualmente os projetos de engenharia requerem uma quantidade elevada de informação, muitas oriundas de dados complexos e análises profundas, cujo tempo pode ser um fator limitante para a elaboração de estudos de impactos ambientais, por exemplo.

Nobrega e O'Hara (2011) lembram que os recursos computacionais têm sido utilizados para apoiar projetos geométricos de infraestrutura de transporte há pelo menos 3 décadas. Contudo as operações têm sido baseadas em ferramentas de desenho assistido por computador (CAD- *Computer Aided Design*) e, embora desenvolvam cálculos complexos, são operadas de forma manual com pouca ou nenhuma automação. Também, as tradicionais ferramentas CAD não operam análises integrando as dezenas de variáveis de naturezas distintas que permeiam de forma obrigatória os projetos contemporâneos. Como resultado, as operações são manuais, o que dificulta ou impede decisões assertivas em um contexto geográfico extenso e complexo.

### **Reflexão sobre as Lições Aprendidas de Projetos Passados de Infraestrutura de Transporte**

Os projetos de infraestrutura de transporte desenvolvidos no passado apresentam graves erros se analisados sob a perspectiva das regras atuais. Mesmo projetos ferroviários complexos como a tradicional malha europeia, as ferrovias de alta capacidade de carga que cruzam a América do Norte, ou mesmo as ferrovias de alta velocidade do Japão e da França, estas últimas concebidas há poucas décadas, pecam em critérios atuais quanto a fragmentação ambiental, ruptura da acessibilidade e mobilidade da população adjacente. Segundo U.S. Department of Transportation (2008), a perspectiva ambiental não oferecia critérios imperativos que restringissem a concepção e a construção das infraestruturas de transporte até o lançamento do *National Environmental Policy Act* (NEPA) em 1969 pela Agência Federal de Proteção Ambiental (*Environmental Protection Agency – EPA*). NEPA é o documento supremo que rege as legislações federais norte americanas e prática em prol da preservação ambiental nos EUA, incluindo obras de engenharia,

Casos similares ocorrem também com as populares *autobahn* alemãs, rodovias conhecidas pela qualidade geométrica e operacional que permite viagens em alta velocidade. Contudo, poucos sabem que as *autobahns* foram concebidas entre as décadas de 1930 e 1940 pelo governo nazista alemão com o objetivo de prover infraestrutura viária para movimentação rápida de cargas e pessoas sob um desenho geométrico até então inovador. Grandes movimentações de terra, curvas e rampas pouco acentuadas, pistas largas e independentes projetadas pela visão cartesiana e unilateral da engenharia eram as principais características das *autobahns*. Seu projeto estratégico e inovador serviu de inspiração para a proposta das Interstates norte-americanas nos anos 1950, bem como projetos rodoviários em outros países, incluindo rodovias paulistas nas décadas de 1970 e 1980.

Nos EUA, berço da indústria automobilística de larga escala e da indústria petrolífera, a construção e expansão da malha rodoviária ocorreu de forma intensa ainda na primeira metade do século XX. A configuração territorial esquadrejada das divisas entre propriedades rurais (Figura 2), bem como limites administrativos entre os condados, frutos da ocupação planejada do território pelo *Public Land Survey System* (LINKLATER, 2002) facilitou a construção de vias de acesso orientadas em alinhamentos norte-sul e leste-oeste. Segundo *U.S. Department of Transportation*, (2008), as vias de acesso foram posteriormente convertidas em estradas de rodagem e sua orientação cartesiana facilitou a organização e a rápida disseminação do modelo por todo o país. Com isso formou-se a densa malha norte americana de rodovias federais. Se por um lado essa estrutura cartesiana facilitou o planejamento, a organização e a construção das estradas, por outro foi um desastre ambiental quanto a intensidade das fragmentações de *habitats*. Os recortes naturais das feições geográficas no terreno foram, em sua grande maioria, ignorados pela geometria cartesiana da malha viária primária norte americana.

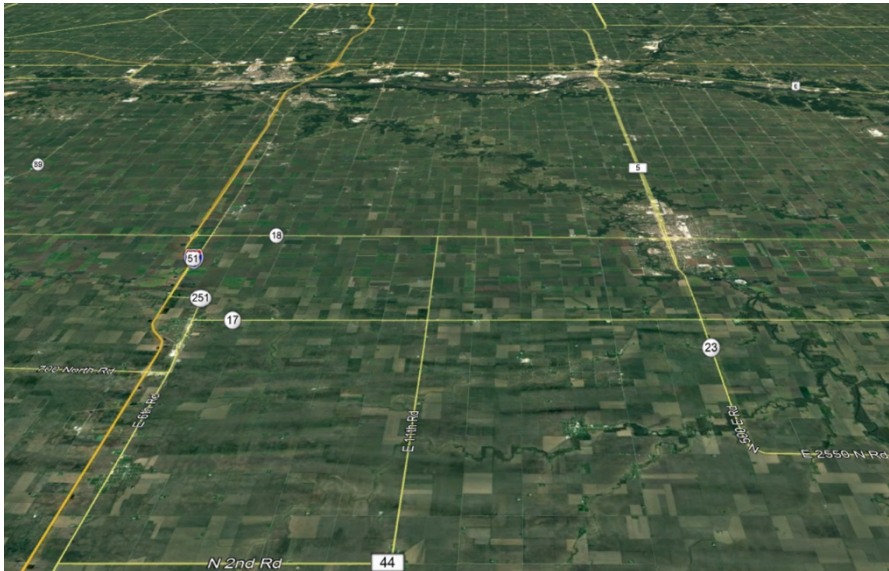


Figura 2.- Exemplo de fragmentação severa da paisagem consequente da divisão territorial pelo *Public Land Survey System*, condado de Livingstone - Illinois EUA. (Fonte: Google Earth 2018).

A literatura internacional (WEINGROFF, 2001; BEIMBORN; PUENTES, 2003; TRIPP; ALLEY, 2004; STICH et al. 2011; NOBREGA et al., 2012; CAMPOS; ELMIRO; NOBREGA, 2014) aponta o crescente protagonismo das considerações ambientais e sociais na aprovação, direcionamento e execução dos projetos estruturantes de transporte. De forma análoga aos projetos ferroviários, os projetos rodoviários vêm se adaptando na tentativa de satisfazer as exigências atuais das políticas de transporte. Nestes, os aspectos ambiental e de segurança viária são os principais temas que contrastam as práticas do passado e as atuais (TRIPP; ALLEY, 2004). Atualmente, muitas rodovias de velocidade e fluxo elevado de veículos nos países

desenvolvidos contam com intervenções ambientais mitigatórias instaladas em pontos estratégicos, frutos de processos de aprendizagem com erros cometidos no passado. Embora ainda incipiente, essa prática tem sido difundida e adaptada para outros modos de transporte e localidades geográficas, incluindo o Brasil.

Quanto a comparações entre o sistema de transporte no Brasil e no exterior, é usual que surjam críticas a infraestrutura de transporte brasileira quando confrontadas a infraestruturas existentes nos países desenvolvidos. Embora em contextos geográficos, políticos e econômicos distintos, há quase sempre um viés pela exaltação das rodovias e ferrovias estrangeiras quanto às características de velocidade, segurança e capilaridade/alcance. No entanto é importante salientar do ponto de vista ambiental, muitas das infraestruturas de transporte estrangeiras não são bons exemplos a serem seguidos. O baixo compromisso com a preservação do meio ambiente quando na concepção desses projetos levaram a necessidade de ações mitigatórias. Contudo, nem sempre esse tipo de informações é difundido. Neste sentido, de forma a prover conhecimento ao debate e à futuros projetos viários, é importante que se conheça a história e os principais fatos que nortearam o planejamento de transportes no Brasil e a criação da malha de transportes terrestre, ainda em formação.

### **Retratos do Planejamento de Transporte Rodoviário no Brasil**

As primeiras medidas em prol da construção da malha de transporte terrestre no Brasil antecedem o surgimento dos veículos automotores. As iniciativas rodoviárias datam das épocas coloniais, no intuito de abrir estradas carroçáveis em meio o vasto território nacional. Contudo, a coroa portuguesa não tinha interesse em investir em infraestrutura rodoviária, pois não se esperava retorno monetário da colônia. Segundo o DNIT (2015), as capitânias se desenvolveram a partir da navegação de cabotagem entre seus portos marítimos, ainda que sem grandes investimentos da coroa que se preocupava em obras de fortificação contra invasores. Este comportamento demonstrou que a abertura e construção de estradas não foi prioridade do Governo. O Império não obteve êxito na atração de investimentos estrangeiros para a construção de rodovias, algo que havia acontecido recentemente com as ferrovias (FERREIRA JUNIOR, 2016). Mesmo assim, ainda no final do século XIX foram construídas as primeiras quatro vias terrestres carroçáveis (Estrada União e Indústria, entre Petrópolis e Juiz de Fora, Estrada Filadélfia em Minas Gerais, Estrada Dona Francisca em Santa Catarina e Estrada da Graciosa no Paraná. Todas estas estradas interceptam regiões ambientalmente sensíveis localizadas em terrenos acidentados, o que exigiu elevado esforço de planejamento e construção, ainda que pela visão unilateral dos aspectos físicos e econômicos da engenharia.

Nas duas primeiras décadas do século XX o surgimento dos veículos automotores no Brasil estimulou planos até então ousados de construção de estradas de rodagem com aspectos mais modernos. Segundo Coimbra (1974), a aparição dos veículos automotores no Brasil, ainda que inicialmente modesta, influenciou mudanças na política de transportes, deixando em segundo plano o modo ferroviário. Em 1913,

com a pavimentação da chamada Estrada do Vergueiro, entre Santos e São Paulo, São Paulo iniciava o modelo que seria seguido futuramente por outras unidades da federação e pelo governo federal. Em 1917, ocorreu o Primeiro Congresso Paulista de Estradas de Rodagem e seus participantes puderam viajar da capital do estado à cidade de Santos pela nova e precursora rodovia. Em 1920 foi iniciada a construção da rede rodoviária paulista. Em 1925 foi inaugurado o primeiro trecho da estrada de concreto da América do Sul, na região da Serra do Mar.

A malha ferroviária paulista, que já era extensa e economicamente ativa, iniciava ainda que de forma modesta, seu declínio. De forma análoga, Minas Gerais também foi alvo de investimentos em malha rodoviária quando em 1924 adotou o plano rodoviário com o objetivo principal de ligar Belo Horizonte a todos os quadrantes de seu território. Neste período foi projetada a construção de cerca de 15.000 km de estradas de rodagem no Estado (FERREIRA JÚNIOR, 2016).

Entre 1926 e 1930, o lema imposto pelo então Presidente Washington Luís foi: "Governar é abrir estradas". Para tanto, na pasta da então Viação e Obras Públicas formou a Comissão de Estradas de Rodagem Federais, cujos trabalhos permitiram projetar importantes estradas que, de acordo com Seman (2010), foram base para os troncos da rede rodoviária atual. Essas iniciativas favoreceram a criação dos primeiros planos rodoviários federais, destacando-se os planos Catramby em 1926, Schnoor em 1927 e o plano da Comissão de Estradas de Rodagem Federais em 1928.

Nos anos 1930, com mais de um século de independência política e 40 anos de República, o Brasil já não apresentava um sistema viário que correspondesse às necessidades da época. Neste sentido, visando melhorar este cenário, a Inspetoria de Secas realizou uma obra rodoviária construindo 1.810 km de estradas-tronco e 652 ramais, totalizando 2.642 km de rodovias. Segundo Coimbra (1974), este foi o primeiro projeto investigativo que analisou o contexto geográfico das áreas interseptadas pela estrada, no qual foram construídos 2.112 bueiros e 411 pontes e pontilhões. As soluções foram pensadas e dimensionadas exclusivamente para atender a demanda da engenharia, padrão que se tornou um paradigma que perdurou por décadas, tanto na literatura quanto na prática.

Coimbra (1974) diz ainda que as intervenções entre 1930-1934 foram as primeiras realizações até a aprovação do Plano Geral de Viação Nacional (PGVN), sendo o primeiro projeto nacional de transportes aprovado oficialmente com natureza multimodal, mas tendo como prioridade a modalidade rodoviária. Este plano apresentava critérios para que as estradas fossem consideradas como troncos ou de interesse geral. Surge então a preocupação com a perspectiva logística de integração das malhas de transporte terrestre.

Em 1937 foi criado o Departamento Nacional de Estradas de Rodagem (DNER) devido a crescente preocupação do governo quanto à construção e manutenção infraestrutura rodoviária frente ao aumento das frotas de veículos. Ainda no mesmo ano o DNER apresentou um plano de viação (Figura 3), com ênfase a política rodoviária em detrimento à ferroviária.

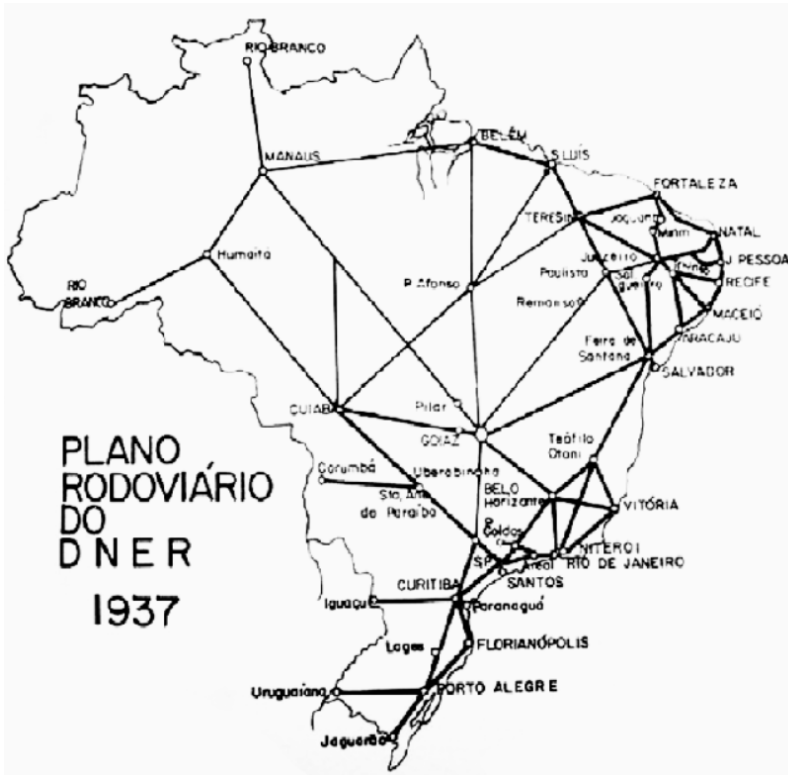


Figura 3.- Plano Rodoviário do DNER (SEMAN, 2010).

Em 1944 o Plano Rodoviário Nacional (PRN) estimava 27 diretrizes principais distribuídas em seis rodovias longitudinais, 15 transversais e de seis ligações, totalizando 35.574 km, recebendo o símbolo BR. O intuito era interligar o país de Norte a Sul e em diversas direções com o objetivo de criar uma malha rodoviária que atendesse as várias porções do território (SEMAN, 2010). As diretrizes estabelecidas pelo PRN eram:

- Evitar a superposição das rodovias com os troncos ferroviários principais;
- Aproveitar trechos de rodovias existentes ou em projeto, dos planos estaduais;
- Considerar apenas trechos rodoviários de caráter nacional;
- Estabelecer, no interior do país, as convenientes ligações da rede rodoviária nacional com infraestrutura aérea.

Nota-se, contudo, que o PRN foi norteado pelos pontos de vista da integração política e da integração macroeconômica na proposição dos corredores de transporte. Até então, nenhuma preocupação havia sido demonstrada no tocante a



questão ambiental. Pelo contrário, os planos rodoviários propunham diretrizes de estradas-tronco que tinham como objetivo alimentar futuras vias capilares a serem construídas como forma de promover a interiorização do território.

Ferreira Junior (2016) ressalta que em 1946 ocorreu a criação do Fundo Rodoviário Nacional (FRN) após a transformação do DNER em Autarquia Federal. Esse fundo possibilitou a destinação de recursos para intensificar a construção de rodovias no interior do país, e viabilizou o surgimento de anteprojetos e a criação de órgãos rodoviários estaduais. Os aspectos geoeconômicos e geopolíticos eram considerados de maior relevância em objetivos emergenciais para construção de trechos. O Plano Geral de Viação Nacional de 1934 sofreu revisão resultando no Plano Nacional de Viação (PNV) em 1951. O PNV incluía os sistemas ferroviário, rodoviário, fluvial e marítimo, além do novo modo de transporte aeroviário. Embora abrangente e multimodal, o PNV pavimentou os corredores para a implantação da indústria automobilística nacional assim como a construção da atual Capital Nacional, ambas no governo de Juscelino Kubitschek.

Em 1964, no governo militar, fortaleceu-se o apoio ao PNV como peça fundamental para a formação de uma política nacional de transportes. Tal medida foi concomitante ao programa norte-americano de rodovias interestaduais (*Interstate Highway Program*) lançado em 1956, pelo então Presidente Dwight D. Eisenhower, com o objetivo de promover corredores rodoviários de alta capacidade que interligassem importantes centros urbanos em todo o país. (WEINGROFF, 2001). A geometria dos propostos corredores interestaduais norte-americanos teve como referência as rodovias federais alemãs (*Autobahn*), desenhadas estrategicamente para proporcionar a mobilização rápida de cargas e pessoas para diferentes regiões do país.

Contudo, enquanto o *Interstate Highway Program* promovia uma configuração de malha com vias distribuídas de forma longitudinal/transversal, o PNV, segundo Bronkhorst (2010), possuía sua malha rodoviária planejada em um sistema axial convergindo para as capitais e para os principais centros urbanos. As configurações geométricas dos planos rodoviários federais já previam o entroncamento das vias na região central do país mesmo antes da proposição do Distrito Federal. O PNV foi reestruturado em 1973 com a adição de novas vias e aeroportos.

No ano de 2001, o DNER foi extinto e criado o Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT), que tem como atribuição a execução da Política de Transportes estabelecida pelo Ministério dos Transportes. (BRONKHORST, 2010). O PNV de 1973 foi revogado em 2011 que designou o Sistema Nacional de Viação (SNV) composto pelo Sistema Federal e pelos sistemas de viação dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios. Observa-se que ocorreram diversas mudanças no Brasil em relação ao transporte rodoviário, atualmente caracterizado como subsistema pelo SNV. Nos primórdios da criação das rodovias, estas eram destinadas a veículos rudimentares e atualmente são atribuídas a veículos modernos e com necessidades totalmente diferentes no âmbito da engenharia. Contudo, a concepção das estradas ainda mantinha como referência a perspectiva unilateral da engenharia

na busca da otimização do traçado. O processo tradicional recorre a técnicas de desenho geométrico para encontrar soluções de melhor custo/benefício para interligar localidade e pontos de passagem obrigatórios no terreno.

Com o desenvolvimento desta malha viária, a expansão dos centros urbanos foi indiretamente estimulada nas adjacências de rodovias pelo fato de serem polos de atração de fluxos de pessoas e cargas. Assim, muitos trechos das principais rodovias brasileiras transformaram em verdadeiras avenidas urbanas ocupadas por várias categorias de veículos (FERREIRA JUNIOR, 2016). Vale ressaltar que, mesmo considerando o rigor geométrico e de segurança viária praticado no planejamento e projeto dessas rodovias, as políticas públicas, ambientais e de transportes eram ainda incipientes. Estudos abrangentes como análises de sensibilidade e análises preditivas estavam longe de serem cogitados em editais e termos de referência para projetos de infraestruturas viárias.

O panorama atual da política de transporte terrestre no Brasil tem como principais pautas os planos de concessão para a iniciativa privada e também a implementação de políticas ambientais. As malhas rodoviária e ferroviária federal possuem trechos concedidos à iniciativa privada para explorar o fluxo de veículos, e tem como contrapartida pela concessionária o compromisso com a manutenção e melhoramento do sistema. Ocorre que, na prática, algumas das concessões negociadas têm demonstrado resultados negativos. O desinteresse da iniciativa privada em explorar trechos com baixo volume de tráfego muitas vezes é apontado como o principal fator que inviabiliza o sucesso dessa modalidade. Outro fator que por vezes tem inviabilizado o interesse da iniciativa privada em investimento na construção e reestruturação de novos trechos é o contraste entre as exigências legais sob as quais as atuais estradas foram construídas e as exigências presentes nas atuais legislações ambientais atreladas a política de transporte.

### **A “complexificação” das políticas em transporte**

O planejamento de transportes é peça fundamental para atender a demanda econômica regional (GAUTHIER, 1970; HORNER; O’KELLY, 2001), porém exige profunda integração entre componentes ambientais, sociais, jurídicas e político-administrativas (RODRIGUE; COMTOIS; SLACK, 2006; NOBREGA; STICH, 2011). As informações geradas pelos diferentes atores desse processo, quando espacializadas e integradas, passam a fornecer subsídios para tomadas de decisão. Neste sentido, segundo Dumas, O’Hara e Stich (2009), é fácil afirmar que economia e transporte são pastas indissociáveis em qualquer gestão do governo, razão pela qual há décadas autores como Gauthier (1970), Lewis (1991) e Fleming e Hayuth (1994) têm investigado a alta correlação existente entre o sistema de transportes, o uso e a ocupação do solo e o desenvolvimento econômico regional.

Ocorre que o planejamento de transportes envolve uma gama de interesses diretos e indiretos, por sua vez agregando atores (órgãos e autoridades técnicas, administrativas e políticas) com opiniões e expectativas nem sempre convergentes.

Essa miscelânea de interesses molda e transforma as políticas públicas direta e indiretamente envolvidas em transporte. No caso do transporte urbano (assunto não tratado no presente capítulo), a gama de variáveis e interesses envolvidos no processo de tomada de decisão é relativamente superior se comparada ao transporte micro e macro regional. Questões como mobilidade, acessibilidade, transporte público, ciclovias e passeios públicos, bem como legislações e restrições de estacionamento e circulação de veículos de carga estão entre as questões mais evidentes da política de transporte (OLIVEIRA et al., 2017; BORDA; SILVA, 2010; BOWEN, 2008). Para o transporte regional, em especial a concepção, construção e manutenção de rodovias e ferrovias, as questões mais evidentes que pautam as políticas de transporte estão relacionadas ao meio ambiente, segurança viária e concessões/privatizações.

Embora a questão de segurança viária esteja mais relacionada ao projeto geométrico da via e sua condição de operação, na prática nota-se uma grande correlação deste com a questão ambiental. As vítimas de acidentes e atropelamentos ocorridos em estradas não se limitam a condutores e passageiros, e incluem estatísticas crescentes sobre perdas em fauna e fragmentação da população silvestre. Segundo Bager (2018), pelos dados oficiais da Polícia Rodoviária Federal (PRF), ocorreram no Brasil 11.124 acidentes em decorrência de atropelamento de fauna durante o ano de 2017. Foram 314 vítimas humanas fatais e 1027 com lesões graves, a um custo estimado de R\$ 230 milhões. Contudo, o montante de animais de médio e grande porte atropelados é pelo menos 4 mil vezes superior ao número de acidentes relatado nas estatísticas da PRF, o que potencializa não apenas a preocupação com a perda de fauna, mas também com a segurança viária das rodovias. Outro fato importante a ser considerado é a interrupção de serviços ecológicos devido à fragmentação da paisagem e conseqüentemente dos *habitats* interceptados pela infraestrutura viária (SINGLETON; LEHMKUHL, 1999).

Questões dessa natureza permeiam as regras de licenciamento ambiental, e seu atendimento é uma exigência tanto na concepção e na operação das rodovias e ferrovias. Sánchez (2006) define licenciamento ambiental como o procedimento administrativo de caráter preventivo, onde a realização de atividades utilizadoras de recursos ambientais ou com potencial de degradação ambiental devem ser autorizadas previamente por um ente governamental. A Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), processo que subsidia a tomada de decisão que ocorre no licenciamento ambiental brasileiro, pode ser definida como a “identificação e avaliação sistemática de potenciais impactos (efeitos) de projetos, planos, programas ou legislações propostos, em relação aos componentes físicos, químicos, biológicos, culturais e socioeconômicos do meio ambiente” (CANTER, 1996). Dumas, O’Hara e Stich (2009) retratam a diversidade de temas que são diretamente ou indiretamente envolvidos em um processo de licenciamento ambiental de um corredor rodoviário norte americano nos dias atuais (Figura 4). Nos estudos de impacto ambiental em transportes são considerados fatores que podem influenciar de modo positivo e negativo o contexto geográfico da área impactada por um projeto viário (NOBREGA; O’HARA, 2011), e a abundância de variáveis e ponderações tem por objetivo prover

o estudo com cenários capazes de qualificar e quantificar eventuais possíveis impactos e as ações de mitigação desses impactos (NOBREGA et al., 2012).

Entretanto, cabe ressaltar que as quedas de braço entre as práticas tradicionais e as considerações ambientais impostas pelo NEPA tem desgastado muitos dos técnicos e gestores de projetos de transporte (TRIPP; ALLEY, 2004), além de provocar aumentos excessivos no tempo e no custo das obras. Para Stich et al. (2011), o empoderamento unilateral das autoridades ambientais em se fazer cumprir as exigências do NEPA tem sido o fator preponderante na complexificação do processo de planejamento de transportes.



Figura 4.- Abrangência das relações e ações envolvidas no licenciamento ambiental de projetos de infraestrutura de transportes. Adaptado de Dumas, O'Hara e Stich (2009).

A complexidade das políticas de transporte aumenta significativamente quando se entende a abrangência do sistema multimodal e dinâmica das legislações e políticas públicas envolvidas no transporte terrestre, subterrâneo, aéreo, fluvial e marítimo. Nos EUA, país com dimensões continentais e histórico recente de ocupação territorial relativamente similar ao Brasil, a expansão das malhas de transporte terrestre por muitas décadas avançou sem que as questões ambientais fossem restritivas ou que pudessem induzir mudanças significativas no projeto.

Contudo, vale ressaltar que as discussões ambientais, embora em evidência, ainda não têm sido alvo indutor de políticas de transporte em escala federal. Stich et al. (2011) lembram que com o *Federal Aid Highway Act* decretado pelo governo federal dos EUA entre 1916 e 1987, a legislação federal norte americana de transportes evoluiu de uma política de transportes incipiente e relativamente simples para um complexo sistema de normas e regulamentos que regem a construção e a manutenção de uma densa malha rodoviária. Porém, o amadurecimento das discussões acerca da infraestrutura de transporte, mobilidade, sustentabilidade e

integração multimodal demandaram novas rodadas de discussão e de decretos nos EUA:

- Em 1991 o *Intermodal Surface Transportation Efficiency Act* (ISTEA) foi proposto de forma a impulsionar a construção de rodoaneis para aumentar a eficiência logística dos sistemas de transporte urbano e regional;
- Em 1995 o *National Highway System Designation Act* visou estimular a integração das rodovias que servem os principais polos geradores de viagens;
- O *Transportation Equity Act for the 21st Century* (TEA-21) de 1998 e o *Safe, Accountable, Flexible, Efficient Transportation Equity Act: A Legacy for Users* (SAFETEA-LU) de 2005, foram concebidos para a manutenção da infraestrutura viária incluindo aperfeiçoamentos dos padrões de segurança e integração multimodal;
- Em 2012 sob severa restrição orçamentária, foi decretado o *Moving Ahead for Progress in the 21st Century Act* (MAP-21) que teve como principal objetivo estimular novas políticas de impostos sob combustíveis e o provimento de alternativas. Ainda que sob a perspectiva econômica, os reflexos do MAP-21 quanto a popularização de automóveis híbridos e elétricos nos EUA dão ao decreto créditos por ser o primeiro a ter o apelo ambiental<sup>2</sup>;
- Em 2015 foi decretado o *Fixing America's Surface Transportation Act* (FAST), com a missão de concentrar esforços na reconstrução das malhas rodoviária e ferroviária norte americanas.

Na administração do Presidente Donald Trump, embora infraestrutura de transporte tenha sido um dos assuntos mais frequentes de sua campanha, até o momento nenhum decreto oficial foi lançado. A expectativa é que seja respeitada a tradicional janela de 3-5 anos, porém sem sinais de que um novo decreto privilegiaria a perspectiva ambiental.

## **A demanda pela modernização do planejamento de transportes**

As decisões tomadas em transportes são em geral complexas e não podem ser tratadas como disciplinas independentes, seja para estudos logísticos de origem e

---

<sup>2</sup> Vale ressaltar que, paralelo ao *Progress in the 21st Century Act*, o governo dos EUA impulsionaram o *fracking* (fraturamento hidráulico do subsolo) para a extração de gás de xisto. A medida resultou na drástica redução do consumo de combustível fóssil pelas indústrias norte americano e, conseqüentemente, na queda do preço do petróleo. Contudo, do ponto de vista ambiental, a injeção de água no subsolo para liberação do gás na superfície é controversa.

destino, para estudos de acessibilidade ou para questões ambientais. As intervenções físicas resultantes de um projeto viário geram reflexos no contexto geográfico, da mesma forma que as intervenções no espaço físico, ou simplesmente na legislação ou política que regem o território geram reflexos no sistema de transportes (NOBREGA et al. 2012). Do ponto de vista ambiental, o adensamento das malhas de transporte terrestre desencadeia consequências negativas como a fragmentação de habitats naturais (SINGLETON; LEHMKUHL, 1999; CLEVENGER et al., 2002; FURNEY; BELCHER, 2008), bem como problemas com a acessibilidade intra-urbana (MACHADO; NOBREGA; QUINTANILHA, 2010).

Para Nobrega et al. (2016), as políticas públicas e atuais códigos ambientais que regem o processo de planejamento de transportes são mais abrangentes e complexos quando comparadas à políticas praticadas no passado. A participação pública, etapa vital para que a proposta de projeto possa ser apresentada e aprovada pela comunidade local, é hoje obrigatória, embora pouco praticada por falta de instrumentos ou de vontade política. Dumas, O'Hara e Stich (2009) salienta que a grande transformação no processo implantação de infraestruturas de transporte tem sido a flexibilidade e o diálogo dos atores envolvidos, como *stakeholders* e especialistas defendendo diferentes interesses, favoráveis ou contrários ao projeto. Essa mobilização inovadora tem permitido a adequação das políticas públicas e ambientais exigida nos estudos de viabilidade do empreendimento, análises de impactos ambientais e mitigações. Contudo, o resultado é o aumento expressivo no volume de variáveis, de valores e de opiniões envolvidos no processo de tomada de decisão, que por sinal demanda um elevado grau de coordenação dos gestores em transportes, implicando no aumento do tempo de execução e custo do projeto. Para Nóbrega et al. (2016), o fator tempo pode ser substancialmente reduzido se o processo de planejamento de transportes for orientado por um sistema coordenado participativo que integre os dados, os atores e as respectivas regras de decisão do processo.

Embora o Governo Federal tenha consciência da necessidade da implementação de um sistema nacional de transportes de alta capacidade, o Estado ainda não se encontra aparelhado por instrumentos e recursos humanos adequados a necessidade do planejamento de transportes moderno e eficiente. No cenário atual, com a maturidade dos sistemas de sensoriamento remoto e geoprocessamento para apoiar o processo de planejamento de transportes, bem como o rigor da política ambiental, é inadmissível que os gestores fechem os olhos para as análises e considerações apontadas na literatura. A manutenção do processo tradicional de projeto e construção de infraestrutura viária dá margem à repetição de erros cometidos no passado sem que se busque por soluções modernas e integradas de como contorná-los (NOBREGA et al., 2016).

A complexidade das variáveis no processo de planejamento de transportes e de uso do solo requer o emprego de modelos computacionais para apoiar a tomada de decisão (SAATI, 1995). Com isso, há uma crescente demanda pela utilização de técnicas de geoprocessamento como chave para os sistemas de suporte a decisão

espacial (SADASIVUNI et al., 2009). A demanda por informações espaciais estruturadas para apoiar a gestão e o planejamento de transportes foi uma das principais responsáveis pelos avanços conquistados pelos Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Ainda na década de 80, segundo Stich et al. (2011), o United States Census Bureau desenvolveu o projeto TIGER (*Topologically Integrated Geographic Encoding and Referencing*), baseado em uma arquitetura simples porém organizada de dados vetoriais interdisciplinares e interoperáveis. Desde então, pesquisadores e profissionais de transporte nos Estados Unidos uniram esforços para criação de um grupo responsável pela investigação, especificação, e padronização de dados espaciais e métodos de processamento aplicados ao setor de transportes, denominado GIS-T (BUTLER, 2008). Atualmente o GIS-T é referência para especificações e modelagem de dados geográficos para transportes e interoperabilidade entre órgãos gestores nas esferas federal e estadual.

### **O contexto geográfico e as soluções inovadoras**

Veldkamp e Verburg (2004) salientam que a compreensão sobre as mudanças no padrão de cobertura do solo e sua interação com as variáveis físicas, biológicas, econômicas e sociais são etapas vitais para o sucesso de um modelo concebido a apoiar o planejamento territorial. No processo de modelagem espacial as análises de transformações da paisagem exigem o profundo conhecimento das variáveis socioambientais e suas interações para que o processo de cobertura do solo seja compreendido (MILNE; ASPINALL; VELDKAMP, 2009).

Atualmente, as ferramentas de modelagem de dados geográficos disponíveis permitem dimensionar as mudanças de cobertura do solo com análises temporais e espaciais, facilitando a compreensão dos fatores que influenciam essas mudanças. Permitem também desenvolver cenários preditivos com base em informações passadas e presentes, sendo uma solução vital para diagnosticar de forma antecipada os problemas futuros e prognosticar soluções mitigatórias que podem fomentar a formação de políticas públicas de planejamento do desenvolvimento territorial.

A demanda por metodologias para modernizar o planejamento de transportes é notória e o geoprocessamento tem sido peça chave para integrar, de forma coordenada, as inúmeras variáveis espaciais deste processo. Um SIG, por essência, é caracterizado por um conjunto de construtores para representar objetos, as ferramentas e os processos em ambiente computadorizado, normalmente operando na forma de modelos de dados geográficos. Um modelo geográfico em SIG recorre ao emprego de ferramentas de processamento e análise espacial de dados de forma sistemática e organizada voltadas a solução de um determinado problema. A inserção de SIG como suporte ao planejamento de corredores de transportes é justificada pela demanda de elevado volume de dados.

Segundo Nobrega et al. (2016), os modelos de inteligência geográfica se destacam no apoio a tomada de decisão em projetos de transporte em situações complexas seja pela abrangência geográfica, pelo volume de dados ou pela restrição

de tempo. Contudo, no que tange a questões ambientais e demográficas dentro da proposição e construção de rodovias e ferrovias, a solução das principais demandas elencadas recorre ao emprego de cenários participativos, de técnicas de decisão baseadas em análise multicriterial e da coordenação de ações orientadas como no *Context Sensitive Sotution* (ou solução sensível ao contexto). Essas técnicas podem alimentar de forma eficiente um criterioso estudo de mitigação de impacto ambiental em Ecologia de Estrada, bem como alimentar um modelo de inteligência geográfica para análise e tomada de decisão.

### Cenários Participativos

Para o planejamento de transportes, Stich et al. (2011) lembra que a participação pública (Figura 5) é uma etapa obrigatória que, mesmo imposta há décadas, precisa evoluir para que a comunidade local não seja apenas informada mas de fato opine e participe do processo de decisão. Neste sentido, segundo O'Hara et al. (2010), uma das necessidades apontadas pelo *US Federal Highway Administration* em cumprimento as exigências do NEPA ainda não investigada pelo GIS-T é justamente o aperfeiçoamento da participação pública nos processos de tomada de decisão.



Figura 5.- Exemplos de audiências públicas tradicionais promovidas pelas autoridades federais e estaduais de transporte nos EUA para informar a comunidade local sobre as alternativas projetadas em um projeto rodoviário. Encontro em Millington-TN (esquerda) e Byhalia-MS (direita) em junho de 2004 (STICH et al., 2011)

Cenários participativos são, por definição, resultantes da integração de opiniões e interesses de diferentes atores envolvidos em um processo através do emprego de regras e ponderações variadas para preconizar potenciais situações que venham a apoiar a tomada de decisão. Jones et al. (2016) e Ribeiro, Correia e Paracchini (2016) retratam o crescente interesse pela inclusão de cenários participativos em estudos ambientais e de governança. O planejamento de transporte abarca um grande volume de variáveis e interfere direta ou indiretamente na cobertura e no uso do solo, não apenas na faixa de domínio e adjacências, mas também no contexto geográfico, econômico, logístico, ambiental e político das regiões interceptadas. Com isso há



uma disparidade natural de interesses e de opiniões, características que fazem a tomada de decisão no planejamento de transportes ser complexa.

Posto que as audiências públicas em projetos de infraestruturas de transporte têm sido palco para apresentação de decisões prontas ao invés de debater e absorver valores locais, é notória a necessidade de que o processo tenha uma estrutura de apoio à informação capaz de ilustrar, qualificar e quantificar as alternativas para que a tomada de decisão pela comunidade interessada.

### **Análise Multicriterial**

Um dos métodos que tem sido frequentemente discutido e utilizado juntamente com SIG para apoio a tomada de decisão é a técnica de análise multicritérios. A análise multicritérios propicia a integração estruturada das variáveis geográficas, das opiniões dos atores envolvidos, mesmo que distintas ou divergentes, e das ponderações dos pesos das variáveis nas regras de tomada de decisão com o objetivo de reproduzir cenários diagnósticos e prognósticos. Cita-se neste contexto o processo analítico hierárquico (ou AHP), técnica esta desenvolvida por Thomas Saaty em 1984 para permitir que a subjetividade advinda das decisões humanas seja minimizada com a aplicação de regras matemáticas no processo de atribuições de pesos às variáveis.

De acordo Saaty (1995), a técnica AHP é aplicada como um método de comparação de variáveis para análise multicritério e se utiliza da modelagem matemática para determinação de prioridades, algo importante no tocante a organização das disparidades de valores, opiniões e interesses dos agentes envolvidos no planejamento de corredores de transporte. Se por um lado o método AHP utiliza valores pareados como dados de entrada, por outro lado suas informações de saída correspondem a um ranking numérico que elenca, ordena e atribui pesos às preferências. Em geoprocessamento, seu emprego mais frequente tem sido na composição dos valores atribuídos aos pixels de mapas digitais em formato matricial (NOBREGA et al., 2016). Sadasivuni et al. (2009) apresentam um estudo que explica e ilustra em detalhes o processo de implementação de um sistema de decisão utilizando a técnica AHP em ambiente SIG através de álgebras de mapas.

Embora avanços significativos na contextualização geográfica dos processos de tomada de decisão em transportes tenham sido alcançados em pesquisas nas décadas de 1990 e 2000, a metodologia AHP acoplada a SIG tornou-se alvo de interesse em projetos práticos de corredores de viabilidade há apenas alguns anos. No Brasil, o uso combinado de SIG e AHP em projetos de planejamento de corredores de transportes não está restrito a Academia. Trabalhos recentes aplicados ao planejamento de ferrovias foram desenvolvidos no âmbito federal junto a gestores de transportes e fiscalização (BERBERIAN et al., 2015). Tais iniciativas revelam o interesse dos gestores e técnicos em transporte pela modernização do processo de planejamento. Os resultados têm comprovado o potencial do geoprocessamento em catalisar não só a enorme gama de variáveis envolvidas no planejamento de

## Infraestrutura Viária & Biodiversidade

transportes, mas também de promover meios de modelar soluções frente a complexidade das políticas públicas, ambientais e de transportes envolvidas no processo. Neste contexto, a Figura 6 ilustra o emprego da análise multicriterial implementada em um sistema de informações geográficas para o aperfeiçoamento do modelo de participação pública e de decisão.

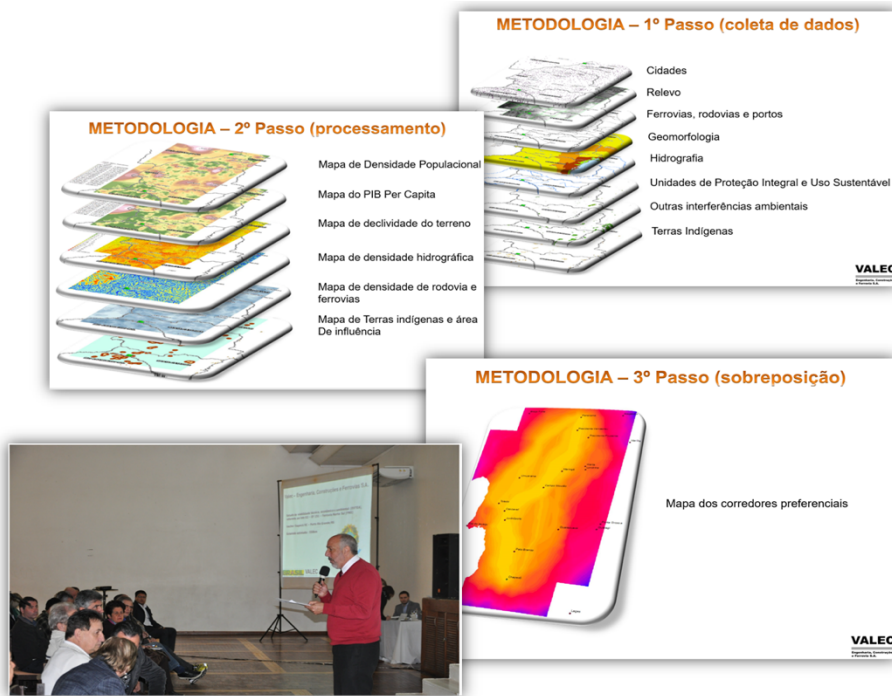


Figura 6.- Exemplo de uso da técnica de análise multicriterial AHP para demonstrar a metodologia participativa utilizada no estudo de viabilidade do segmento sul da Ferrovia Norte-Sul. Audiência Pública ocorrida em Cruz Alta, RS em agosto de 2013. Dados originais disponíveis em [goo.gl/jKFZKF](http://goo.gl/jKFZKF), [goo.gl/9krGzx](http://goo.gl/9krGzx) e [goo.gl/hZu3Ng](http://goo.gl/hZu3Ng)

### Context Sensitive Solution

O termo *Context Sensitive Solution* (ou solução sensível ao contexto) surgiu em 2003, no Departamento de Transportes norte americano como resposta à necessidade prática de integrar, de forma proativa, a participação de gestores públicos e representantes da comunidade em diversas áreas. O CSS tem como premissa apoiar o desenvolvimento de projetos de transporte considerando e balanceando a participação de todos os contextos envolvidos (econômico, técnico, ambiental, social, cultural, histórico e estético) ao mesmo tempo em que se preserva ou melhora a segurança, mobilidade e a infraestrutura. A principal característica desta abordagem é a harmonia e a integração entre os atores (Figura 7). Não se enxergam elementos isolados, mas sim contextos diferentes que interagem entre si e precisam ser avaliados e equacionados da melhor forma possível (LIMA; NOBREGA, 2017).



Figura 7.- Perspectiva tradicional e por *Context Sensitive Solution* para o envolvimento da comunidade no processo de decisão em planejamento de transportes (LIMA; NOBREGA, 2017).

Por definição, o CSS é uma complexa teia de interesses e ações de gestores e da comunidade local que, de forma reativa, são alavancadas por projetos de infraestrutura de transporte com impacto direto na região. O desafio do CSS é estabelecer meios para que, junto à maximização da eficiência no sistema de transportes promovida pela nova infraestrutura, ocorra também a maximização da qualidade de vida, da sustentabilidade econômica da comunidade local, da segurança e dos aspectos culturais locais. Segundo Stich et al. (2011), sua implantação na prática depende da organização, tratamento e análise de dados, bem como de um mecanismo que promova, de forma participativa, o processo de tomada de decisão.

### **Inteligência geográfica no apoio ao planejamento de corredores**

Há atualmente no planejamento de transportes uma pressão crescente pela inclusão de perspectivas ambientais, sociais, econômicas e culturais no processo de tomada de decisão. Concomitantemente, segundo Berberian et al. (2015) e Nóbrega et al. (2012), o estágio tecnológico e a disponibilidade de dados permitem o aprimoramento das técnicas tradicionais e a criação de novos procedimentos para preencher as lacunas ainda existentes. Campos, Elmiro e Nobrega (2014) salienta o conhecimento tácito acumulado de sucessos e fracassos ocorridos no passado em obras lineares de engenharia podem alimentar a modelagem geográfica e a obtenção de resultados mais assertivos.

#### **Novos paradigmas para estudos de impacto ambiental em planejamento de transportes**

Seguindo esta premissa de que as ferramentas de modelagem geográfica potencializam o poder de análise e decisão, o *US Department of Transportation*, por meio de um fundo de pesquisa do *Research and Innovative Technology Administration* (USDOT-RITA), patrocinou entre os anos de 2007 e 2010 um estudo intitulado “*Streamlining Environmental and Planning Processes*” (SEPP). O projeto

## Infraestrutura Viária & Biodiversidade

envolveu a academia e as autoridades estaduais de transporte dos estados do Mississippi e Tennessee para a criação de uma solução inovadora que abarcasse de forma integrada, todas as variáveis, atores e condicionantes envolvidas em análise de viabilidade e no processo de licenciamento ambiental para rodovias. O estudo ocorreu ao longo do novo anel viário da região metropolitana de Memphis-TN. Segundo O'Hara et al. (2010) o estudo instigou o desenvolvimento de um modelo capaz de prever corredores de viabilidade ambiental para facilitar o processo de tomada de decisão para a desapropriação da faixa de domínio e a respectiva a construção da infraestrutura viária (Figura 8). O modelo foi desenvolvido utilizando técnicas de análise multicritério implementadas em um sistema de informações geográficas. A justificativa apresentada pelo USDOT-RITA é que o elevado volume de variáveis e pessoas envolvidas no processo de planejamento, somado ao crescente volume de dados geográficos disponíveis ou passíveis de serem utilizadas em projetos de engenharia, começara a dificultar a tomada de decisão pelo método tradicional de concepção de estudos de viabilidade. Os resultados positivos demonstraram que a modernização do planejamento de transportes pode ser beneficiada com o emprego um modelo baseado em inteligência geográfica participativa. A validação do modelo publicada em Nobrega e O'Hara (2011) demonstrou 93% de correspondência geométrica entre o corredor computado e a faixa de domínio da rodovia em seu desenho final (Figura 8).

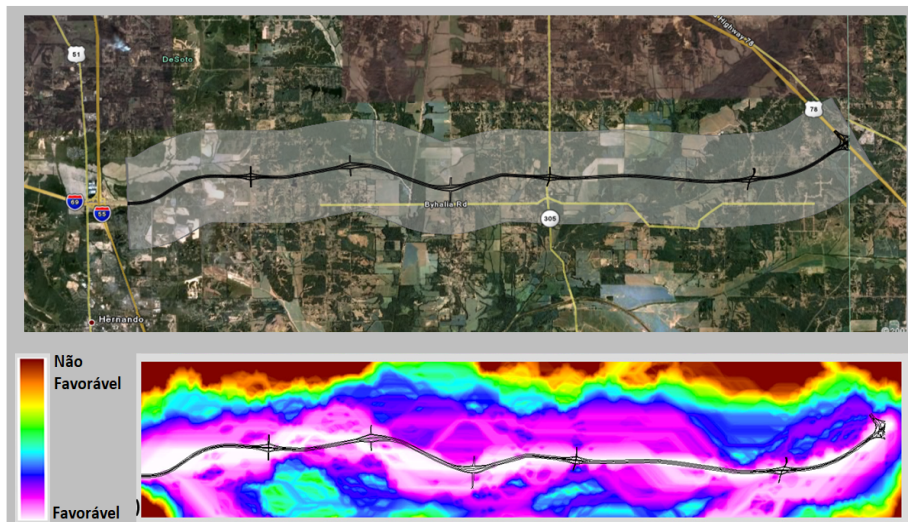


Figura 8. Aderência geométrica entre o traçado da *Interstate 269* entre os entroncamentos da I-55 e US-78 no condado de Hernando-Mississippi (acima) e o corredor de viabilidade calculado por modelagem geográfica (abaixo). Adaptado de Nobrega e O'Hara (2011).

Embora o planejamento e a gestão de transportes utilizem há tempos de geotecnologias, o processo ainda está aquém do efetivo uso quanto ao potencial para auxiliar a tomada de decisão. A capacidade de modelagem e análise espacial existentes em plataformas de SIG, vide, por exemplo, as iniciativas de aplicação de

SIG no apoio a projetos do Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT, 2013), deveriam ser mais bem exploradas. A disseminação do SIG para projetos de planejamento de transporte impulsionaria as iniciativas já existentes de estruturação de dados para compartilhamento corporativo, e alavancaria a participação de diferentes entidades do governo a fim de evitar a duplicação de dados e de esforços, o que contribuiria para a redução do tempo e do custo dos projetos.

### **O pioneirismo brasileiro na prática da inteligência geográfica em projetos estruturantes**

Iniciativas pontuais para a introdução do geoprocessamento nas atividades de planejamento e gestão de projetos, bem como a parceria com a academia para o desenvolvimento de tecnologia e capacitação profissional têm sido a marca das ações atuais da VALEC Engenharia Construções e Ferrovias S/A., empresa federal vinculada ao Ministério dos Transportes.

O ponto de inflexão para a modernização do processo de planejamento de transportes ocorreu em 2013, com o desafio de modelar corredores de viabilidade técnica, econômica e ambiental para a proposição dos 1300 km do tramo Sul da EF-151 (Ferrovia Norte-Sul), entre Panorama-SP e Rio Grande-RS. Durante o desenvolvimento desse estudo foram discutidas a necessidade de organizar e ponderar as inúmeras demandas e as medidas envolvidas no planejamento de uma infraestrutura ferroviária de grande porte, cujo objetivo a longo prazo é o de ajudar a redesenhar a macrologística nacional. Desta forma, cientes da necessidade de um processo participativo de tomada de decisão com os expertises de diferentes atores, foi proposta uma solução hierárquica composta por 5 grupos distintos de dados, que incluem variáveis físicas, socioeconômicas, logísticas, mercadológicas e ambientais (Figura 9). Essa arquitetura possibilitou o agrupamento de variáveis como medida de prevenção de ponderações demasiadas ou insuficientes por atores sem interesse ou desconhecimento sobre o assunto. Em suma, no primeiro nível hierárquico de decisão os especialistas atribuem ponderações dentro de sua área de atuação. Isso impede que, por exemplo, os pesos das variáveis de cunho ambiental sejam elaborados por especialistas em economia, e vice-versa. No segundo nível hierárquico de decisão, são realizados ensaios (análises de sensibilidade) combinando os resultados dos cinco grupos de variáveis trabalhados no nível anterior. As ponderações do segundo nível hierárquico ficam a cargo dos gestores do projeto.

A solução desenvolvida para atender ao EVTEA do tramo sul da EF-151 de 2013 transcende o escopo do modelo proposto e desenvolvido nos EUA para o SEPP de 2009, não somente pelo volume de dados, variáveis e atores envolvidos no processo, mas também pela dimensão geográfica do projeto. A Figura 10 ilustra os dois segmentos estudados totalizando uma diretriz de aproximadamente 1300 quilômetros de extensão.

## Infraestrutura Viária & Biodiversidade



Figura 9.- Estrutura paralela e hierárquica proposta para aperfeiçoar a eficiência da tomada de decisão na proposição de corredores de viabilidade para construção de ferrovias.

Mediante a demanda de modernização dos dados e dos métodos utilizados na proposição de projetos de infraestruturas de transporte, a Secretaria de Fiscalização de Infraestrutura Portuária, Hídrica e Ferroviária do Tribunal de Contas da União propôs o emprego da modelagem geográfica para revolucionar a forma de fiscalização e controle externo de projetos e obras de transporte federais. Segundo Berberian et al. (2015), o arcabouço atual das geotecnologias e técnicas de modelagem geográfica permite a criação de cenários preditivos que caracterizem e quantifiquem no contexto espacial e temporal os prós e contras do projeto ainda em sua fase de concepção, prevenindo a continuidade e o aporte de recursos públicos em projetos que apresentem justificativas técnicas não satisfatórias. A Figura 11 retrata a aplicação de um modelo de inteligência geográfica para avaliação de corredores de viabilidade para aprovação da proposta de projeto do segmento norte da Ferrovia Norte-Sul em estudo pelo TCU. O modelo utilizou análise multicriterial e a estrutura paralela hierárquica apresentadas no modelo proposto para auxiliar o EVTEA de 2013 da VALEC. Contudo, adaptações foram feitas quanto a supressão e adição de variáveis em função da localização geográfica do novo estudo, bem como a ponderação das variáveis e dos grupos em função do perfil de carga e trem-tipo esperado para trafegar no trecho.

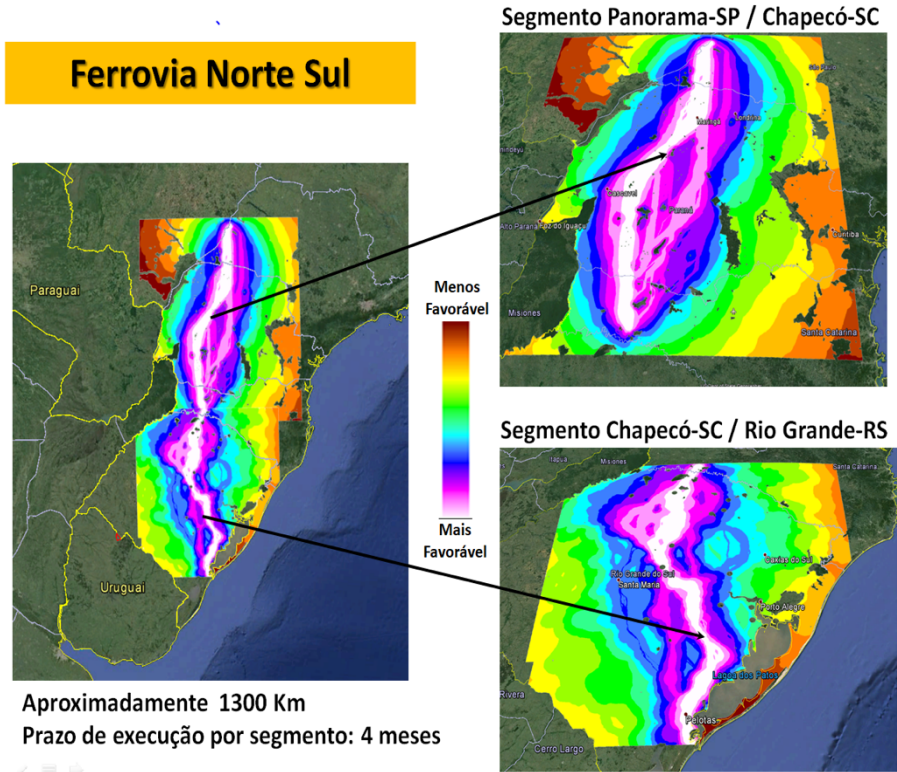


Figura 10.- Corredor de viabilidade computado para o segmento sul da Ferrovia Norte-Sul entre as localidades de Panorama-SP e Rio Grande-RS, com extensão de 1300Km e emprego de 42 variáveis distintas agrupadas em 5 categorias distintas.

### **Perspectivas da modelagem geográfica na ecologia de transportes.**

Para o setor de estradas de rodagem e ferrovias, as questões mais frequentes nas pautas atuais da política de transporte são relacionadas a assuntos de licenciamento ambiental, segurança viária e, ainda que com menor intensidade a indução positiva ou negativa de interferências no uso e ocupação do solo. No Brasil, o tema mais frequente tem sido a mobilização de regras para viabilizar a concessão para operação e manutenção de segmentos da malha de transporte terrestre. O país passa por um período de turbulência político-administrativa e tenta incisivamente alavancar parcerias e recursos da iniciativa privada supostamente interessada. O modelo proposto pelo governo toma como referência casos de sucesso internacional, todavia a disparidade de interesse da iniciativa privada em administrar trechos com baixo volume de tráfego e/ou em se comprometer no aprimoramento da infraestrutura viária existente tem limitado os casos de sucesso das concessões. Com isso, o que se nota são as frequentes tentativas do governo em flexibilizar, quando não

## Infraestrutura Viária & Biodiversidade

suprimir as legislações ambientais, o que desencadeia um amargo retrocesso de décadas na política ambiental.

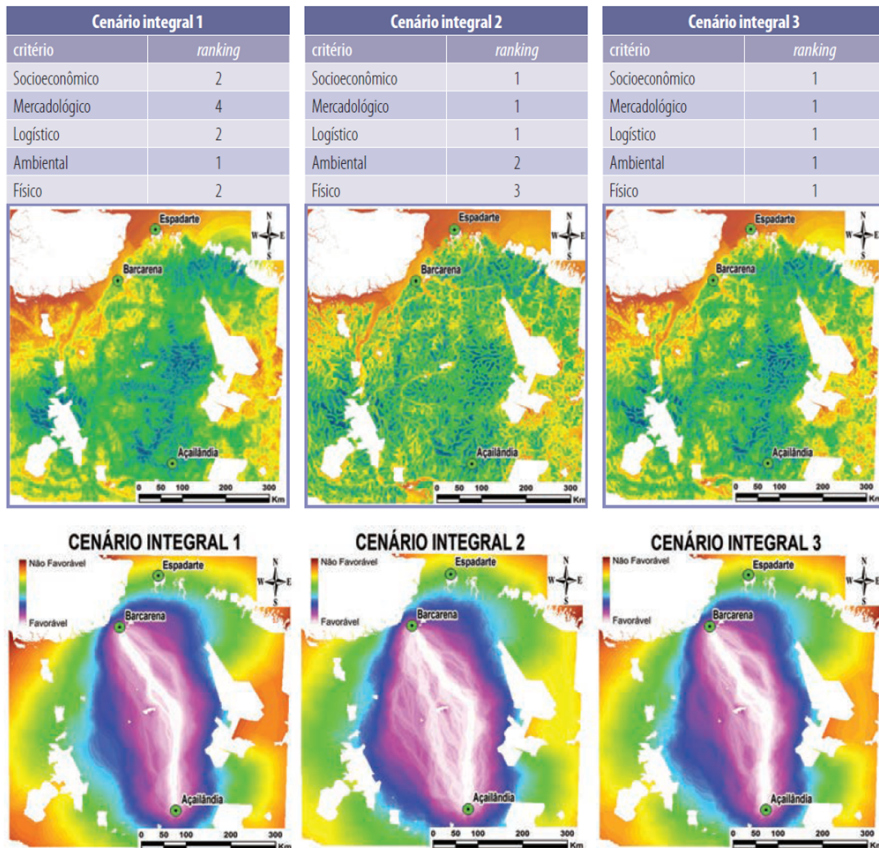


Figura 11.- Superfícies de esforço e os respectivos corredores de viabilidade interligando Açailândia/MA e Barcarena/PA. Áreas brancas e rosadas do corredor representam maior viabilidade para implantação da ferrovia. Adaptado de Berberian et al. (2015).

Embora promissores e com resultados comprovados quanto a estudos de viabilidade técnica, viabilidade econômica e viabilidade ambiental, os modelos de inteligência geográfica de corredores podem ser aperfeiçoados quanto à modelagem preditiva de cenários futuros, bem como quanto à incorporação de métricas de paisagem, serviços ecossistêmicos e considerações sobre fauna e flora trabalhadas na ecologia de estradas. Por sua vez, ao se apoiar em análises geográficas e contextuais, a ecologia de estradas amplia sua gama analítica de conhecimento e adentra no universo transdisciplinar da geografia. Suas análises passam a incorporar as características naturais e antrópicas da área de estudo e áreas de influência. A modelagem geográfica passa a permitir que sejam inseridos fenômenos ocorridos na paisagem como, por exemplo, as mudanças de padrões de cobertura e uso do solo,



bem como inseridas as interpretações especializadas das políticas públicas em transporte e meio ambiente.

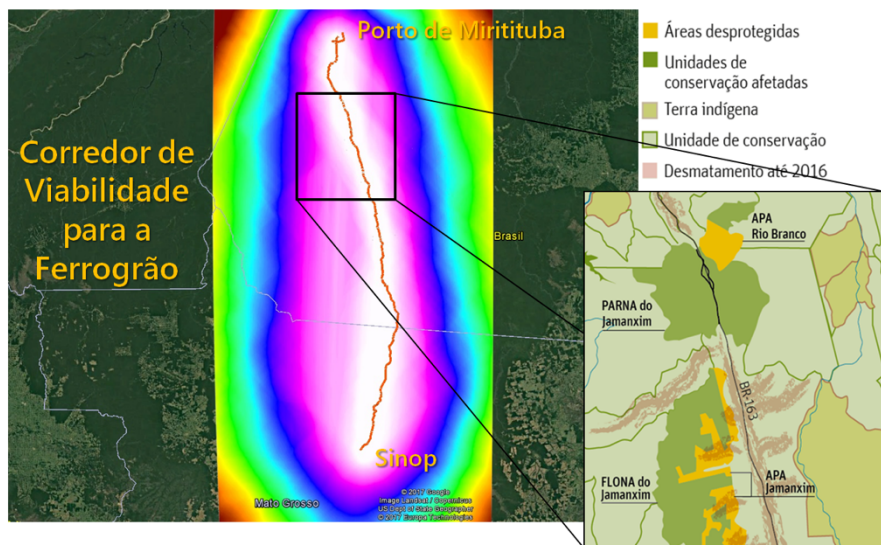


Figura 12.- Modelagem geográfica comprovando a não necessidade de desapropriação de áreas da Floresta Nacional do Jamanxim e do Parque Nacional do Jamanxim no Pará para a construção da ferrovia Ferrogrão, contradizendo a proposta do Governo Federal de Julho de 2017. O corredor de viabilidade da Ferrogrão mostrou-se aderente às adjacências da BR163.

Por último, é importante estar atento a manobras políticas que envolvam o interesse dos grupos partidários à flexibilização de exigências ambientais e grupos partidários à sustentabilidade e conservação. A afirmação de Stich et al. (2011) de que o processo ideal de planejamento de transportes deveria superar a queda de braços entre os requerimentos dos órgãos ambientais e a pressão das frentes de engenharia nos EUA é também válida no Brasil. Aqui, a complexidade das políticas de transporte e seu uso efetivo no processo de tomada de decisão estão entre os principais desafios para os gestores quanto a implementação de novos projetos. Cabe ressaltar que a estratégia atual tomada pelo Governo em afrouxar as exigências ambientais como forma indireta de promover facilidades para atrair o interesse da iniciativa privada em participar dos leilões de concessão das rodovias e ferrovias, se confirmada, estagnar os crescentes avanços colocados em prática pela ecologia de estradas. Ademais, esse retrocesso potencializará futuros problemas a serem mitigados (remediações jurídicas, como chamado pelo Ministério Público Federal).

## Referências Bibliográficas

BAGER, A. Atropelamento de animais.- o lado social e econômico. In: BLOG ALEX BAGER. Lavras, 2018. Disponível em: <<https://bab.empreendedor-academico.com.br/accidente-e-conservacao/>>. Acesso em: Fevereiro de 2018.

- BEIMBORN, E.; PUENTES, R. Highways and Transit: Leveling the Playing Field in Federal Transportation Policy. The Brookings Institution Series on Transportation Reform. Washington, DC: The Brookings Institution Center on Urban and Metropolitan Policy, 2003. Disponível em: <[https://www.brookings.edu/~media/research/files/reports/2003/12/metropolitanpolicy%20beimborn/20031215\\_beimborn.pdf](https://www.brookings.edu/~media/research/files/reports/2003/12/metropolitanpolicy%20beimborn/20031215_beimborn.pdf)>. Acesso em: Fevereiro de 2018.
- BERBERIAN, C. F. Q. et al. O uso de geotecnologias como uma nova ferramenta para o controle externo. Revista do Tribunal de Contas da União, v. 133, p. 40-53, 2015.
- BORDA, L. M.; SILVA, J. L. G. O Sistema de Informação Geográfica (GIS) como estratégia nas decisões do setor de transportes no Brasil. Latin American Journal of Business Management, v. 1, n. 2, p. 84-111, 2010.
- BOUMAN, B. A. M. et al. A framework for integrated biophysical and economic land use analysis at different scales. Agriculture, Ecosystems and Environment. Vol 75, 55-73, 1999.
- BOWEN, J. T. Moving places: the geography of warehousing in the US. Journal of Transport Geography, v. 16, p. 379-387, 2008. DOI: 10.1016/j.jtrangeo.2008.03.001
- BRONKHORST, A. E. O Plano nacional de Viação de 1973 e o Plano Nacional de Logística e transporte: a mudança no planejamento viário Brasileiro, São Paulo, 2010.
- BUTLER, J. A. Designing geodatabases for transportation. Esri Press, 1st Ed., ESRI Press, New York, 459p, 2008.
- CAMPOS, P. B. R., ELMIRO, M. T., NOBREGA, R. A. 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 Geodésicas (Online), v. 20, p. 765-783, 2014.
- CANTER, L. W. Environmental impact assessment, 1996. Disponível em: <<http://www.energia.bme.hu>>. Acesso em: 01-set-2015.
- CLEVENGER, A. P. ET al. GIS-generated, expert-based models for identifying wildlife habitat linkages and planning mitigation packages. Conservation Biology, Volume 16, pp. 503-14, 2002.
- COIMBRA, C. Visão Histórica e Análise Conceitual dos Transportes no Brasil. Centro de Documentação e Publicações - Ministério dos Transportes, Rio de Janeiro. 364p, 1974.
- CORRALES, M.; GRANT, M.; CHAN, E. Indicators of the environmental impacts of transportation: highway, rail, aviation and marine transport. Diane Publishing, 244p, 2000.
- DNIT. Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. Transporte no Brasil - Síntese Histórica. Ministério dos Transportes, 2015. Disponível em: <<http://www.transportes.gov.br/conteudo/136-transportes-no-brasil-sintese-historica.html>>. Acesso em: 03 Novembro 2015.
- DUMAS, J.; O'HARA, C.; STICH, B. Context sensitive solutions and transportation planning: the detection of land-use, historical and cultural resources, community features and their integration into the planning process. Proceedings of Transportation Research Board, Washington DC, 2009.
- FERREIRA JUNIOR, 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. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. 146p, 2016.
- FERREIRA JUNIOR, J. I., NOBREGA, R. A. A., OLIVEIRA, L. K. Geographic data modeling to define alternative transport corridors to bypass the Metropolitan Region of Belo Horizonte: comparative scenarios. Revista do Tribunal de Contas da União, v. 137, p. 1-10, 2016.
- FLEMING, D. K.; HAYUTH. Spatial characteristics of transportation hubs: Centrality and intermediacy. Journal of Geography, n. 2, v. 1, p. 3-18, 1994.
- FLETCHER JR, R. J.; HUTTO, R. L. Portioning the multi-scale effects of the human activity on the occurrence of riparian forest birds. Landscape Ecology. Vol 23, 727-739, 2008.
- FORMAN, R. T. T. et al. Road ecology: science and solutions. Island Press, Washington, D.C., USA. Fleming, D. K., Y, 2003.

- FURNEY, C.; BELCHER, A. Using GIS tools to develop preliminary highway corridors. Proceedings of 2008 ESRI International User Conference, San Diego, 2008. Disponível em: <[http://gis.esri.com/library/userconf/serug08/papers/user/transportation/utilizing\\_gis\\_to\\_ols\\_to\\_develop\\_preliminary\\_highway\\_corridors.pdf](http://gis.esri.com/library/userconf/serug08/papers/user/transportation/utilizing_gis_to_ols_to_develop_preliminary_highway_corridors.pdf)>. Acesso em: Dezembro de 2017.
- GAUTHIER, H. L. Geography, transportation and regional development. *Economic Geography*, n. 46, v. 4, p. 612–619, 1970.
- HORNER, M. W.; O'KELLY, M. E. Embedding economies of scale concepts for hub network design. *Journal of Transportation Geography*, n. 9, v. 4, p. 255–265, 2001.
- JONES, P. J. et al. The EU societal awareness of landscape indicator: A review of its meaning, utility and performance across different scales. *Land Use Policy*, v. 53, p. 112-122, 2016.
- KUITUNEN, M.; ROSSI, E.; STENROOS, A. Do highways influence density of land birds? *Environmental Management*, Vol 22 (2), 297-302, 1998.
- LEWIS, D. Primer on transportation, productivity and economic development. Report of National Cooperative Highway Research Program Rep. 342, Transportation Research Board, Washington, DC, 1991.
- LIMA, C. C. A. G.; NOBREGA, R. A. A. Towards a sustainable bicycle lane network: a computational approach blending context sensitive solution, multiple-criteria decision making and geographic information system. In: 15th International Conference on Computers in Urban Planning and Urban Management, 2017, Adelaide. Proceedings of 15th CUPUM, 2017.
- LINKLATER, A. *Measuring America: How an Untamed Wilderness Shaped the United States and Fulfilled the Promise of Democracy*. New York: Walker & Co. ISBN 0-8027-1396-3, 2002.
- MACHADO, C. A. S.; NOBREGA, R. A. A.; QUINTANILHA, J. A. Valuation of Accessibility Index Through High-Resolution Satellite Images and GIS: A Methodological Proposal for Planning the Transportation System. In: 12th World Conference in Transportation Research, Lisbon. Proceedings of 12th WCTR 2010, 2010.
- MILNE, E.; ASPINALL, R. J; VELDKAMP, T. A. Integrated modelling of natural and social systems in land change science. *Landscape Ecology* 24:1145–1147, 2009.
- NOBREGA, R. A. A; O'HARA, C. Evaluating the design of the streamlined GIS-based transportation corridors. In: Transportation Research Board 90th Annual Meeting. 2011.
- NOBREGA, R. A. A. et al. Assessing environmental-impacted features of EIA study in corridor planning based on GIS and remote sensing technologies. In: Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologia da Geoinformação, 2012, Recife. Anais do Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologia da Geoinformação. Recife: UFPE, 2012.
- NOBREGA, R. A. A. et al. Inteligência geográfica para avaliação de propostas de projeto de concessão de corredores ferroviários. *Transportes (Rio de Janeiro)*, v. 24, p. 75-84, 2016.
- 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*, v. 12, p. 21-35, 2012.
- O'HARA, C. G. et al. Technical Guidelines, prepared by the National Consortium for Remote Sensing in Transportation Streamlining Environmental and Planning Process (NCRST-SEPP) for the United States Department of Transportation (USDOT). In: TRB Environmental and Energy Conference, Raleigh, NC. Proceedings of TRB Environmental and Energy Conference 2010, 2010.
- OLIVEIRA, L. K. et al. Analysis of Freight Trip Generation Model for Food and Beverage in Belo Horizonte (Brazil). *The Journal of ERSA*, v. 4, 17p, 2017.
- RIBEIRO, S. C.; CORREIA, T. P., PARACCHINI, M. L. Addressing the social landscape dimensions: the need for reconciling cross scale assessments for capturing Cultural Ecosystem Services (CES). *Land Use Policy*, v. 53, p. 1-2, 2016.
- RODRIGUE, J. P.; COMTOIS, C.; SLACK, B. *The geography of transport systems*, Routledge, New York, 2006.

- SAATY, T. L. Transport planning with multiple criteria: the analytic hierarchy process applications and progress review. *Journal of Advanced Transportation*, v.29, n.1, p.81-126, 1995.
- SADASIVUNI, R. et al. A transportation corridor case study for multi-criteria decision analysis. In: *American Society of Photogrammetry and remote Sensing Annual Conference*. p. 11-14, 2009.
- SANCHÉZ, L. E. S. *Avaliação de Impacto Ambiental: conceitos e métodos*. São Paulo: Oficina de Textos. 584p, 2006.
- SAUNDERS, S. C. et al. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units on the Northern Great Lakes Region, USA. *Biological Conservation*. Vol 103, 209-225, 2002.
- SEMAN, C. Breve Histórico Sobre a Evolução do Planejamento Nacional de Transportes. DNIT - Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. Belo Horizonte, p. 33, 2010.
- SINGLETON, P. H.; LEHMKUHL, J. Assessing wildlife habitat connectivity in the Interstate 90 Snoqualmie Pass corridor, Washington. *Anais., 3rd Int. Conf. on Wildlife Ecology and Transportation*, Florida Dept. of Transportation, Tallahassee, FL; U.S. Dept. of Transportation, U.S. Forest Service, and Defenders of Wildlife, Washington, DC, pp. 66-67, 1999.
- STICH, B. et al. Using multi-criteria decision making to highlight stakeholders values in the corridor planning process. *Journal of Transport and Land Use*, v. 4, p. 105-118, 2011.
- TRIPP, J.; ALLEY, N. Streamlining NEPA's environmental review process: Suggestions for agency reform. *New York University Environmental Law Journal*, 12(1):74-110, 2004. Disponível em: <<https://heinonline.org/HOL/LandingPage?handle=hein.journals/nyuev12&div=10&id=&page=>>. Acesso em: Abril de 2018.
- U.S. DEPARTMENT OF TRANSPORTATION. *Transportation Equity Act of the 21st Century: Moving Americans into the 21st Century*, 2008. Disponível em: <<http://www.fhwa.dot.gov/tea21/index.htm>>. Acesso em: Abril de 2018.
- VELDKAMP, T. A.; VERBURG, P. H. Modelling land use change and environmental impact. *Journal of Environmental Management*, n. 72, p. 1-3, 2004.
- WEINGROFF, R. Creating a landmark: The intermodal surface transportation act of 1991. *Public Roads*, 65(3):7-48, 2001. Disponível em: <<https://www.fhwa.dot.gov/publications/publicroads/01novdec/istea.cfm>>. Acesso em: Abril de 2018.
- WHEELER, A. P.; ANGERMEIER, P.; ROSENBERGUER, A. Impacts of new highways and subsequent landscape urbanization on stream habitat and biota. *Reviews in Fisheries and Science*. Vol 13, 141-164, 2005.

# **Impactos de manilhas rodoviárias sobre o ambiente físico de riachos**

Paulo S. Pompeu & Thais Y. Yuhara

---

---



### **Resumo**

A construção de estradas pode potencialmente causar diversos impactos sobre o ambiente físico de riachos. No entanto, apesar da extensa malha hídrica brasileira e o elevado nível de intercepções com a malha rodoviária, este aspecto não tem sido abordado em nosso país. Como forma de avaliar a magnitude deste problema, foram avaliados dezesseis córregos da região sul de Minas Gerais, dez considerados impactados por manilhas de drenagem (interceptados por estradas) e seis controles (não interceptados por estradas). Em cada um deles foram avaliadas características do hábitat físico como: profundidade, substrato, vegetação, impactos totais humanos e quantidade de madeira. De forma geral, a intercepção por estradas com o uso de manilhas provocou aumento da profundidade na região próxima à estrada, acúmulo de matéria orgânica à montante e diminuição da cobertura vegetal. Aponta-se para a necessidade de se adequar as manilhas, em especial, para permitir o livre fluxo de madeiras e diminuir o desnível entre a tubulação e a área a jusante.

### **Abstract**

The construction of roads can potentially cause different impacts on the physical habitat of streams. However, despite the extensive Brazilian water network and the high level of interceptions with the road grid, this aspect has not been addressed in our country. In order to assess the magnitude of this problem we evaluated sixteen streams of southern Minas Gerais: ten considered impacted by culverts (intercepted by roads) and six controls (not intercepted by roads). In each case, physical habitat parameters were evaluated, such as depth, substrate, vegetation, human impacts and total amount of wood debris. Overall, the interception by roads with the use of culverts caused increasing depth in the area close to the road, accumulation of organic matter upstream of the culvert and decreased vegetation cover. It is noted the need to adapt the culverts, in particular, to allow the free flow of wood, and decrease the gap between the pipe and the downstream area.

## Introdução

Rios, riachos e outros canais naturais possuem uma estabilidade de dimensão, percurso e perfil, tendo, constantemente, seus sedimentos movidos devido ao fluxo da água. Um dos impactos frequentes sobre os cursos d'água de menor porte é a sua interceptação por estradas (BLANTON; MARCUS, 2009). A construção de estradas cruzando um ambiente aquático muda a estrutura, a função e a estabilidade desses ambientes, podendo influenciar a hidráulica e o transporte de sedimentos (JOHNSON, 2002; JOHNSON, 2006).

De forma geral, a utilização de pontes causa impactos mínimos no sistema físico do ambiente aquático. Por outro lado, canalizações e o uso de manilhas causam desestabilidade ao córrego (WHEELER; ANGERMEIER; ROSENBERGER, 2005). Ainda assim, manilhas são utilizadas frequentemente em cruzamentos entre estradas e riachos de pequena ordem, geralmente córregos de cabeceiras, em regiões montanhosas, por representar menores custos e por oferecer maior segurança ao homem (WHEELER; ANGERMEIER; ROSENBERGER, 2005; POPLAR-JEFFERS et al., 2009; MORRISON et al., 2009).

Mesmo com uma considerável distância, os ambientes aquáticos podem ser alterados tanto a montante quanto a jusante do local de encontro com as manilhas. A montante dessas barreiras pode haver uma modificação na flutuação das inundações em áreas da zona ripária, degradação e problemas estruturais de hidráulica, enquanto que a jusante podem ser alterados os processos de deposição e sedimentação (FORMAN; ALEXANDER, 1998).

O ambiente físico de riachos tem sido apontado como determinante para a estruturação das comunidades aquáticas (LAMMERT; ALLAN, 1999; LEAL et al., 2016), incluindo aspectos ligados à morfologia do canal e disponibilidade de recursos (GORMAN; KARR, 1978; SCHLOSSER, 1982), padrões de vazão (TAYLOR; WARREN-JUNIOR, 2001), área molhada, abertura do dossel (ANGERMEIER; KARR, 1983), profundidade da água, quantidade de abrigo para peixes, quantidade de troncos e galhos presente no leito (ANGERMEIER; KARR, 1983) e uso e ocupação do solo na bacia de drenagem (SCHLOSSER, 1991).

Apesar da interceptação de riachos por manilhas apresentar grande potencial de alteração à maior parte dos fatores físicos estruturantes das comunidades aquáticas, tais alterações foram pouco aferidas e quantificadas para ambientes tropicais. O presente trabalho tem como objetivo apresentar um estudo de caso para a região sul de Minas Gerais (bacia do rio grande), onde foi avaliado o número relativo de interceptações de cursos d'água de primeira à quarta ordem por rodovias, bem como os principais impactos de manilhas sobre o ambiente físico de riachos ao longo de duas rodovias dessa região.

## Material e Métodos

### Área de estudo

A bacia do rio Grande drena cerca de 143.000 km<sup>2</sup> nos estados de Minas Gerais e São Paulo, fazendo parte da bacia do Paraná (CASTRO et al., 2004). O rio Grande nasce na serra da Mantiqueira a, aproximadamente, 1.500 m de altitude, com extensão total de 1.050 km, confluindo com o rio Paranaíba e formando o rio Paraná (CASTRO et al., 2004). Tem como principais afluentes os rios Capivari, Aiuruoca, das Mortes, Jacaré, Sapucaí e Pardo. Os córregos estudados neste trabalho drenam para o próprio rio Grande, além dos seus afluentes Aiuruoca e Ingaí, na região sul de Minas Gerais.

Embora o número de intercepções por rodovias tenha sido estimado para toda a bacia do rio Grande a montante do reservatório de Furnas, amostragens foram realizadas ao longo de duas rodovias de pistas simples no estado de Minas Gerais, com diferentes características estruturais e fluxo de veículos: MG-335, no trecho de 84 quilômetros de Bom Sucesso a Luminárias (21,04°S 44,80°W a 21,51°S 44,92°W); e BR 383, no trecho de 120 quilômetros, compreendido entre São Sebastião da Vitória e Cruzília (21,24°S 44,37°W a 21,81°S 44,79°W).

### Métodos

Para quantificar para a região estudada o número de córregos interceptados por estradas foi avaliada, através de cartas topográficas (IBGE 1:100.000), a porcentagem de córregos de primeira à quarta ordem interceptados por algum tipo de rodovia.

Ao longo das duas rodovias escolhidas para estudo foram amostrados dezesseis córregos de segunda ordem, dez considerados impactados por manilhas de drenagem (interceptados por estradas) e seis controles (não interceptados por estradas) (Tabela 1), nos períodos pré (março/abril) e pós (agosto/setembro) estação seca. Todos os córregos foram amostrados ao longo de 300 m, sendo 150 a montante e 150 a jusante da manilha, nos dois períodos amostrais. As manilhas dos córregos interceptados por estradas foram caracterizadas segundo a largura e o comprimento. Foi também medida a altura do desnível (degrau) a jusante, bem como o nível da água na manilha (Tabela 1). Os córregos controles também tiveram 300 m amostrados em dois trechos de 150 m, espaçados por 50 m, representando o intervalo de uma eventual estrada.

Cada um dos trechos de 150 m foi subdividido em onze seções transversais, com distância entre si de 15 m, nas quais foram quantificados a cobertura do dossel, a profundidade, a imersão por sedimento fino, o impacto humano e o número de troncos dentro do leito (KAUFMANN et al., 1999). A cobertura vegetal foi medida na região central de cada uma das seções transversais de cada riacho, através de um densímetro. Índice de impacto humano também foi calculado para cada seção por meio de observações de alterações antropogênicas nas duas margens. Foi



considerada a presença de canais, diques, construções, estradas, canais, lixo, pastagem, agricultura e mineração, em quatro classes de avaliação: ausência (0 pts), presença no canal (1,5 pts), a menos de 10 m da margem (1 pts) e a mais de 10 m (0,6 pts). A partir da somatória dos pontos para cada categoria de impacto obteve-se o distúrbio antropogênico em cada córrego (KAUFMANN et al., 1999).

A porcentagem de imersão por sedimento fino foi medida cinco vezes em cada seção transversal, sendo duas medidas realizadas próximo às margens e três medidas, no leito do riacho. Entre as seções transversais foi mensurada a profundidade a cada metro, bem como contados o número de troncos no leito, considerados aqueles com pelo menos 1 metro de comprimento e diâmetro de 10 cm. Também foram obtidos parâmetros físico-químicos da água, através da sonda multiparamétrica (YSI modelo 556), com medição realizada ao chegar no local de coleta.

Tabela 1.- Localização dos córregos amostrados, incluindo características das manilhas naqueles interceptados (C = controle).

Categoria	Córrego	Coordenadas	Diâmetro da manilha(cm)	Comprimento da manilha(m)	Degrau da manilha após seca(cm)	Degrau da manilha antes seca (cm)	Lâmina d'água (cm)
Impactados	Aflente córrego do Nogueira	0520889/7673263	196	37.12	0	0	35, 05
	Aflente do rio Aiuruoca	0565210/7613558	200	38.4	15	10	3
	Córrego da Pontinha	0508178/7621785	75	32	65	40	20
	Ribeirão dos Carneiros	0564700/7651858	200	50	0	0	12
	Córrego do Matão Frio	0550982/7604953	310	22.6	20	5	16
	Córrego Grande	0565216/7614533	200	37.9	30	25	10
	Córrego Restinga	0564058/7649305	100	20	20	15	5
	Córrego do Catanduva	0565989/7615177	100	70	45	30	8
	Ribeirão Santa Cruz	0503452/7643910	60	30	70	45	15
	Ribeirão do Vilas Boas	0503866/7642290	320	22	100	90	5
Controles	Ribeirão Santa Cruz	0503572/7643953	-	-	-	-	-
	Córrego Dois Irmãos	0568168/7615286	-	-	-	-	-
	Córrego do Rosário	0559012/7605573	-	-	-	-	-
	Ribeirão dos Caneiros	0561211/7605518	-	-	-	-	-
	Ribeirão do Varadouro (C)	0517132/7671702	-	-	-	-	-
	Córrego Eixo da Roda (C)	0504025/7641656	-	-	-	-	-

Cada uma das variáveis medidas foi comparada entre os córregos controles e impactados através do teste T (para variáveis com distribuição normal) ou Kruskal-Wallis (para variáveis de distribuição não normal). As variáveis físicas foram ainda analisadas graficamente, pela distribuição de seus valores ao longo do trecho amostrado, entre córregos impactados e controles.

## Resultados e Discussão

Através da estimativa realizada com base no levantamento cartográfico foi possível avaliar que os córregos de segunda a quarta ordem são proporcionalmente os mais afetados pelas estradas na região de estudo. Córregos de primeira ordem, embora representem cerca de 75 % dos cursos d'água, correspondem a apenas 55% das interseções. (Figura 1). Tal fato ocorre devido a topografia mais acidentada das cabeceiras, que são áreas de ocorrência dos córregos de primeira ordem, o que dificulta a construção de vias de acesso.

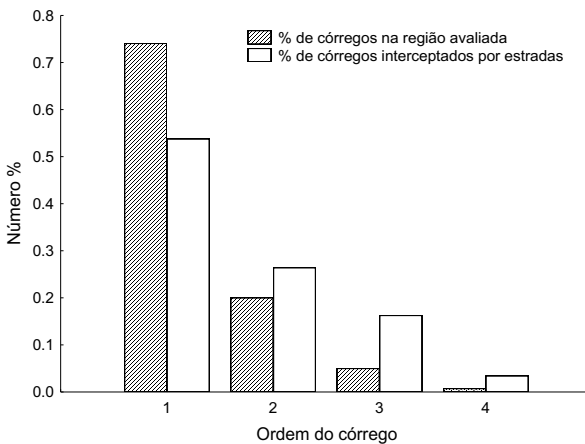


Figura 1.- Número relativo de riachos e de riachos interceptados por estradas, por ordem do curso d'água, para a bacia do rio Grande a montante do reservatório de Furnas.

Quando comparados os dois grupos de córregos, não foram observadas diferenças significativas nos parâmetros de qualidade de água (Tabela 2). Apenas as variáveis "impacto humano" ( $t = 2,74$ ;  $p = 0,006$ ) e "cobertura do dossel" ( $KW-H = 6,39$ ;  $p = 0,013$ ), foram diferentes entre os dois grupos de córregos avaliados. Para estas variáveis, maiores diferenças em relação ao controle foram observadas na região da interceptação pela estrada, onde ocorreu o maior impacto humano e diminuição da cobertura do dossel (Figuras 2 e 3). Cabe salientar que em nenhum dos córregos avaliados, o índice de impacto humano foi nulo. Esse panorama se explica em função da presença de agricultura e pastagens nas áreas ao redor, e a presença de cercas para contenção do gado na maioria dos córregos. As variáveis "cobertura do dossel" e "impacto humano" estão relacionadas ao impacto da estrada por si só e, provavelmente seriam igualmente observadas caso a interceptação pela estrada fosse efetuada por pontes, ao invés de manilhas.

Tabela 2: Vazão e características limnológicas dos córregos amostrados (C = controle).

Córrego	pH	Vazão	Condutividade ( $\mu\text{S/cm}$ )	DO %	DO mg/L	Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )
Afluente córrego do Nogueira	6,2	0,02	37	77,1	7,27	18,22
Afluente do rio Aiuruoca	6,1	0,04	15	78,1	7,2	19
Córrego da Pontinha	6,3	0,04	27	78,9	7,26	19,03
Ribeirão dos Carneiros	6,4	0,1	25	78,3	7,1	20,12
Córrego do Matão Frio	6,3	0,13	21	67,7	6,26	18,97
Córrego Grande	6,8	0,14	31	79,4		20,6
Córrego Restinga	6	0,01	32	63,0	5,82	18,91
Córrego do Catanduva	6,2	0,02	26	70,3		20,25
Ribeirão Santa Cruz	6,1	0,06	27	80,7	7,6	17,62
Ribeirão do Vilas Boas	4,9	0,02	19	79,2	7,57	17,52
Ribeirão Santa Cruz (C)	6,8	0,05	46	77,4	6,72	22,23
Córrego Dois Irmãos (C)	6,3	0,13	11	79,2	7,13	20,47
Córrego do Rosário (C)	6,3	0,22	23	75,7	6,83	19,88
Ribeirão dos Caneiros (C)	5,7	0,08	18	79,1	7,22	19,81
Ribeirão do Varadouro (C)	6,2	0,06	27	77,1	6,87	20,84
Córrego Eixo da Roda (C)	5,2	0,06	10	78,1	7,2	19,22

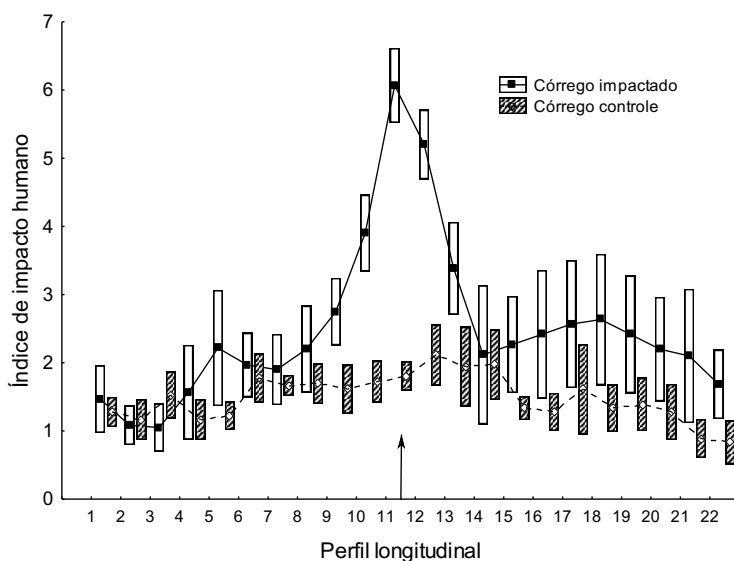


Figura 2.- Índice de impacto humano (média  $\pm$  desvio padrão) ao longo dos grupos de córregos avaliados. Os dados são apresentados de jusante para montante, sendo que a seta indica a localização da manilha para os córregos impactados.

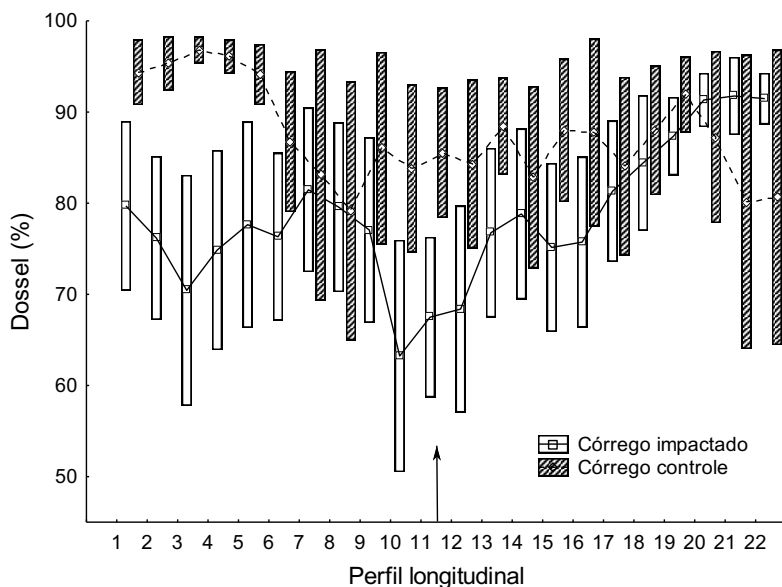


Figura 3.- Valores de cobertura de dossel (média  $\pm$  desvio padrão) ao longo dos tipos de córregos avaliados. Os dados são apresentados de jusante para montante, sendo que a seta indica a localização da manilha para os córregos impactados.

Apesar de não ter sido observado um padrão evidente de variação na imersão por sedimentos ao longo dos córregos avaliados (Figura 4), diminuição da integridade da mata ciliar com a construção de rodovias tem sido descrita na literatura (WHEELER; ANGERMEIER; ROSENBERGER, 2005), contribuindo, em alguns casos, para o aumento do processo de assoreamento (JOHNSON, 2002; BENTON; ENSIGN; FREEMAN, 2008; HEDRICK; WELSH; ANDERSON, 2009). É possível, no entanto, que a ausência de padrões seja resultado do pequeno tamanho amostral, já que foi observada grande variação nos valores deste parâmetro.

Por outro lado, nos córregos interceptados por estradas foi observado aumento significativo das profundidades imediatamente a montante e a jusante da manilha (Figura 5). Diferentemente do que acontece em canais naturais, as manilhas são rígidas e não são adaptáveis às mudanças da morfologia do canal, fazendo com que a água que chega na região retorne, formando uma zona de remanso (JOHNSON, 2002; WHEELER; ANGERMEIER; ROSENBERGER, 2005; HEDRICK; WELSH; ANDERSON, 2009). A jusante, aumento da profundidade ocorre devido à erosão com o impacto da água que cai da manilha, mesmo quando as manilhas estão em um nível próximo ao canal (WHEELER; ANGERMEIER; ROSENBERGER, 2005).

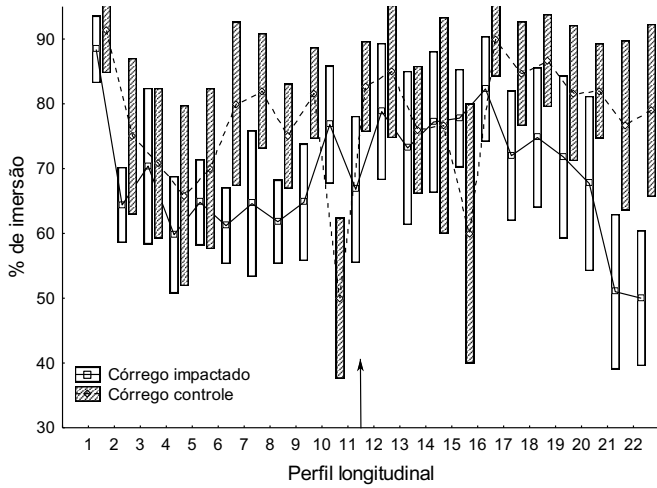


Figura 4.- Valores de imersão por sedimentos (média  $\pm$  desvio padrão) ao longo dos grupos de córregos avaliados. Os dados são apresentados de jusante para montante, sendo que a seta indica a localização da manilha para os córregos impactados.

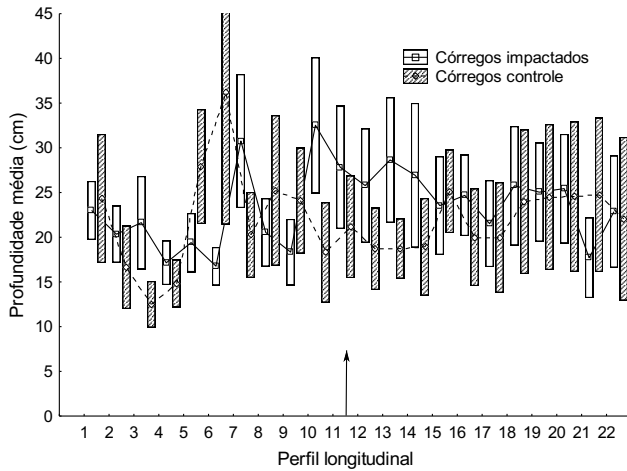


Figura 5.- Valores de profundidade (média  $\pm$  desvio padrão) ao longo dos tipos de córregos avaliados. Os dados são apresentados de jusante para montante, sendo que a seta indica a localização da manilha para os córregos impactados.

Com relação aos troncos caídos no leito dos córregos, observou-se que nas regiões a montante da manilha a quantidade de troncos foi similar nos dois tipos de córregos, enquanto que a jusante, os troncos foram mais abundantes nos córregos controle (Figura 6). Em estudos prévios, como o de Hedrick, Welsh e Anderson, em 2009, também foi demonstrado que a manilha tende a acumular matéria orgânica, como folhas e troncos. Com o bloqueio de galhos e troncos a montante, causado

pela presença de manilha, o riacho pode apresentar grande simplificação a jusante (WHEELER; ANGERMEIER; ROSENBERGER, 2005). Os resíduos lenhosos de diferentes tamanhos depositados pela zona ripária podem aumentar a capacidade de retenção de matéria orgânica e influenciar o fluxo do canal, além de servir como habitat, substrato e alimento para invertebrados e insetos aquáticos (GREGORY, 1991).

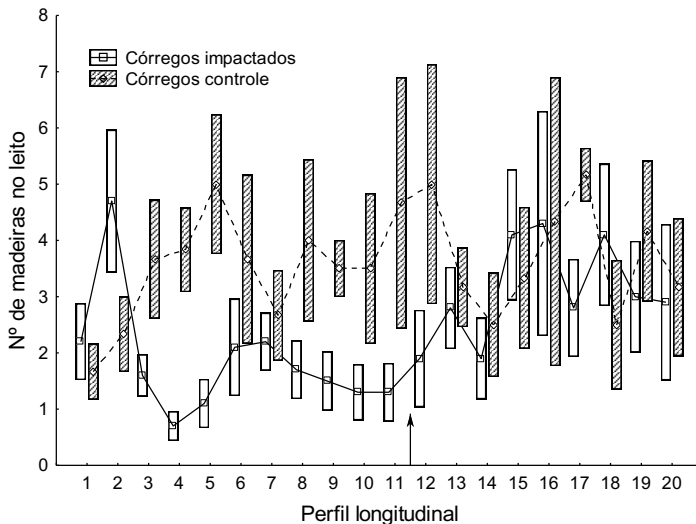


Figura 6.- Valores de profundidade (média  $\pm$  desvio padrão) ao longo dos tipos de córregos avaliados. Os dados são apresentados de jusante para montante, sendo que a seta indica a localização da manilha para os córregos impactados.

Os resultados deste trabalho evidenciam os impactos da intercepção de córregos por manilhas de drenagem sobre o hábitat físico desses ambientes, como o aumento da profundidade na região próxima à estrada, acúmulo de matéria orgânica à montante e diminuição da cobertura do dossel. Particularmente importante foi a diminuição de matéria orgânica nos trechos a jusante da manilha, em especial pela retenção de pedaços de madeira.

A partir do atual patamar de conhecimento, recomenda-se que novos estudos sejam conduzidos para a avaliação dos eventuais impactos de tais modificações sobre a biodiversidade aquática. Conhecendo-se os impactos, medidas mitigadoras devem ser empregadas em construções de estradas, como proteção da mata ciliar, aumento do diâmetro de manilhas, diminuição dos desníveis entre manilha e córregos, ou substituição dessas estruturas por pontes.

### Referências Bibliográficas

ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, Dordrecht, v. 9, n. 2, p. 117-135, 1983.

- BENTON, P. D.; ENSIGN, W. E.; FREEMAN, B. J. The Effect of Road Crossings on Fish Movements in Small Etowah Basin Streams. *Southeastern Naturalist*, Washington, v.7, n.2, p. 301-310, 2008
- BLANTON, P.; MARCUS, W. A. Railroads, roads and lateral disconnection in the river landscapes of the continenta United States. *Geomorphology*, Amsterdan, v.112, p.212-227, 2009.
- CASTRO, R. M. C. et al. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da Bacia do Rio Grande no Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 4, p. 57-95, 2004
- FORMAN, R. T. T; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, California, v. 29, p.207-231, 1998
- GORMAN, O. T.; KARR, J. R. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, Durham, v. 59, n. 3, p. 507-515, 1978.
- GREGORY, S.V. et al. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience*. 41:540-551, 1991
- HEDRICK, L.B.; WELSH, S.A.; ANDERSON, J.T. Influences of High-flow Events on a Stream Channel Altered by construction of a Highway Bridge: A Case Study. *Northeastern Naturalist*, Boston, v.16, n3, p.375-394, 2009.
- JOHNSON, P. A. Incorporating Road crossings into stream and river restoration projects. *Ecological Restoration*, Wiscowin, v.20, p. 272-277, 2002.
- JOHNSON, P. A. Physiographic characteristics of bridge-stream interations. *River Research and Applications*, Nova Jersey, v. 22, p. 617- 630, 2006.
- KAUFMANN, P. R. et al. Quantifying physical habitat in wadeable streams. EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 1999.
- LAMMERT, M.; ALLAN, J. D. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management*, New York, v. 23, n. 2, p. 257-270, Apr. 1999.
- LEAL, C. G. et al. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology*, v. 31, p. 1725-1745, 2016.
- MORRISON, R. R. et al. Turbulence characteristics of flow in spiral corrugated culvert fitted with baffles and implications for fish passage. *Ecological Engineering*, Amsterdam,v. 35, p.381-392, 2009
- POPLAR-JEFFERS, I.O. et al. Culvert Replacement and Stream Habitat Restoration: implications from Brook Trout Management in an Appalachian Watershed, U.S.A..*Restoration Ecology*, Washington, v.17, p. 404-413, 2009.
- SCHLOSSER, I. J. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs*, Ithaca, v. 52, n. 4, p. 395-414, Dec. 1982.
- SCHLOSSER, I. J. Fish ecology: a perspective landscape affect fish populations and their community dynamics. *BioScience*, New York, v. 41, n. 10, p. 704-712, Oct. 1991.
- TAYLOR, C. M.; WARREN JUNIOR, M. L. Dynamics in species composition of stream fish assemblages: environmental variability and nested subsets. *Ecology*, Durham, v. 82, n. 8, p. 2320-2330, Aug. 2001.
- WHEELER, A. P.; ANGERMEIER, P. L.; ROSENBERGER, A. E. Impacts of Highways and Subsequent Landscape Urbanization on Stream Habitat and Biota. *Reviews in Fisheries Science*, Filadelfia v.13, p. 142-164, 2005.





# **Ecologia de estradas e teoria de redes tróficas: funcionalidade e impactos**

Angelo Monteiro & Lucas D. B. Faria

---

---



### **Resumo**

Empreendimentos lineares são grandes fragmentadores de habitats naturais, causando diversas alterações nas comunidades e suas populações. Nesse contexto, a modelagem matemática de redes tróficas oferece uma hipótese simplificadora para a avaliação dos impactos nas relações de equilíbrio das diversas espécies que se interagem dentro da comunidade. Assim, este trabalho utilizou modelos matemáticos populacionais para simular dois cenários, uma cadeia tritrófica simples e duas cadeias tritróficas acopladas pelo predador, como forma de avaliar os impactos da rodovia na população de predadores e seus efeitos diretos e indiretos na comunidade. Os resultados demonstraram que rodovias têm grande potencial para desestabilizar a estrutura e as dinâmicas populacionais. Além disso, dependendo da intensidade, podem levar a população de predadores de topo à extinção local e causar inversão nas densidades de equilíbrio das espécies de consumidor e recurso. As simulações também mostraram que o acoplamento de pequenos habitats, realizado pelo comportamento de forrageio do predador de topo, diminui o risco de extinção causado pela rodovia. Como conclusão, os resultados encontrados indicam que a presença de fragmentos conservados, que atendam às necessidades de grandes predadores, podem funcionar como estratégias de conservação em locais impactados por rodovias.

### **Abstract**

Road corridors may cause habitat fragmentation and lead to alterations in natural communities and its populations. In this context, Food web mathematical modelling can offer a simplifying hypothesis to evaluate the impacts caused to the equilibrium of species interactions within a community. Therefore, this study used mathematical modelling approaches to reproduce two scenarios, a tri-trophic chain and two tri-trophic chain coupled by a top predator, to access road impacts to the population of top predators and its direct and indirect effects to the community. Results have shown that roads have a destabilizing effect in population's dynamic and structure. Additionally, high impact intensities may lead to top predator extinction and cause inverted equilibrium densities between the populations of resources and consumers. Furthermore, the simulations have shown that the coupling mechanism by the top predator, trough foraging behavior, reduces the risk of extinction caused by roads. As conclusion, the results indicate that the presence of preserved fragments, that attend the requirements of top predators, may function as conservation strategies to impacted areas under road influence.

## **Fragmentação de hábitat, interações tróficas e funcionalidade de sistemas ecológicos**

A fragmentação de hábitats é atribuída como uma das principais causas de perturbação e perda de espécies no mundo (WILCOX; MURPHY, 1985; FAHRIG, 2003; MANTYKA-PRINGLE; MARTIN; RHODES, 2012). Os fragmentos diferem do hábitat original principalmente pela maior área de borda e menor distância entre centro e borda (FAHRIG, 2003). Empreendimentos lineares, como construção de rodovias, são grandes fragmentadores de hábitats naturais. Seja pelo efeito direto na morte de indivíduos ou pelo efeito barreira, rodovias podem ter consequências diversas na comunidade (FORMAN; ALEXANDER, 1988). Tais impactos envolvem alterações químicas, físicas e de relevo, alterando microclimas e cursos d'água, perturbando as comunidades e suas populações e facilitando possíveis invasões de espécies exóticas (FORMAN; ALEXANDER, 1988; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009).

Comunidades naturais, por sua vez, são compostas por diversas espécies que se interagem. As conexões entre as espécies e o impacto que elas exercem na comunidade podem ser referidas como forças de interação (PAINE, 1992). Os efeitos das forças de interação podem dar-se de forma direta e indireta por diversos caminhos interativos resultando em interações multitróficas (MCCANN; HASTINGS; HUXEL, 1998). As interações podem ser denominadas como forte ou fraca (MCCANN; HASTINGS; HUXEL, 1998; BERLOW, 1999) e dependem, entre outras coisas, da frequência alimentar e da intensidade de consumo. Tem-se como características básicas das forças fortes de interação sua elevada intensidade, baixa flexibilidade na troca de itens alimentares e capacidade de gerar dinâmicas populacionais instáveis (FARIA; UMBANHOWAR; MCCANN, 2008). Por outro lado, as forças de interação fracas são entendidas como interações com fraca intensidade, flexibilidade na troca dos itens alimentares e capaz de diminuir a instabilidade das dinâmicas populacionais (MCCANN; HASTINGS; HUXEL, 1998; BERLOW, 1999).

Entender a influência dos impactos ambientais no funcionamento de comunidades naturais passa, necessariamente, por entender o papel desempenhado pelas forças de interação das espécies nestas comunidades. Abordagens experimentais de inclusão e exclusão de espécies (PAINE, 1966) muitas vezes não são éticas ou viáveis de serem realizadas. Nesse sentido, a modelagem de redes tróficas pode auxiliar como uma ferramenta de abstração dessa complexidade de interações (BERLOW et al., 2004), avaliando as relações de equilíbrio que as espécies de uma comunidade experimentam.

Sendo impraticável, senão impossível, observar todas as possíveis interações potenciais entre todas as espécies e processos, a modelagem matemática de redes tróficas oferece uma hipótese simplificadora de que muito da complexidade da natureza pode ser resumido em poucas variáveis sumárias. Schaffer (1981) definiu tais simplificações como o processo de abstração ecológica.

### **Comunidade de mamíferos e a influência de uma rodovia: uma abordagem teórica**

Rodovias podem promover a redução de abundância, riqueza e ocorrência de mamíferos. Por outro lado, espécies que encontram recurso na borda da rodovia e conseguem evitar o atropelamento, podem receber um efeito positivo (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009). Rosa (2012) avaliou a relação de espécies de pequenos mamíferos com a borda da rodovia em fragmentos de duas rodovias no sul de Minas Gerais e observou que algumas espécies poderiam receber um efeito positivo da rodovia pela alta densidade de recurso nesses locais. Além disso, a autora propôs que potenciais predadores de pequenos mamíferos poderiam morrer por atropelamento ao tentarem alimentar-se na borda. O impacto da rodovia no predador diminuiria a pressão sobre os pequenos mamíferos, promovendo ainda mais o efeito positivo da rodovia na densidade populacional destes.

Maia e colaboradores (2013), posteriormente, observaram nas mesmas regiões efeitos negativos da rodovia em mamíferos de médio e grande porte pela preferência de ocupação destes em faixas intermediárias (de 50m a 200m) do interior do fragmento. Esses resultados sugerem um cenário mais complexo do avaliado por Rosa (2012), já que os predadores poderiam ter escolha de presa entre a borda da rodovia e o interior do fragmento. A escolha de presas e o impacto da rodovia nos predadores, juntos, podem combinar-se de diferentes formas, com consequências variadas nas densidades populacionais das espécies envolvidas.

A partir dessas premissas, foi proposto analisar os cenários observados por Rosa (2012) e Maia et al. (2013) através de modelos matemáticos populacionais, compondo uma cadeia tritrófica simples e duas cadeias tritróficas acopladas pelo predador (Figura 1), para melhor compreender a influência da rodovia nas dinâmicas populacionais, coexistência das espécies e a estabilidade dos sistemas. Tendo como ponto central de investigação a população de predadores, simularemos os impactos da rodovia e seus efeitos diretos e indiretos nas outras espécies.

### **Formulação dos modelos matemáticos de redes tróficas**

De maneira geral, a proposta de modelagem em redes tróficas compreende na implementação de uma equação matemática populacional para cada espécie ou nível trófico, sendo que cada equação deve conter termos que refletem como a espécie cresce na ausência de outras e como é afetada quando estas estão presentes. Dessa forma, dois modelos foram propostos aqui para melhor compreender os impactos da rodovia sobre as espécies e suas populações próximas e distantes da rodovia: modelo de cadeia tri-trófica simples e cadeias tri-tróficas acopladas pelo predador.

### Cadeia tri-trófica simples

Como forma de representar as interações entre as espécies e suas dinâmicas populacionais na borda da rodovia, utilizamos o modelo consumidor-recurso de Rosenzweig e MacArthur (1963). O recurso tem seu crescimento ditado pela equação logística (i.e., dependência da densidade), representando os eventos de competição intraespecífica, e seu decréscimo pela resposta funcional com saturação (i.e., resposta funcional tipo II) do consumidor sobre o recurso. Já o consumidor crescerá em função da energia adquirida pela resposta funcional convertida em prole (i.e., resposta numérica) e decrescerá em função da sua taxa de mortalidade.

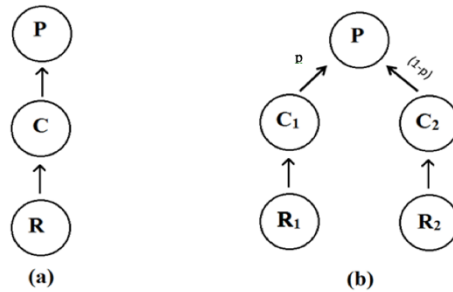


Figura 1.- Diagrama das redes usada nos modelos de interação trófica de mamíferos sob impacto de rodovias. (a) Cadeia tri-trófica onde R é o recurso ( $N_1$ ), C o consumidor ( $N_2$ ) e P o predador ( $N_3$ ). (b) Rede trófica acoplada pelo predador, onde  $R_1$  é o recurso 1 ( $N_1$ ),  $C_1$  o consumidor do recurso 1 ( $N_2$ ),  $R_2$  o recurso 2 ( $N_3$ ),  $C_2$  o consumidor do recurso 2 ( $N_4$ ) e P o predador ( $N_5$ ). Na segunda rede o predador possui uma preferência "p" para o consumidor 1 e uma preferência "(1-p)" pela espécie de consumidor 2.

Ad adicionarmos o predador de topo sobre o consumidor, transformamos o nosso modelo consumidor-recurso em um sistema tri-trófico. Dessa forma, o predador irá crescer em função da energia adquirida pela resposta funcional sobre o consumidor convertida em prole (i.e., resposta numérica) e decrescerá em função da sua taxa de mortalidade. Além disso, foi adicionado um parâmetro de mortalidade dado pela rodovia ( $i_p$ ). As equações do modelo tri-trófico para as populações de recurso, consumidor e predador (Figura 1a) são:

$$\begin{aligned} \frac{dN_1}{dt} &= r \cdot N_1 \cdot \left(1 - \frac{N_1}{K}\right) - \left(\frac{a_c \cdot N_2 \cdot N_1}{1 + a_c \cdot t_c \cdot N_1}\right) \\ \frac{dN_2}{dt} &= c_c \cdot \left(\frac{a_c \cdot N_2 \cdot N_1}{1 + a_c \cdot t_c \cdot N_1}\right) - \left(\frac{a_p \cdot N_3 \cdot N_2}{1 + a_p \cdot t_p \cdot N_2}\right) - d_c \cdot N_2 \\ \frac{dN_3}{dt} &= c_p \cdot \left(\frac{a_p \cdot N_3 \cdot N_2}{1 + a_p \cdot t_p \cdot N_2}\right) - d_p \cdot N_3 - i_p \cdot N_3 \end{aligned} \quad (1)$$

onde:  $N_1$ ,  $N_2$  e  $N_3$  representam a população do recurso, consumidor e predador, respectivamente;  $r$  é a taxa de crescimento do recurso;  $K$  a capacidade de suporte;  $a_c$  é a taxa de captura do consumidor sobre o recurso;  $c_c$  a eficiência de conversão do recurso em energia para o consumidor;  $t_c$  é o tempo de manuseio do consumidor;  $d_c$

a taxa de mortalidade do consumidor;  $c_p$  a eficiência de conversão do consumidor em energia para o predador;  $t_p$  é o tempo de manuseio do predador;  $d_p$  a taxa de mortalidade do predador e  $i_p$  a mortalidade do predador pela rodovia.

Assumimos valores para os parâmetros fundamentados em pressupostos ecológicos e que produzissem inicialmente dinâmicas estáveis:  $r=1$ ,  $K=10$ ,  $a_c=0.2$ ,  $a_p=0.1$ ,  $c_c=0.1$ ,  $c_p=0.1$ ,  $t_c=0.5$ ,  $t_p=0.5$ ,  $d_c=0.02$ ,  $d_p=0.01$  e variação de impacto da rodovia sobre o predador de  $0 < i_p \leq 0,05$ .

### Cadeias tri-tróficas acopladas pelo predador

Nesse modelo assumimos a existência de outra cadeia tri-trófica referente ao interior do fragmento, sendo o predador de topo responsável por acoplar estas duas cadeias tróficas – i.e., no interior do fragmento e na borda da rodovia (Figura 1b).

O sistema de cadeias tri-tróficas acopladas pelo predador possui relações entre consumidor e recurso semelhantes às assumidas no primeiro modelo. Entretanto, o predador, por alimentar-se das duas espécies de consumidores, tem seu crescimento ditado pela energia adquirida nas duas respostas funcionais convertidas em prole. Além disso, um termo representando a preferência alimentar do predador (*sensus* FARIA; COSTA, 2009) foi adicionado em função da abundância de presas. Neste caso o termo de preferência também serve como escolha entre consumir na borda ou no interior de fragmento. O modelo toma a seguinte forma:

$$\begin{aligned}
 \frac{dN_1}{dt} &= r \cdot N_1 \left( 1 - \frac{N_1}{K_r} \right) - \left( \frac{a_c \cdot N_2 \cdot N_1}{1 + a_c \cdot t_c \cdot N_1} \right) \\
 \frac{dN_2}{dt} &= c_c \cdot \left( \frac{a_c \cdot N_2 \cdot N_1}{1 + a_c \cdot t_c \cdot N_1} \right) - \left( \frac{a_p \cdot N_2 \cdot N_5}{1 + a_p \cdot t_p \cdot N_2} \right) \cdot \left( \frac{(1-p) \cdot N_2}{(1-p) \cdot N_2 + p \cdot N_4} \right) - d_c \cdot N_2 \\
 \frac{dN_3}{dt} &= r \cdot N_3 \left( 1 - \frac{N_3}{K_i} \right) - \left( \frac{a_c \cdot N_4 \cdot N_3}{1 + a_c \cdot t_c \cdot N_3} \right) \\
 \frac{dN_4}{dt} &= c_c \cdot \left( \frac{a_c \cdot N_4 \cdot N_3}{1 + a_c \cdot t_c \cdot N_3} \right) - \left( \frac{a_p \cdot N_4 \cdot N_5}{1 + a_p \cdot t_p \cdot N_4} \right) \cdot \left( \frac{p \cdot N_4}{(1-p) \cdot N_2 + p \cdot N_4} \right) - d_c \cdot N_4 \\
 \frac{dN_5}{dt} &= c_p \cdot \left( \frac{(1-p) \cdot N_2}{p \cdot N_4 + (1-p) \cdot N_2} \right) \cdot \left( \frac{a_p \cdot N_2 \cdot N_5}{1 + a_p \cdot t_p \cdot N_2} \right) + c_p \cdot \left( \frac{p \cdot N_4}{p \cdot N_4 + (1-p) \cdot N_2} \right) \cdot \left( \frac{a_p \cdot N_4 \cdot N_5}{1 + a_p \cdot t_p \cdot N_4} \right) - \\
 & i_p \cdot N_5 - d_p \cdot N_5
 \end{aligned} \tag{2}$$

onde:  $N_1$  e  $N_3$  representam as populações de recursos na borda da rodovia e interior do fragmento;  $N_2$  e  $N_4$  seus respectivos consumidores; e  $N_5$  a população do predador;  $r$  é a taxa de crescimento do recurso;  $K_r$  a capacidade de suporte da borda da rodovia;  $K_i$  a capacidade de suporte do interior do fragmento;  $a_c$  é a taxa de captura do consumidor sobre o recurso;  $c_c$  a eficiência de conversão do recurso em energia para o consumidor;  $t_c$  é o tempo de manuseio do consumidor;  $d_c$  a taxa de mortalidade do consumidor;  $c_p$  a eficiência de conversão do consumidor em energia para o predador;  $t_p$  é o tempo de manuseio do predador;  $p$  o parâmetro de preferência alimentar/habitat do predador;  $d_p$  a taxa de mortalidade do predador e  $i_p$  a mortalidade do predador pela rodovia.

Assumimos os parâmetros como no modelo anterior com variação apenas na razão de 2 entre a capacidade suporte da borda rodovia ( $K_r=20$ ) e a capacidade de suporte do interior do fragmento ( $K_i=10$ ). Os valores do parâmetro “ $p$ ” podem variar

entre 0 e 1. Um valor de  $p = 0.5$  representa a não existência de preferência para o predador. Valores de  $p = 0.0$  e  $1.0$  representam um predador especialista em forragear na borda ou no interior do fragmento, respectivamente. Esta formulação mantém uma resposta funcional tipo II quando  $p = 0$  ou  $p = 1.0$ , todavia, muda a resposta funcional tipo II para tipo III quando  $0 < p < 1.0$ . Definimos o parâmetro de preferência alimentar em  $p=0.5$ , ou seja, um grau máximo de generalismo (i.e., sem preferência).

Para as simulações foram utilizados o software MatLab e software R 3.0.2 (R CORE TEAM, 2013), através do pacote deSolve (SOETAERT; PETZOLDT; SETZER, 2010). Os scripts para o software R podem ser consultados nos apêndices.

### **Cadeia tri-trófica simples**

A intensidade do impacto ocasionado por ela na população de predadores resulta em uma diminuição da população até ser localmente extinta. Mais especificamente, até que a população de predadores seja extinta localmente, o sistema apresenta três cenários distintos que se inicia estável (a), depois assume características de um sistema perturbado tendendo a instabilidade (b) e termina (c) com a instabilidade instalada.

A figura 2 esta dividida em três regiões distintas quanto a coexistências das espécies e seu funcionamento dinâmico populacional. A porção inicial (a) com valores de  $i_p$  entre 0 e 0.024 mostra um funcionamento dinâmico característico observados nos efeitos de cascata trófica (i.e., efeitos indiretos): o predador controla a população do consumidor, liberando a população do recurso. Por outro lado, o aumento no impacto, mesmo que pequeno, resulta em uma diminuição na pressão do predador sobre o consumidor, levando o recurso à diminuição da sua densidade. Vale observar que as taxas de decaimento da população de predadores e recursos (i.e., efeitos diretos e indiretos, respectivamente) sob o aumento do impacto da rodovia, diminuem em taxas distintas, mesmo o impacto sendo diretamente sobre o predador.

Na região intermediária (b), com valores de  $i_p$  entre 0.025 e 0.03, o predador não consegue controlar a espécie de consumidor, que por sua vez impacta fortemente o recurso, invertendo a densidade do recurso e do consumidor e sugerindo um aumento da instabilidade. Esta liberação do consumidor é observada quando a perturbação da rodovia, com um aumento linear na taxa de impacto, resulta em uma queda do predador de uma maneira mais intensa que um decaimento linear.

Altas taxas de impacto, por fim, ocasionam a extinção do predador (instabilidade) e os consumidores (pequenos mamíferos) atingem maior densidade populacional. A porção final (c) mostra um cenário de instabilidade elevada, já que há extinção local da população de predadores causada pelo impacto da rodovia e a inversão das densidades entre consumidores e predadores.

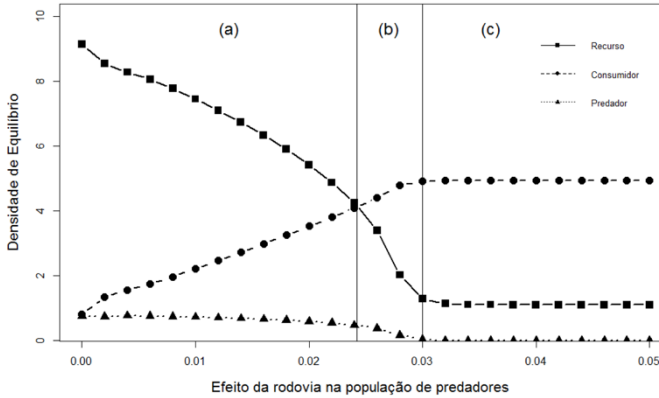


Figura 2.- Efeitos do aumento da taxa de impacto da rodovia na dinâmica populacional de recursos, consumidores (pequenos mamíferos) e predadores (mamíferos carnívoros). (a) Efeitos de cascata trófica; (b) Liberação do mesopredador; (c) Extinção do predador.

### **Cadeias tri-tróficas acopladas pelo predador**

Nas cadeias acopladas foi observado que a intensidade da perturbação ocasionada pela presença da rodovia alterou a estabilidade das dinâmicas populacionais das cinco espécies. O aumento do impacto ocasionado por ela na população de predadores resulta em uma diminuição populacional até que este seja extinto localmente. Porém, quando não há impacto ( $i_p=0$ ) a população de predadores é mantida em abundâncias mais elevadas se comparado com somente uma cadeia tri-trófica. A figura 3 mostra as dinâmicas das cinco populações ao longo do tempo em relação à coexistência das espécies e funcionamento da rede trófica.

Figura 3a mostra dinâmicas estáveis para todas as cinco espécies quando um baixo impacto da rodovia sobre o predador ( $i_p = 0,01$ ) é assumido. A cadeia trófica da borda teve valores de abundância do recurso e do consumidor mais elevados que a abundância dos mesmos níveis tróficos da cadeia do interior do fragmento. Apesar desta diferença nas abundâncias dos níveis tróficos, o predador sendo pouco impactado consegue manter a rede trófica dinamicamente estável e com coexistência das espécies.

A figura 3b mostra a liberação dos consumidores frente o aumento do impacto da rodovia sobre o predador, resultando em padrões dinâmicos distintos para as duas cadeias tróficas acopladas. Recurso e consumidor referentes à cadeia trófica do interior apresentam dinâmicas estáveis, ao passo que, para a cadeia da borda, recurso e consumidor apresentam dinâmicas instáveis flutuantes. Este resultado relaciona-se ao fato do aumento da pressão da rodovia sobre o predador e consequentemente redução do efeito de cascata trófica topo base.

Por fim, a figura 3c apresenta as condições em que a rodovia, por possuir grande impacto, leva a população de predadores à extinção. Esta extinção resulta em um



desacoplamento total das duas cadeias tróficas produzindo dinâmicas completamente distintas para os consumidores e recursos das duas cadeias tróficas

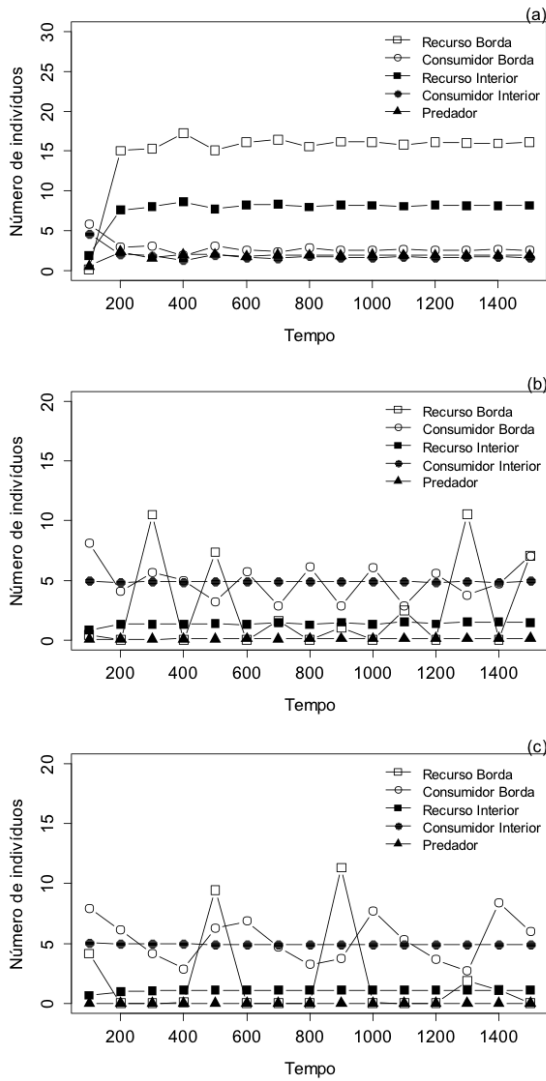


Figura 3.- Efeitos do aumento da taxa de impacto da rodovia na dinâmica populacional de recursos, consumidores (pequenos mamíferos) e predadores (mamíferos carnívoros) em um sistema acoplado. (a) Efeitos de cascata trófica ( $i_p = 0,01$ ); (b) Liberação do mesopredador ( $i_p = 0,03$ ); (c) Extinção do predador ( $i_p = 0,05$ ).

### **Considerações acerca da integração entre ecologia de estradas e teoria de redes tróficas**

Ecologia de Estradas e Teoria de Redes Tróficas são duas áreas dentro da ecologia que, apesar de ter abordagens próprias, possuem alto potencial de complementariedade quando associadas. Este potencial está relacionado à necessidade de propor políticas de manejo para mitigar a perturbação causada pela presença de rodovias sobre as espécies presentes nas paisagens fragmentadas. A impossibilidade ética e prática de realizar experimentos sobre comunidade de mamíferos (FRYXELL; SMITH; LYNN, 2005), para melhor entender os efeitos destas perturbações, faz da teoria de redes tróficas, através da modelagem matemática, uma abordagem relevante.

Dois experimentos teóricos foram simulados variando o impacto da rodovia sobre a população de predadores e seus efeitos diretos e indiretos sobre as dinâmicas populacionais e coexistência das outras espécies. Estas simulações mostraram que uma rodovia, dependendo da intensidade de impacto, tem um grande potencial de desestabilizar a estrutura e as dinâmicas populacionais, levando a população de predadores de topo à extinção local e inversão nas densidades de equilíbrio das espécies de consumidor e recurso. Por outro lado, as simulações também mostraram que o acoplamento de diferentes cadeias tróficas realizado pelo comportamento de forrageio do predador de topo diminui o risco de extinção causado pelo impacto da rodovia.

A observação de efeitos de cascatas tróficas e o delineamento de suas dinâmicas por estudos empíricos e teóricos representam um dos maiores sucessos da ecologia de redes tróficas (FRETWELL, 1987; POLIS et al., 2000). Apesar de Paine (1980) ter sido o primeiro autor a fazer referência ao termo "cascata trófica", o conceito já vinha sendo empregado por Hairston, Smith e Slobodkin (1960) – Hipótese do Mundo Verde. Estudos anteriores atribuem esses efeitos principalmente a ambientes aquáticos, dado características tais como estratificação e homogeneidade ambiental (STRONG, 1992). Por outro lado, Schmitz, Hamback e Beckerman (2000) demonstraram que ambientes terrestres também apresentam efeitos de cascatas tróficas. Neste estudo foi observado, nas simulações numéricas, a existência dos efeitos de cascata trófica, não somente pelo predador de topo, mas também pelo impacto da rodovia sobre a comunidade.

Os modelos aqui investigados resultaram na diminuição da densidade e posterior perda do predador para taxas de perturbação intermediárias e elevadas ocasionadas pela rodovia. Esta diminuição e posterior extinção local do predador leva a liberação do mesopredador (TERBORGH; ESTES, 2010). Estudos teóricos (COURCHAMP; LANGLAIS; SUGIHARA, 1999) e empíricos (PAINE, 1966; TERBORGH, et al., 2001) demonstraram que a perda de predadores e a liberação do mesopredador podem ter grandes efeitos na estrutura e funcionamento da comunidade. A liberação do mesopredador resulta na supressão do recurso pelos consumidores, o que pode eventualmente levar à extinção de toda cadeia trófica, haja visto que, com a extinção

local do recurso, toda a cadeia trófica se desfaz. Como resultado, a conservação da diversidade e funcionalidade de uma comunidade associa-se com a preservação do predador de topo através de ações que busquem garantir sua persistência. A liberação do mesopredador sustenta a hipótese de Rosa (2012) para a preferência de algumas espécies de pequenos mamíferos pela borda. Uma população que consegue sustentar-se na borda da rodovia, apesar do risco de atropelamento, beneficia-se da baixa taxa de predação.

O sistema acoplado representa a ideia de que pelo fato de possuírem maior tamanho corporal e maior mobilidade, organismos em posições tróficas mais elevadas possuem a propriedade de acoplar diferentes redes tróficas. Estudos mostram que o predador pode ter grande influência na estabilidade de sistemas acoplados, principalmente quando as diferentes redes tróficas possuem dinâmicas dessincronizadas. Para que isso ocorra, os predadores têm de ter uma percepção regional e rápida capacidade de resposta na mudança de áreas de forrageio quando suas presas tornam-se escassas (MCCANN; RASMUSSEN; UMBANHOWAR, 2005). Essas características foram adotadas nos nossos modelos e os resultados mostraram um aumento da população de predadores e sua persistência mesmo sob maiores taxas de impacto impostas pela rodovia. Por esse fato, e pelos critérios de estabilidades assumidos, a presença do acoplamento de cadeias produziu maior estabilidade ao sistema.

Algumas conclusões podem ser sugeridas quanto aos resultados encontrados: (i) a hipótese de liberação do mesopredador de Rosa (2012) foi corroborada pelas simulações numéricas; (ii) a presença de dois ou mais fragmentos acoplados pelo predador produziu maior estabilidade, sustentando estes em densidades maiores em comparação ao modelo simples de cadeia trófica; (iii) o predador de topo foi responsável pela estabilização do sistema e elevado impacto da rodovia sobre ele produz um desacoplamento das cadeias tróficas e gera instabilidade de todo sistema. Esses resultados sugerem que as presenças de fragmentos conservados e que atendam às necessidades de grandes predadores, podem funcionar como estratégias de conservação em locais impactados por rodovias. Por fim, os parâmetros dos modelos, aqui atribuídos arbitrariamente, podem ser alterados para representar situações específicas de acordo com experiências de campo e da comunidade alvo.

## **Referências Bibliográficas**

- BERLOW, E. L. et al. Interaction Strengths in Food Webs: Issues and Opportunities. *Journal of Animal Ecology*, 73:585-598, 2004.
- BERLOW, E. L. Strong effects of weak interaction in ecological communities. *Nature*, 398: 330-334, 1999.
- COURCHAMP, F.; LANGLAIS, M.; SUGIHARA, G. Cats protecting birds: modelling the mesopredator release effect. *Journal of Animal Ecology*, 68: 282-292, 1999.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 487-515, 2003.
- FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, Wolfville, 14:1-19, 2009.

- FARIA, L. D. B.; COSTA, M. I. S. The interplay among prey preference, predator mortality rate and environmental heterogeneity in food web long-term stability. *Journal Theoretical Biology*, 258: 339-343, 2009.
- FARIA, L. D. B.; UMBANHOWAR, J.; MCCANN, K. S. The long-term and transient implications of multiple predators in biocontrol. *Theoretical Ecology*, 1:45–53, 2008.
- FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and Their Major Ecological Effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231, 1988.
- FRETWELL, S.D. Food chain dynamics: the central theory of ecology? *Oikos*, 50: 291-301, 1987.
- FRYXELL, J.M.; SMITH, I. M.; LYNN, D. H. Evaluation of alternate harvesting strategies using experimental microcosms. *Oikos* v.111, p.143–149, 2005.
- HAIRSTON, N. G.; SMITH, F. E.; SLOBODKIN, L. B. Community structure, population control, and competition. *The American Naturalist*, 44: 421-425, 1960.
- LAURANCE, W.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 659-669, 2009.
- MAIA, A. C. R. et al. Efeitos marginais de rodovias sobre a ocupação de mamíferos de médio e grande porte. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada da Universidade Federal de Lavras, 2013.
- MANTYKA-PRINGLE, C. S.; MARTIN, T. G.; RHODES, J. R. Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis. *Global Change Biology*, 18: 1239-1252, 2012.
- MCCANN, K. S., RASMUSSEN, J. B., UMBANHOWAR J. The dynamics of spatially coupled food webs. *Ecology Letters*, 8: 513–523, 2005.
- MCCANN, K. S.; HASTINGS, A.; HUXEL, G. R. Weak trophic interactions and the balance of nature. *Nature*. 395:794-798, 1998.
- PAINE, R. T. Food Web Complexity and Species Diversity. *The American Naturalist*, 100: 65-75, 1966.
- PAINE, R. T. Food Webs, Linkage Interaction Strength, and Community Infrastructure. *Journal of Animal Ecology*, 49:667–685, 1980.
- PAINE, R.T. Food–web analysis through field measurement of per capita interaction strength. *Nature*, 355: 73-75, 1992.
- POLIS, G.A. et al. When is a trophic cascade a trophic cascade? *Trends in Ecology and Evolution*, 15: 473-475, 2000.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2013. URL: <http://www.R-project.org/>.
- ROSA, C. A. Efeito de Borda de Rodovias em Pequenos Mamíferos de Fragmentos Florestais Tropicais. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada da Universidade Federal de Lavras. 107p., 2012.
- ROSENZWEIG M. L.; MACARTHUR R. H. Graphical representation and stability conditions of predator-prey interactions. *The American Naturalist*, 970:209-223, 1963.
- SCHAFFER, W. M. Ecological abstraction: The consequences of reduced dimensionality in ecological models. *Ecological Monographs*, 51: 383-401, 1981.
- SCHMITZ, O. J.; HAMBACK, P. A.; BECKERMAN, A. P. Trophic cascades in terrestrial systems: a review of the effects of carnivore removals on plants. *The American Naturalist*, 155: 141–153, 2000.
- SOETAERT, K.; PETZOLDT, T.; SETZER, R. W. Solving Differential Equations in R: Package deSolve. *Journal of Statistical Software*, 33:1-25, 2010.
- STRONG, D. R. Are Trophic Cascades All Wet? Differentiation and Donor-Control in Speciose Ecosystems. *Ecology*, 73: 747-754, 1992.
- TERBORGH J. et al. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science*, 294:1923-26, 2001.

TERBORGH, J.; ESTES, J. A. Trophic Cascades: Predators, Prey, and the Changing Dynamics of Nature. Island Press, 488 pp, 2010.

WILCOX, B. A.; MURPHY, D. D. Conservation Strategy: The Effects of Fragmentation on Extinction. *The American Naturalist*, 125: 879-887, 1985.

## Apêndices

### 1. Script para análise do sistema tri-trófico (Figura 2).

```
##Sistema tri-trófico##
library(deSolve)

#Definindo a variação do impacto da rodovia
ip = seq(0,0.05, by=0.002)
lip=length(ip)
tf=1000

#Definindo as matrizes para saída de dados
POP1=matrix(0,tf,lip)
POP2=matrix(0,tf,lip)
POP3=matrix(0,tf,lip)

#Definindo as equações
for(i in 1:lip){
Rod=function(t, n, parms){
  with(as.list(parms),{

#Equação Recurso
    dn1=r*n[1]*(1-(n[1])/k)-((ac*n[1]*n[2])/(1+ac*tc*n[1]))

#Equação Consumidor
    dn2=cc*((ac*n[1]*n[2])/(1+ac*tc*n[1]))-(dc*n[2])-((ap*n[2]*n[3])/(1+ap*tp*n[2]))-
(ic*n[2])

#Equação Predador
    dn3=cp*((ap*n[2]*n[3])/(1+ap*tp*n[2]))-(dp*n[3])-(ip*n[3])
    return(list(c(dn1,dn2,dn3)))
  })
}

# vetor com os parâmetros
r = ip[i]
parms = c(r=1,k=10,ac=0.2,ap=0.1,cc=0.1,cp=0.1,tc=0.5,tp=0.5,dc=0.02,dp=0.01,
ic=0,ip=r)

#Vetor do tempo
t=seq(1,1000,by=1)

# Tamanho populacional inicial
n0 = c(Recurso=20,Consumidor=1,Predador=0.1)
```

```

#Rodando o modelo
out = as.data.frame(ode(y=n0, time=t, func=Rod, parms=parms, method=rk4))
POP1[,i]=out$Recurso
POP2[,i]=out$Consumidor
POP3[,i]=out$Predador

i=i+1
}

#Retirando os valores de equilíbrio para cada população
vec1=vector(length=lip)
vec2=vector(length=lip)
vec3=vector(length=lip)

for(j in 1:lip){
  vec1[j]=mean(POP1[900:1000,j])
  vec2[j]=mean(POP2[900:1000,j])
  vec3[j]=mean(POP3[900:1000,j])
}
POP4=cbind(ip,vec1,vec2,vec3)

#Plotando o gráfico

matplot(POP4[,1],POP4[,2:4], pch=c(15,16,17), type="b", col="black",xlab="Efeito
da rodovia na população de predadores", ylab="Densidade de Equilíbrio",
ylim=c(0.38,10), xlim=c(0,0.049), lwd=2, cex=1.5, cex.lab=1.3)
legend(0.04,10, c("Recurso", "Consumidor", "Predador"),pch=c(15,16,17),
box.lwd=0, bty='n',cex=0.8, lty=c(1,2,3))
abline(v=c(0.0242,0.03))
text(0.013,9.6,"(a)",cex=1.5)
text(0.027,9.6,"(b)",cex=1.5)

text(0.03599,9.6,"(c)",cex=1.5)

```

## Infraestrutura Viária & Biodiversidade

2. Script para análise do sistema acoplado (Figura 3).

```
##Sistema acoplado
Rod=function(t, n, parms){
  with(as.list(parms),{

#Equação do recurso do interior

  dn1=r*n[1]*(1-n[1]/ki)-ac*n[1]*n[2]/(1+ac*tc*n[1])

#Equação do consumidor do interior

  dn2=cc*(ac*n[1]*n[2]/(1+ac*tc*n[1]))-dc*n[2]-((1-p)*n[2]/(p*n[4]+(1-
p)*n[2]))*((ap*n[2]*n[5])/(1+ap*tp*n[2]))-ic*n[2]

#Equação do recurso da rodovia

  dn3=r*n[3]*(1-n[3]/kr)-(ac*n[3]*n[4]/(1+ac*tc*n[3]))

#Equação do consumidor da rodovia

  dn4=cc*(ac*n[3]*n[4]/(1+ac*tc*n[3]))-dc*n[4]-((p*n[4])/(p*n[4]+(1-
p)*n[2]))*((ap*n[4]*n[5])/(1+ap*tp*n[4]))-ic*n[2]

#Equação do predador

  dn5=cp*((1-p)*n[2]/(p*n[4]+(1-p)*n[2]))*((ap*n[2]*n[5])/(1+ap*tp*n[2]))
+cp*(p*n[4]/(p*n[4]+(1-p)*n[2]))*((ap*n[4]*n[5])/(1+ap*tp*n[4]))-ip*n[5]-dp*n[5]

  return(list(c(dn1,dn2,dn3,dn4,dn5)))
  })
}

#Parâmetros: impacto da rodovia baixo
parms=c(r=1,kr=20,ki=10,ac=0.2,ap=0.1,cc=0.1,cp=0.1,tc=0.5,tp=0.5,dc=0.02,dp=
0.01,ic=0,ip=0.01, p=0.5)

#Parâmetros: impacto da rodovia médio
parms2=c(r=1,kr=20,ki=10,ac=0.2,ap=0.1,cc=0.1,cp=0.1,tc=0.5,tp=0.5,dc=0.02,dp
=0.01,ic=0,ip=0.03, p=0.5)

#Parâmetros: impacto da rodovia alto
parms3=c(r=1,kr=20,ki=10,ac=0.2,ap=0.1,cc=0.1,cp=0.1,tc=0.5,tp=0.5,dc=0.02,dp
=0.01,ic=0,ip=0.05, p=0.5)

t=seq(1,5000,by=1)
```



```

# Tamanho populacional inicial
n0=c(Recurso1=20,Consumidor2=1,Recurso3=20, Consumido4=1,Predador=0.1)

#Rodando os modelos
out = as.data.frame(ode(func=Rod,y=n0, parms = parms, times=t, method=rk4))
out2 = as.data.frame(ode(func=Rod,y=n0, parms = parms2, times=t, method=rk4))
out3 = as.data.frame(ode(func=Rod,y=n0, parms = parms3, times=t, method=rk4))

#Séries Temporais
par(mar=c(5,4,4,3))

matplot(out[seq(0,1500,by=70),1],out[seq(0,1500,by=70),2:6],type="b",
xlab="Tempo", ylab="Número de indivíduos",lwd=1,lty=1,
pch=c(15,16,0,1,17),col=1,main=" ",ylim=c(0,30),cex=1.5)
legend("topright", c("Recurso Borda", "Consumidor Borda", "Recurso Interior",
"Consumidor Interior", "Predador"),lty=1, pch=c(0,1,15,16,17), box.lwd=0,
bty='n',cex=0.8,pt.cex=1.2)
mtext("(a)",adj=1)

matplot(out2[seq(0,1500,by=70),1],out2[seq(0,1500,by=70),2:6],type="b",
xlab="Tempo", ylab="Número de indivíduos",lwd=1,lty=1,
pch=c(15,16,0,1,17),col=1,main=" ",ylim=c(0,20),cex=1.5)
legend("topright", c("Recurso Borda", "Consumidor Borda", "Recurso Interior",
"Consumidor Interior", "Predador"),lty=1, pch=c(0,1,15,16,17), box.lwd=0,
bty='n',cex=0.8,pt.cex=1.2)
mtext("(b)",adj=1)

matplot(out3[seq(0,1500,by=70),1],out3[seq(0,1500,by=70),2:6],type="b",
xlab="Tempo", ylab="Número de indivíduos",lwd=1,lty=1,
pch=c(15,16,0,1,17),col=1,main=" ",ylim=c(0,20),cex=1.5)
legend("topright", c("Recurso Borda", "Consumidor Borda", "Recurso Interior",
"Consumidor Interior", "Predador"),lty=1, pch=c(0,1,15,16,17), box.lwd=0,
bty='n',cex=0.8,pt.cex=1.2)
mtext("(c)",adj=1)

```






---

# DIAGNÓSTICOS

---



A close-up photograph of a primate's face, showing vibrant orange and red fur. The primate's eye is visible, and the background is a soft, out-of-focus green and white, suggesting a natural habitat. The text is overlaid on the upper left portion of the image.

# **Diagnóstico dos impactos de rodovias sobre primatas no Brasil**

Helio Secco, Fabiano R. de Melo, Maurício Talebi, Marcelo  
Gordo, Márcio M. Morais Jr & Alex Bager

---

### **Resumo**

Clareiras lineares formadas por rodovias podem causar a desestruturação de populações de diferentes espécies, sobretudo aquelas de hábito obrigatoriamente arborícola. No Brasil, a presença de primatas entre os registros de espécies atropeladas já foi demonstrada em diversas rodovias. O presente estudo tem como objetivo elaborar um diagnóstico sobre os impactos de rodovias sobre primatas que contribua para o direcionamento dos esforços de pesquisa e subsidie a estratégia nacional de conservação das espécies afetadas. Um formulário com perguntas envolvendo a temática acerca dos impactos de rodovias sobre primatas foi desenvolvido e enviado para primatólogos. Os resultados apresentados neste estudo foram gerados a partir das respostas de um total de 36 pesquisadores com alto nível de experiência. Os cinco impactos causados por rodovias com maior grau de ameaça aos primatas foram: formação de áreas abertas, caça, atropelamento, introdução de espécies exóticas e ruído sonoro. Ao todo 63 espécies de primatas brasileiros foram citadas como espécies comprovadamente impactadas por atropelamentos. Os pesquisadores relataram haver 16 localidades em que passagens de fauna aéreas foram instaladas para o uso de primatas. Em relação ao interesse de participar de algum trabalho relacionado ao tema futuramente apenas 14 dos 36 pesquisadores afirmaram ter. Diante deste panorama geral, considera-se prioritário o desenvolvimento de projetos de pesquisa especificamente voltados para a avaliação de impactos causados por rodovias sobre espécies de primatas brasileiros.

### **Abstract**

Linear clearings formed by highways can cause population disruption of different species, especially arboreal ones. In Brazil, primate presence in road kill species records were shown for different roads. The aim of this study is to elaborate a road impacts diagnostic on primates that contributes to target research efforts and subsidizes national conservation strategies of affected species. A questionnaire was developed regarding issues of road impacts on primates and answered by primate specialist researchers. The results presented in this study were generated from the responses of 36 researchers with high-level expertise. The five impacts of highways with higher degree of threat to primates were: formation of open areas, hunting, road kill, introduction of exotic species and noise avoidance. In the total, 63 Brazilian primate species were cited as species affected by road-kill. The researchers reported 16 locations where aerial wildlife passages were installed focusing on primates. Only 14 of the 36 researchers showed interest in getting involved on future studies related with road impacts. Considering this assessment, we urge for the development of research projects specifically aimed at evaluation of road impacts on Brazilian primate species.

## Introdução

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

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

Os primatas representam um dos grupos faunísticos menos estudados em relação aos impactos causados por rodovias. Ainda que existam estudos de longo prazo avaliando os impactos de rodovias sobre espécies arborícolas, principalmente de marsupiais da superordem Australidelphia (e.g. WILSON; MARSH; WINTER, 2007; TAYLOR; GOLDINGAY, 2009, VAN DER REE et al., 2010, WESTON et al., 2011), os mesmos não são suficientes para se utilizar como modelo para primatas platirrinos, tendo em vista que os grupos não são ecologicamente relacionados. Apesar de compartilharem o hábito arborícola, os macacos do continente americano são predominantemente diurnos, sociais e territorialistas, enquanto que os marsupiais arborícolas australianos são predominantemente noturnos e solitários (PUSEY; PARCKER 1987; VAN DER REE; WARD; HANDASYDE, 2004; BICCA-MARQUES; SILVA; GOMES, 2011), características que influenciam nos padrões de deslocamento e dispersão das espécies.

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

afetadas, bem como de aspectos da paisagem e características da rodovia (GOOSEM, 2007).

No Brasil, registros de espécies de primatas mortos por atropelamento foram constatados em diversas rodovias (e.g. VIEIRA, 1996; CHEREM et al., 2007; GUMIER-COSTA; SPERBER, 2009; ZALESKI et al., 2009). Mesmo com a notável diversidade de mamíferos em território brasileiro (VIVO, 1996; PAGLIA et al., 2012), e do alto grau de endemismo de espécies, entre elas vários primatas (FONSECA; HERRMANN; LEITE, 1999; REIS et al., 2008), apenas estudos pontuais foram conduzidos até o momento avaliando passagens de fauna aéreas para primatas em rodovias brasileiras (e.g. VALLADARES-PÁDUA; CULLEN; PADUA, 1995, LOKSCHIN et al., 2007, TEIXEIRA et al., 2013).

Tendo em vista o potencial impacto de rodovias sobre populações de primatas e o conhecimento incipiente do tema, o presente estudo teve como objetivos: identificar os principais impactos à conservação das espécies; listar as espécies de primatas vulneráveis ao atropelamento; mapear as rodovias em que já existem medidas de mitigação implementadas; além de reconhecer lacunas de conhecimento; e elencar os estudos prioritários para os próximos anos.

### **Material e Métodos**

Um formulário com perguntas envolvendo a temática acerca dos impactos de rodovias sobre primatas foi desenvolvido com auxílio da “plataforma” Google Drive. As perguntas do formulário avaliaram a percepção dos pesquisadores em relação aos impactos causados por rodovias que representam maior ameaça à conservação de primatas, o grau de ameaça que cada impacto causa sobre as populações de primatas brasileiros, como eles avaliam o impacto por atropelamento em primatas, bem como quais as espécies brasileiras mais sujeitas ao atropelamento em rodovias.

O formulário foi enviado para pesquisadores brasileiros especialistas em primatas e para e-mails de grupos de discussão de assuntos relacionados a este grupo. A lista de pesquisadores foi elaborada com base no envolvimento destes com projetos de pesquisa relacionados às espécies de primatas ocorrentes no Brasil. Para isso, os profissionais foram identificados através de busca na internet, principalmente em sites de laboratórios de pesquisa com primatas em universidades públicas. Todas as regiões do território brasileiro tiveram representantes contemplados com o envio do formulário. Obtivemos respostas de 65 pesquisadores ao final do período estabelecido. Posteriormente filtramos apenas as respostas de pesquisadores com experiência mínima de cinco anos em estudos com primatas, conforme consulta realizada no currículo Lattes, restando 36 respostas a serem analisadas.

Além de apontar os principais impactos causados por rodovias sobre primatas (formação de áreas abertas, atropelamento, caça, ruído sonoro, introdução de espécies exóticas, afugentamento da área de ocorrência, atração da rodovia para as margens, poluição química, incêndio e linhas de transmissão de energia), os pesquisadores também foram convidados a classificar o grau de ameaça de cada um



dos impactos que os mesmos julgaram relevantes. O grau de ameaça de cada tipo de impacto foi classificado de acordo com a opinião dos pesquisadores. Para os três diferentes graus de ameaça pré-definidos, um peso foi atribuído: preocupante = 1; muito preocupante = 2; extremamente preocupante = 3. Sendo assim, um índice de impacto foi criado a partir da multiplicação do número de pesquisadores que classificaram o determinado tipo de impacto em um dos graus de ameaça pelo seu respectivo peso. A partir disso, o somatório dos valores de cada grau de ameaça definiu o índice de cada um dos tipos de impacto (Tabela 1).

A partir das respostas fornecidas, algumas espécies estudadas pelos pesquisadores que responderam o formulário foram identificadas como sendo emblemáticas para contextualizar os principais tipos de impactos de rodovias sobre primatas. Esses pesquisadores foram convidados a contribuir com o diagnóstico, fornecendo descrições de estudos de caso relevantes sobre espécies ameaçadas de extinção acometidas por algum dos impactos abordados, de modo a difundir o conhecimento ainda incipiente no âmbito da conservação de primatas. Além disso, pedimos que os pesquisadores indicassem rodovias em que passagens de fauna para primatas haviam sido instaladas e quais delas eram monitoradas a fim de se avaliar a efetividade. Os pesquisadores também responderam se já haviam desenvolvido algum estudo de impacto de rodovias sobre primatas e qual impacto foi avaliado. Por último, os pesquisadores foram questionados se pretendiam participar ou conduzir algum estudo relacionado ao tema nos próximos anos.

## **Resultados e Discussão**

### **Resultados do questionário**

Entre todos os impactos de rodovia sobre primatas citados pelos pesquisadores, a formação de áreas abertas foi o impacto mais representativo, presente em 94,4% das respostas dadas (Figura 1). Devido à grande maioria das espécies de primatas brasileiros serem sensíveis a fragmentação e perda de habitat, bem como exigentes de áreas com alta densidade florestal (REIS et al., 2008), a formação de áreas abertas decorrentes da construção de uma rodovia interfere exatamente nas condições necessárias para a ocorrência de várias espécies de primatas.

O atropelamento foi o segundo impacto mais citado pelos pesquisadores (80,5%). O atropelamento tem potencial de afetar negativamente a abundância local de espécies que vivem próximas à área em que a rodovia se encontra, causando a redução populacional das mesmas (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009). Várias espécies de primatas não são capazes de se deslocar por grandes distâncias pelo chão, e suas populações acabam isoladas entre fragmentos florestais cortados por rodovias, enquanto que aquelas que toleram atravessar áreas abertas se expõem ao risco de atropelamento à medida que não são hábeis o suficiente para se deslocar com a mesma velocidade e eficiência que conseguem desempenhar pelo estrato arbóreo.

## Infraestrutura Viária & Biodiversidade

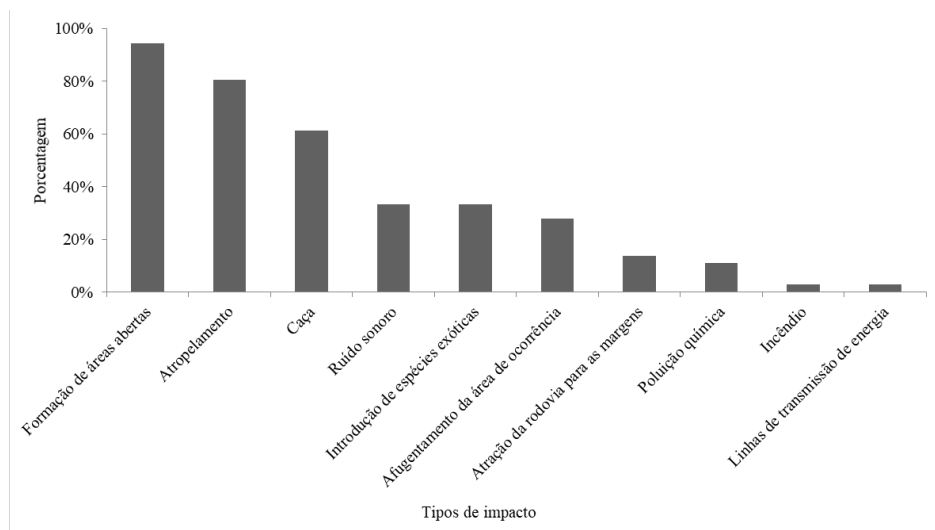


Figura 1.- Representatividade dos tipos de impacto causados por rodovias sobre primatas citados pelos pesquisadores.

O impacto relacionado à caça também foi ressaltado por 61,1% dos pesquisadores, onde a construção de rodovias em áreas florestadas facilita a ação de caçadores na região, aproveitando as vias de acesso da rodovia para adentrar a área (LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009). Assim como a caça é impulsionada quando a rodovia está presente, outro impacto que parece seguir o mesmo padrão é a introdução de espécies exóticas, citado por 33,3% dos pesquisadores como de relevante impacto sobre primatas. Normalmente onde há ocupação e atividade humana constante, maior é a probabilidade de espécies exóticas serem introduzidas no local e se estabelecerem (TAYLOR; IRWIN, 2004). Se a rodovia favorece a ocupação humana, conseqüentemente a mesma poderá favorecer a introdução de espécies exóticas (LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009). No caso de primatas, sabe-se que a introdução de uma espécie exótica potencialmente competidora pode causar a supressão populacional e alteração comportamental de espécies nativas devido à sobreposição de nicho, podendo representar uma ameaça de conservação (RUIZ-MIRANDA et al., 2006), haja visto o caso do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) e os saguis (*Callithrix penicillata* e *Callithrix jacchus*) na região da bacia do Rio São João, estado do Rio de Janeiro (DE MORAIS-JR. et al., 2008).

Ruído sonoro e ao afugentamento da área de ocorrência também foram apontados por pelos pesquisadores (33,3% e 27,8%, respectivamente). Ambos são considerados impactos indiretos da rodovia sobre a fauna, causando principalmente alterações comportamentais das espécies, que normalmente passam a evitar a rodovia e se distanciar dela (JAEGER et al., 2005, FAHRIG; RYTWINSKI, 2009). Os impactos relacionados à atração da rodovia para as margens, poluição química, incêndio e linhas de transmissão de energia foram citados em menor proporção. Acreditamos que os mesmos foram citados devido a situações pontuais conhecidas

por uma parcela menor dos pesquisadores, havendo necessidade de se conhecer melhor o grau de influência que os mesmos têm sobre a comunidade de primatas.

Levando em consideração apenas a quantidade de vezes que os impactos foram citados pelos pesquisadores, a classificação do impacto mais citado ao menos citado foi: formação de áreas abertas, atropelamento, caça, ruído sonoro, introdução de espécies exóticas, afugentamento da área de ocorrência, atração da rodovia para as margens, poluição química, incêndio e linhas de transmissão de energia. Quando considerarmos a classificação dos pesquisadores em relação ao grau de ameaça dos impactos, observamos que a classificação de ameaça dos impactos se alterou (Tabela 1).

Tabela 1.- Grau de ameaça de cada tipo de impacto de rodovias sobre primatas de acordo com o indicado pelos pesquisadores que responderam o formulário. A coluna de pontuação total representa o somatório do número de pesquisadores que classificaram cada impacto pelo seu grau de ameaça multiplicado pelo peso atribuído ao grau de ameaça. A coluna de ranking representa a ordem de pontuação dos tipos de impacto, onde 1 equivale a maior pontuação (mais impactante) e 10 a menor (menos impactante).

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

Ao todo os pesquisadores citaram 63 espécies comprovadamente impactadas por atropelamentos, pertencentes à todas as famílias de primatas platinos brasileiros (Cebidae, Callitrichidae, Aotidae, Atelidae, e Pitheciidae): *Cebus olivaceus*, *Saimiri ustus*, *Saimiri sciureus*, *Sapajus apella*, *Sapajus cay*, *Sapajus nigritus*, *Sapajus xanthosternus*, *Sapajus robustus*, *Sapajus libidinosus*, *Callithrix aurita*, *Callithrix penicillata*, *Callithrix geoffroyi*, *Callithrix flaviceps*, *Callithrix jacchus*, *Cebuella pygmaea*, *Leontopithecus chrysomelas*, *Leontopithecus caissara*, *Leontopithecus rosalia*, *Leontopithecus chrysopygus*, *Mico humeralifer*, *Mico melanurus*, *Mico argentatus*, *Mico emiliae*, *Mico leucippe*, *Mico rondoni*, *Saguinus fuscicollis*, *Saguinus labiatus*, *Saguinus bicolor*, *Saguinus midas*, *Saguinus imperator*, *Saguinus martinsi*, *Saguinus niger*, *Saguinus pileatus*, *Alouatta caraya*, *Alouatta puruensis*, *Alouatta clamitans*, *Alouatta macconnelli*, *Aotus azarai*, *Aotus nigriceps*, *Ateles chamek*, *Ateles paniscus*, *Ateles belzebuth*, *Ateles marginatus*, *Brachyteles hypoxanthus*, *Brachyteles arachnoides*, *Lagothrix cana*, *Cacajao calvus calvus*, *Cacajao rubiduncus*, *Chiropotes sagulatus*, *Chiropotes albinasus*, *Callicebus cinerascens*, *Callicebus nigrifrons*, *Callicebus brunneus*, *Callicebus dubius*, *Callicebus bernhardi*, *Callicebus personatus*,

## Infraestrutura Viária & Biodiversidade

*Callicebus barbarabrownae*, *Callicebus melanochir*, *Callicebus moloch*, *Callicebus coimbrai*, *Callicebus pallescens* *Pithecia pithecia*, *Pithecia irrorata*.

Entre as espécies listadas 26 estão classificadas como ameaçadas de extinção em nível global (IUCN, 2013), sendo 6,3% delas classificadas como “ criticamente em perigo ” e 20,6% como “ Em perigo ” (Figura 2). Destas, 19 espécies também constam no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaça de Extinção (CHIARELLO et al., 2008), chamando ainda mais a atenção para a necessidade urgente de mitigar este impacto sobre o grupo no Brasil. Cabe ainda salientar que no caso do macaco-barrigudo (*Lagothrix cana*) a espécie era classificada como “ Quase ameaçada ” e o status foi atualizado para “ Em perigo ” em 2015 (RAVETTA et al., 2015), e um dos principais fatores levados em consideração para tal modificação se deve ao aumento da matriz rodoviária (pavimentação da BR-364, BR-319 e vicinais) e o conseqüente impacto direto da perda de indivíduos através da colisão com veículos, bem como dos indiretos, como caça, perda de habitat, e outros. Tendo em vista a falta de conhecimento acerca da influência que o impacto oriundo dos atropelamentos causa sobre as populações dessas espécies, aquelas com maior risco de extinção devem ser consideradas prioritárias para o desenvolvimento de estudos nos próximos anos, de forma que possamos propor estratégias de conservação e medidas de mitigação melhores embasadas.

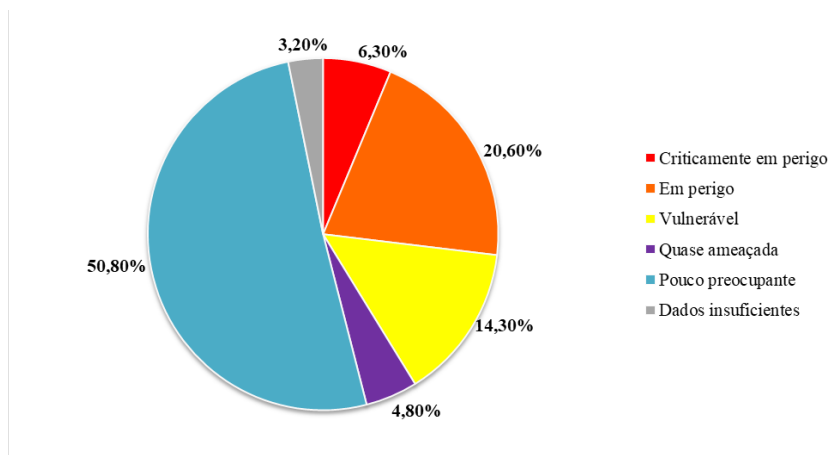


Figura 2.- Representatividade das categorias de ameaça de extinção entre as espécies de primata impactadas por atropelamento no Brasil, segundo informações fornecidas pelos pesquisadores que responderam o formulário.

Os pesquisadores relataram 16 localidades onde existem passagens de fauna aéreas voltadas para o uso de primatas em rodovias brasileiras (Tabela 2). A maior parte delas se concentra na região Sudeste (cinco). Este panorama pode ser explicado pelo fato do Sudeste concentrar um grande número de pesquisadores, bem como maior malha rodoviária (DNIT, 2012), incluindo rodovias administradas por concessionárias que são comumente exigidas a aplicar medidas de mitigação para

reduzir os atropelamentos a partir do processo de licenciamento ambiental para obras de expansão.

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

Tabela 2.- Lista de rodovias brasileiras em que existem passagens aéreas instaladas para primatas de acordo com as respostas dos pesquisadores. As rodovias estão separadas por estado e região, além da indicação das que estão sendo monitoradas atualmente a fim de se avaliar efetividade de uso.

Rodovia	Monitoramento	Estado	Região
BR 174 - Reserva Indígena Waimiri Atroari	Sim	RR/AM	Norte
Vias do campus universitário da UFAM - Manaus	Sim	AM	Norte
Estrada da Refinaria REMAN - Manaus	Não	AM	Norte
RO 257 - Ariquemes	Não	RO	Norte
BR 101 - Rebio Guaribas	Não	PB	Nordeste
BR 101 - Entre João Pessoa e Natal	Não	PB/RN	Nordeste
BA 099 - Entre Lauro de Freitas e Jandaíra	Não	BA	Nordeste
BA 262 - Entre Ilhéus e Itacaré	Não	BA	Nordeste
Área Urbana de Brasília - Lago Norte	Não	DF	Centro-Oeste
BR 262 - Entre Aquidauana e Corumbá	Não	MS	Centro-Oeste
MG 401 - Entre Manga e Moçambinho	Não	MG	Sudeste
RJ 165 - Estrada Parque entre Paraty e Cunha	Não	RJ/SP	Sudeste
Área Rural de Lençóis Paulista	Não	SP	Sudeste
Área Urbana de São Paulo - Serra da Cantareira	Não	SP	Sudeste
Área Urbana de São Paulo - Av. Miguel Stéfano	Não	SP	Sudeste
Área Rural de Porto Alegre - Lami	Sim	RS	Sul
<b>Total</b>			<b>16</b>

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

Durante muitos anos os trabalhos envolvendo ecologia de estradas no Brasil se restringiam a estudos de atropelamento de fauna (BAGER et al., 2007), até que os pesquisadores começassem a despertar interesse por outras linhas de estudo relacionadas ao tema (BAGER et al., 2015). De fato, o atropelamento é o impacto de rodovias sobre primatas mais estudado e conhecido até o momento, ainda que o nível de conhecimento seja superficial, já sabemos que o mesmo é responsável pela mortalidade de várias espécies. Ainda assim, existe uma clara necessidade de preencher outras lacunas de conhecimento, representadas pelos efeitos marginais de

rodovias sobre primatas, além de testes com diferentes designs de passagens de fauna aéreas para determinadas espécies.

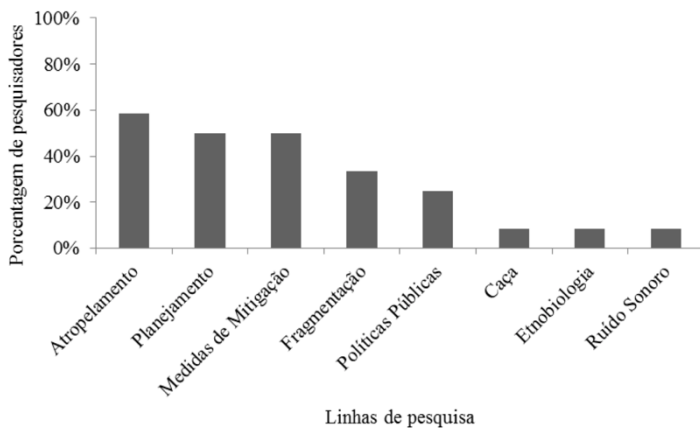


Figura 3.- Representatividade das diferentes linhas de pesquisa entre os trabalhos desenvolvidos pelos pesquisadores que responderam o formulário.

Em relação ao interesse em participar de algum trabalho relacionado ao tema futuramente, 14 (38,9 %) responderam que sim. Considerando as diversas linhas de pesquisa relacionadas à ecologia de primatas, podemos perceber que existe o interesse por parte dos especialistas em primatas em desenvolver estudos acerca da relação das espécies com a rodovia. Neste contexto, a interação entre primatólogos e ecólogos de estradas em projetos conjuntos seria capaz de gerar resultados proveitosos para as políticas públicas relacionadas à proteção do meio ambiente e gerência de rodovias, bem como elevar rapidamente o nível de conhecimento científico sobre o tema.

Diante deste panorama, o desenvolvimento de projetos de pesquisa voltados para a avaliação de impactos causados por rodovias sobre espécies de primatas brasileiros torna-se prioritário para proposição de medidas mitigadoras. Neste aspecto, salienta-se o conhecimento limitado sobre a maioria dos tipos de impacto, mas principalmente aqueles oriundos de distúrbios causados pela presença da rodovia, tais como: efeito de borda, ruído sonoro, introdução de espécies exóticas, poluição, ocupação humana. A perda de indivíduos por atropelamento já vem sendo estudada por diversos programas de monitoramento da fauna atropelada em rodovias brasileiras, principalmente aquelas que se encontram concessionadas. Por tratarem-se de espécies de hábito estritamente arborícola, os registros de atropelamento de primatas tendem a ser pontuais. Entretanto a maioria das espécies são sensíveis à fragmentação e isolamento geográfico, e a perda de poucos indivíduos por atropelamento podem causar impacto considerável sobre populações reduzidas e possivelmente comprometer a viabilidade destas (GORDO, 2012). Portanto, deve se fomentar a instalação de medidas mitigadoras que permitem conectividade entre as áreas fragmentadas por rodovias. Um exemplo são as

passagens aéreas do tipo ponte de dossel, que podem ser instaladas em localidades com registros comprovados de primatas atropelados, ou que se conheçam populações isoladas em fragmentos florestais nas margens da rodovia.

## **Estudos de Caso**

### **Impactos de rodovias sobre primatas na região Amazônica**

Na Amazônia brasileira, os estudos relatando atropelamentos de fauna em geral são escassos e preliminares. No que se refere a primatas, as informações são mais restritas ainda, havendo relatos de mortalidade para *Sapajus apella*, *Alouatta belzebul* e *Saguinus niger* em Carajás, Pará (GUMIER-COSTA; SPERBER, 2009; SILVA et al, 2010; SILVA et al, 2011) e *Saguinus midas* e *S. bicolor* na região de Manaus, Amazonas (OMENA JÚNIOR et al., 2012; GORDO, 2012; GORDO et al., 2013).

Monitoramentos recentes dos atropelamentos de animais em 120 km da BR174, dentro da Terra Indígena Waimiri Atroari (norte do Amazonas-sul de Roraima) registraram um grande número de primatas afetados por tal impacto (GORDO, *in prep*). Somente no ano de 2012 foram observados 101 primatas mortos por atropelamento neste trecho, com pelo menos 63 exemplares de *Saguinus midas*, vários exemplares de espécies identificados apenas como “macaco” e, em menor quantidade, indivíduos de *Sapajus apella* e *Saimiri sciureus*. Entretanto, nos anos anteriores foram confirmados atropelamentos de *Alouatta macconnelli*, *Ateles paniscus* e *Chiropotes sagulatus*. Oito passagens de fauna foram instaladas em diferentes pontos ao longo da estrada, aproveitando-se de árvores que cresciam à beira de ambas as margens da pista, e que ao terem as copas conectadas passaram a ser utilizadas por primatas, segundo informações de fiscais da Terra Indígena.

Nas proximidades de Manaus, Amazonas, os principais registros de primatas atropelados são referentes ao sauí-de-coleira (*Saguinus bicolor*), espécie definida como Ameaçada pela IUCN (MITTERMEIER et al., 2008) e Criticamente ameaçada na Lista Brasileira de Espécies Ameaçadas (GORDO, 2008). Apesar de diversos registros de *S. bicolor* atropelados em estradas estaduais e federais, é dentro do perímetro urbano onde se encontra o maior número de casos registrados, o que é facilitado devido ao monitoramento mais efetivo da espécie na cidade de Manaus. Como exemplo do impacto oriundo do tráfego de veículos em rodovias, avenidas e ruas sobre o sauí-de-coleira, podemos citar a estrada que corta o fragmento florestal onde está inserido o Campus da Universidade Federal do Amazonas, cujos atropelamentos de sauíns vêm sendo monitorados desde 1993, demonstrando que o número de casos é crescente com uma perda média de aproximadamente nove animais por ano entre 2002 e 2013, o que aparece em Análises de Viabilidade Populacional como a principal ameaça à persistência dessa população dentro de tal fragmento (GORDO, 2012). Neste mesmo fragmento também foram registrados seis casos de *Pithecia pithecia* atropelados nos últimos cinco anos.

Algumas passarelas foram instaladas no Campus da UFAM e no fragmento da Refinaria de Manaus (duas e três, respectivamente), de modo que as mesmas estão sendo usadas pelos saúns, mas algumas passagens naturais, constituídas por árvores parecem ser mais eficientes e utilizadas com maior frequência, como observado em conjuntos residenciais adjacentes ao Campus da UFAM. Entretanto, na tentativa de evitarem o solo, em três locais da cidade foram registrados grupos de saúns usando fios de telefonia ou eletricidade como passagens aéreas. Tal comportamento tem levado alguns animais a óbito ao tentarem usar fios desencapados para as travessias.

### **Impacto de rodovias sobre espécies ameaçadas de extinção no Sudeste: O caso do muriqui (*Brachyteles* spp.) e do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*).**

#### ***Brachyteles* spp.**

Primates neotropicais, em geral, são registrados pontualmente em trabalhos que envolvem atropelamento de fauna, particularmente aqueles da família Atelidae, pois são animais de maior porte, muitas vezes exigentes com relação ao hábitat contínuo e mais preservado e por raramente descerem ao chão (KINZEY, 1997). Proporcionalmente, os estudos existentes indicam que outras famílias de primatas apresentam maior quantidade de indivíduos atropelados (CÁCERES et al., 2010; CUNHA; MOREIRA; SILVA, 2010).

Nesse sentido, não há nenhum artigo na literatura científica disponível que inclua o registro de exemplares de muriquis (*Brachyteles* spp.) atropelados, até porque as duas espécies conhecidas possuem distribuição geográfica relativamente restrita, são endêmicas da Mata Atlântica (RYLANDS et al., 2000) e se encontram ameaçadas de extinção, ocorrendo em baixas densidades e em poucas localidades no Brasil (JERUSALINSKY; TALEBI; MELO, 2011).

Recentemente, duas unidades de conservação importantes para a proteção dessas duas espécies o Parque Estadual Carlos Botelho, e a RPPN Feliciano Miguel Abdala, que abrigam a maior e mais conhecida população de muriquis-do-sul - *Brachyteles arachnoides*, (TALEBI et al., 2011) e de muriquis-do-norte - *Brachyteles hypoxanthus*, (STRIER; MENDES, 2012), respectivamente, passaram por estudos e indicações da implementação de estradas-parque, conforme notícias veiculadas em jornais locais.

O Parque Estadual Carlos Botelho (PECB) possui 37.644,36 hectares e fica localizado na região Sul do Estado de São Paulo, município de São Miguel Arcanjo (24°15' - 24°44' S / 47°46' - 48°10' W). Administrado pela Fundação Florestal do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, SP (SMA-SP), está inserido no último fragmento florestal remanescente contínuo do Bioma Mata Atlântica (210.000 hectares). Estas extensas áreas florestais nativas, classificadas como o patrimônio natural da Humanidade Florestas do Sudeste do Brasil (UNESCO, 1999) abrigam as maiores populações conhecidas de muriquis do sul (TALEBI; SOARES, 2005).



O PECB é cortado em sua integridade ao longo de 33 km pela rodovia estadual (SP 139), e após décadas de pressão popular pelo asfaltamento para facilitar o acesso à região de praias e ou a BR-116 (rota São Paulo-Curitiba), a SMA SP obteve sucesso em decretar a primeira estrada parque paulista, através de sua perenização, instalação de bloquetes de concreto e, status de estrada parque com regulamentações e normas específicas (DECRETO Nº 53.146, DE 20 DE JUNHO DE 2008, São Paulo).

Embora não existam registros de atropelamentos de muriquis-do-sul registrados em mais de 20 anos de pesquisa pelo Instituto Pró-Muriqui é importante salientar que em diversos pontos é importante a manutenção de conexão estrutural de dossel por espécies arbóreas maduras, que ao prover substrato de travessia aos muriquis minimizam a necessidade de descida ao solo para travessia. No projeto original da abertura da estrada parque está prevista a instalação de passagens aéreas para primatas e animais arborícolas em alguns pontos ao longo da estrada parque (TALEBI, com. pess.). Embora todas estas iniciativas preconizadas pelas premissas regulatórias da estrada parque, o fluxo de tráfego aumentará com a conclusão do projeto para esta rodovia, alterando-se de alguns poucos milhares de veículos/ano para provavelmente algumas centenas de milhares de veículos/ano. Medidas mitigadoras de ameaças à fauna devem incluir não somente aquelas restritivas de tráfego como limites, redutores de velocidades, redutor de carga e tonelagem (evitando utilização para escoamento de safra de batatas da região por exemplo), e fiscalização eletrônica para multar os eventuais infratores, mas também estruturas de passagem de fauna que possibilitem a travessia segura dos animais pela rodovia. Em outras localidades de ocorrência de muriquis-do-sul, a eletrocussão acidental é um importante fator de ameaça à espécie, e a premissa de alterações de leis municipais ou estaduais para encapamento da rede elétrica é uma ação urgente.

Esta região apresenta grande oportunidade do estabelecimento de uma estratégia de sucesso em educar e atrair o público – e na devida proporção, similar ao manejo de visitantes dos parques nacionais africanos – onde o visitante é um espectador privilegiado da exuberância do maior remanescente existente do Bioma Mata Atlântica. Essa estratégia deve incluir um programa com campanhas regulares de informação ao público sobre a possibilidade de espécies ameaçadas de extinção atravessarem na frente do seu veículo.

Na RPPN Feliciano Miguel Abdala, no município de Caratinga, Minas Gerais, também não há registro de morte por atropelamento de muriquis-do-norte (STRIER, 2007) e a estrada, que hoje é de terra, corta um trecho de cerca de seis km dentro da reserva. Esta não foi completamente pavimentada e sua extensão está delimitada pelo que seria a estrada-parque (MELO, 2011), já que estudos de alternativas locais demonstram que é possível até mesmo extinguir o tráfego regional nesse trecho (M. NERY, com. pess.).

Já no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, situado na Zona da Mata Norte, no estado de Minas Gerais, que também abriga uma das mais importantes populações de muriquis-do-norte conhecidas (MELO; DIAS, 2005), há uma estrada que, na sua

lateral e em toda a sua extensão dentro dos limites do parque, possui uma rede elétrica de média tensão. Recentemente, esta estrada foi pavimentada com blocos de pedra e a rede elétrica teve todo o seu cabeamento trocado em função de várias mortes registradas nos últimos 15 anos de indivíduos jovens e adultos de muriqui-do-norte (MOREIRA et al., 2013). Esses dados foram usados para determinar o status de ameaça e calcular a probabilidade de extinção em longo prazo dessa população, através de análises de viabilidade populacional (MELO et al., *in prep.*). Os resultados demonstram o quão impactante esses eventos (eletrocussão eventual) podem ser numa população de espécie de primata criticamente ameaçada de extinção, como é o caso do muriqui-do-norte.

### ***Leontopithecus rosalia***

O mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) é um primata ameaçado de extinção e endêmico da Mata Atlântica de Baixada do Estado do Rio de Janeiro (KIERULFF; RYLANDS; DE OLIVEIRA, 2008). As populações remanescentes (cerca de 1700 animais) estão distribuídas em um mosaico de fragmentos florestais na bacia hidrográfica do rio São João. Os principais fatores que afetam a viabilidade destas populações são a perda de habitat, fragmentação e espécies invasoras (HOLST et al., 2006), fatores potencializados pela construção e presença de rodovias (LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009).

Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD) é uma instituição privada sem fins lucrativos que promove, há mais de 20 anos, ações para a conservação da Mata Atlântica com ênfase na recuperação das populações de micos-leões-dourados e seu habitat. Sua meta é estabelecer até 2025 uma população mínima viável, de pelo menos 2000 micos-leões-dourados, vivendo livremente em 25000 hectares de florestas protegidas e conectadas. A rodovia BR101/RJ Norte, entre Niterói e a divisa com o estado do Espírito Santo, impõe um grande desafio para o comprimento desta meta. Além de atravessar latitudinalmente toda a extensão da APA Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado-ICMBio, também divide a Reserva Biológica União e tangencia a Reserva Biológica de Poço das Antas, principais unidades de conservação para a proteção do mico-leão-dourado. Seus impactos diretos (ex.: atropelamentos, isolamento) e indiretos (ex.: introdução de espécies alóctones) sobre os micos-leões-dourados têm sido avaliados e confirmados pela equipe da AMLD e pesquisadores associados.

Cerca de 40% dos micos-leões-dourados da bacia do rio São João estão em fragmentos florestais ao sul da BR101. Entre meados de 2012 e início de 2014 foram registrados sete atropelamentos (sendo cinco óbitos) de micos-leões-dourados (AMLD, com. pess). Este número pode ser subestimado, porque tais registros não foram gerados através de um monitoramento sistemático de atropelamentos e sim a partir de detecções eventuais da população local. A duplicação da BR101, com obras iniciadas na região de ocorrência do mico-leão-dourado, terá o potencial de isolar cerca de metade da população deste primata e/ou continuar facilitando o atropelamento de micos, caso não sejam adotadas medidas para mitigar tais

impactos. Em fevereiro de 2014 foi organizado, pela AMLD, um grupo de trabalho, que contou com a participação do Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estadas (CBEE) e ICMBlo, com o objetivo de discutir a necessidade de passagens para os micos-leões-dourados, suas possíveis localizações e planos de implementação e monitoramento. Este grupo produziu um documento que foi entregue a empresa responsável pela obra e gestão da rodovia BR101 no trecho pertinente.

A influência das rodovias sobre a ocorrência de saguis (*Callithrix jacchus*, *C. penicillata* e híbridos) representa um impacto indireto sobre os micos-leões-dourados na bacia do rio São João. A probabilidade dos saguis ocuparem fragmentos florestais próximos às rodovias é maior do que em grandes fragmentos ou em remanescentes próximos aos grandes maciços florestais (DE MORAIS-JR., 2010), evidenciando o papel das rodovias como facilitador da introdução de espécies alóctones (LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009). Um estudo preliminar mostrou que os saguis ocupam grande parte dos fragmentos florestais da região e, geralmente, estão em maior número do que os micos-leões nos fragmentos em que coexistem (DE MORAIS-JR. et al., 2008). Estes saguis introduzidos são considerados espécies invasoras por alterarem o comportamento e, potencialmente, competirem com o mico-leão-dourado devido à semelhança ecológica e comportamental das espécies (RUIZ-MIRANDA et al., 2006). Ações para evitar novas introduções de saguis foram conduzidas pela AMLD. Entre elas, campanhas de educação ambiental que visaram conscientizar a população local e capacitar funcionários públicos responsáveis pela fiscalização do tráfico de animais silvestres a fim de impedir que saguis sejam soltos fora de sua região natural de ocorrência.

## **Agradecimentos**

Agradecemos a todos os pesquisadores que responderam atenciosamente aos formulários encaminhados. Em especial, agradecemos aos 36 profissionais com maior experiência em primatologia, os quais propiciaram o desenvolvimento do presente estudo através de suas respostas e opiniões. São eles: Alexandre Túlio Amaral Nascimento, Almério Camara Gusmão, André Chein Alonso, André Luis Ravetta, Claudio Benedito Valladares Pádua, Cristiane Casar, Cristiane Hollanda, Daniel da Silva Ferraz, Daniela Teodoro Sampaio, Fernanda Zimmermann Teixeira, Gerson Buss, Guilherme Siniciato Terra Garbino, Italo Mourthé, José de Sousa e Silva, José Rímoli, Julio Cesar Voltolini, Leandro Santana Moreira, Luana D'Avila Centoducatte, Luisa Xavier Lokschin, Maíra Benchimol de Souza, Marcelo Passamani, Mariane da Cruz Kaiser, Marluce Rezende Messias Fernandes, Milene Moura Martins, Nayara de Alcântara Cardoso, Renata Bocorny de Azevedo, Renato Gregorin, Renato Richard Hilário, Rogério Fonseca, Rogério Grassetto Teixeira da Cunha, Thallita Oliveira de Grande, Valeska Buchemi de Oliveira e Waldney Pereira Martin. Agradecemos também ao Programa Waimiri Atroari por disponibilizar os dados do monitoramento da estrada e a equipe do Projeto Sauim-de-Coleira, bem como aos biólogos Fernanda Tabacow, Marcello Nery e Leandro Santana Moreira pelo auxílio com os

dados dos muriquis-do-norte eletrocutados no PESB. A. Bager agradece a: Fapemig (Proc. PPM-00139-14; CRA APQ 00604-17) e Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza.

### Referências Bibliográficas

- BAGER, A. et al. Fauna selvagem e atropelamento – Diagnóstico do conhecimento brasileiro. In: Bager, A. (Ed.), Áreas Protegidas: Repensando as escalas de atuação. Porto Alegre, Brasil, pp. 49-62, 2007.
- BAGER, A.; BORGHI, C. E.; SECCO, H. The influence of economics, politics, and environment on road ecology in South America. In: Handbook of Road Ecology, 407-413, 2015.
- BICCA-MARQUES, J. C.; SILVA, V. M.; GOMES, D. F. Ordem Primates. In: REIS, N. R. et al. (Eds.) Mamíferos do Brasil. Londrina, pp. 107-132, 2011.
- CÁCERES, N. C. et al. Mammal occurrence and roadkill in the adjacent ecoregions (Atlantic Forest and Cerrado) in south-western Brazil. *Zoologia* 27 (5): 709-717, 2010.
- CHEREM, J. J.; et al. Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. *Biotemas*, 20(3): 81-96, 2007.
- CHIARELLO, A. G. et al.. In: MACHADO, A. B. M., DRUMMOND, G. M., PAGLIA, A. P. (Eds.). Mamíferos. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, vol.2, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, pp. 680-883, 2008.
- CLEVENGER, A. P.; WALTHO, N. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* 14, 47–56, 2000.
- CUNHA, H. F., MOREIRA, F. G. A.; SILVA, S. S. Roadkill of wild vertebrates along the GO-060 road between Goiânia and Iporá, Goiás State, Brazil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 32(3): 257-263, 2010.
- DE MORAIS-JR, M. M. et al. Os sagüis, *Callithrix jacchus* e *C. penicillata*, como espécies invasoras na região de ocorrência do mico-leão dourado. Em: Oliveira, P.P., Grativol, A.D., Ruiz-Miranda, C.R. (Org.), Conservação do mico-leão-dourado: enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada. 1. ed. Campos dos Goytacazes: Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, v. 1. pp. 86-117, 2008.
- DE MORAIS-JR, M. M. Os saguis (*Callithrix* spp., Erxleben, 1777) exóticos invasores na bacia do rio São João, Rio de Janeiro: biologia populacional e padrão de distribuição em uma paisagem fragmentada. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2010.
- DECRETO Nº 53.146, DE 20 DE JUNHO DE 2008. Define os parâmetros para a implantação, gestão e operação de estradas no interior de Unidades de Conservação de Proteção Integral no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. São Paulo, 2008
- DNIT. Evolução da Malha Rodoviária, 2012. Disponível em <<http://www.dnit.gov.br/planejamento-e-pesquisa/planejamento/evolucao-da-malha-rodoviaria>>. Acesso em: Fevereiro de 2018.
- DUSSAULT, C. et al. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology*, 12: 415-425, 2006.
- FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14: 21, 2009.
- FONSECA, G. A. B.; HERRMANN, G.; LEITE, Y. L. R.. Macrogeography of Brazilian mammals. In : EISENBERG, J. F.; REDFORD, K.H. (Eds.). Mammals of the Neotropics: the central Neotropics. Vol. 3, Ecuador, Peru, Bolívia, Brazil. The University of Chicago, 1999.
- FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 207–231, 1998.

- FUENTES-MONTEMAYOR, E. et al. Living on the edge: roads and edge effects on small mammal populations. *Journal of Animal Ecology*, 78: 857-865, 2009.
- GLISTA, D. J.; DEVAULT, T. L.; DEWOODY, J. A. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning*, 91: 1-7, 2009.
- GOOSEM, M. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, 93: 1587-1595, 2007.
- GORDO, M. Ecologia e conservação do sauí-de-coleira, *Saguinus bicolor* (Primates; Callitrichidae). Tese de Doutorado, Museu Paraense Emílio Goeldi /UFPA, Belém, Pará, 2012.
- GORDO, M. et al. The Challenges of Survival in a Concrete Jungle: Conservation of the Pied Tamarin (*Saguinus bicolor*) in the Urban Landscape of Manaus, Brazil. In: MARSH, L. K.; CHAPMAN, C. A. (Eds.), *Primates in Fragments: Complexity and Resilience, Developments in Primatology: Progress and Prospects*, DOI 10.1007/978-1-4614-8839-2\_23, © Springer Science+Business Media New York. 2013.
- GORDO, M. *Saguinus bicolor*. In: MACHADO, A. B. M., DRUMMOND, G. M., PAGLIA, A. P. (Eds.) *Livro Vermelho da Fauna brasileira Ameaçada de Extinção*, vol 2. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, pp. 750-751, 2008.
- GUMIER-COSTA, F.; SPERBER, C. F. Atropelamentos de vertebrados na Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil. *Acta Amazônica*, 39(2): 459-466, 2009.
- HOLST, B. et al. Lion Tamarin population and habitat viability assessment workshop 2005 - Final report. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, AppleValley, MN, USA. pp. 193, 2006.
- HUIJSER, M. P.; ABRA, F. D.; DUFFIELD, J. W. Mammal road mortality and cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) in São Paulo State, Brazil. *Oecologia Australis*, 17(1): 129-146, 2013.
- IBGE. Mapa de Biomas e de Vegetação, 2004. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>>. Acesso em: Fevereiro de 2018.
- IUCN. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1, 2013. Disponível em: <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Acesso em: Fevereiro de 2018.
- JAEGER, J. A. G. et al. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modeling*, 185: 329-348, 2005.
- JERUSALINSKY, L.; TALEBI, M. G.; MELO, F. R. Plano de Ação Nacional para a conservação dos muriquis. Brasília, DF: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio, v.01. 144p, 2011.
- KIERULFF, M. C. M., RYLANDS, A. B.; DE OLIVEIRA, M., M. 2008. *Leontopithecus rosalia*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. Disponível em: <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Acesso em: Fevereiro de 2018.
- KINZEY, W. G. *New World Primates: Ecology, Evolution, and Behavior*. New York, NY: Aldine de Gruyter. 436p, 1997.
- LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 24: 659-669, 2009.
- LOKSCHIN, L. X. et al. Power lines and howler monkey conservation in Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brazil. *Neotropical Primates*, 14(2): 76-80, 2007.
- MCGREGOR, R. L.; BENDER, D. J.; FAHRIG, L. Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of Applied Ecology*, 45: 117-123, 2008.
- MELO, F. R. Proposta de uma estrada parque para o trecho da BR-474 no entorno da Reserva Particular do Patrimônio Natural "Feliciano Miguel Abdala", Fazenda Montes Claros, Caratinga, Minas Gerais. Relatório Técnico não publicado. Belo Horizonte, MG: DER-MG e Biocenose Ltda. 38p, 2011.
- MELO, F. R.; DIAS, L. G. Muriqui populations reported in the literature over the last 40 years. *Neotropical Primates*, v. 13, n. suppl, 2005.

- MITTERMEIER, R. A. et al. *Saguinus bicolor*. In: IUCN. IUCN Red List of Threatened Species, 2008. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/details/40644/0>>. Acesso em: Fevereiro de 2018.
- MOREIRA, L. S. et al. Rede elétrica como ameaça para a conservação do muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) no Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. Anais do II Congresso Latino Americano e XV Congresso Brasileiro de Primatologia. Recife, PE: SBPr, 2013.
- OMENA JUNIOR, R. et al. Caracterização da fauna de vertebrados atropelada na rodovia BR – 174, Amazonas, Brasil. *Revista Colombiana de Ciência Animal*. 4(2): 291-307, 2012.
- PAGLIA, A.P. et al. Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2nd Edition. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International, Arlington, VA. 76p, 2012.
- PUSEY, A. E.; PACKER, C. Dispersal and Philopatry. In: SMUTS, B.B. et al. (Eds). *Primate Societies*. Chicago: The University of Chicago Press. pp. 250-266, 1987.
- RAVETTA, A. L. et al. Avaliação do Risco de Extinção de Lagothrix cana cana (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1812) no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio. 2015. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/7193-mamiferos-lagothrix-cana-cana-macaco-barrigudo>> . Acesso em: Setembro de 2018.
- REIS, N. R. et al. Sobre os primatas brasileiros. In: REIS, N. R., PERACCHI, A. L.; ANDRADE, F. R. (Eds.) *Primatas Brasileiros*. Londrina, pp. 17-21, 2008.
- RUIZ-MIRANDA, C. R. et al. Behavioral and ecological interactions between reintroduced golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus, 1766) and introduced marmosets (*Callithrix* spp. Linnaeus, 1758) in Brazil's Atlantic coast forest fragments. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49: 9–109, 2006.
- RYLANDS, A. B. et al. An assessment of the diversity of New World primates. *Neotropical Primates*. vol. 8 (2): p. 61-93, 2000.
- SILVA, M. S. et al. Análise do conteúdo estomacal de médios e grandes mamíferos atropelados em duas estradas que cortam a Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil. Anais do 8º Seminário Anual de Iniciação Científica e 2º Seminário de Pesquisa da UFRA, Parauapebas, Pará, 2010.
- SILVA, M. S. et al. Caracterização química do conteúdo estomacal de médios e grandes mamíferos atropelados na Floresta Nacional de Carajás. Anais do 9º Seminário Anual de Iniciação Científica da UFRA, Parauapebas, Pará, 2011.
- STRIER, K. B. *Faces na Floresta*. Rio de Janeiro, RJ: Sociedade Preserve Muriqui. 248p, 2007.
- STRIER, K. B.; MENDES, S. L. The Northern Muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*): Lessons on Behavioral Plasticity and Population Dynamics from a Critically Endangered Species. In: KAPPELER, P.M.; WATTS, D.P. (ds.), *Long-Term Field Studies of Primates*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp. 125-140, 2012.
- TALEBI, M.; SOARES P. Conservation research on the southern muriqui (*Brachyteles arachnoides*) in São Paulo State, Brazil, *Neotropical Primates* 13, 2005.
- TALEBI, M. G. et al. Contextualização sobre *Brachyteles arachnoides* e *Brachyteles hypoxanthus*. In: JERUSALINSKY, L.; TALEBI, M.; MELO, F. R. (Eds.). *Plano de Ação Nacional para a conservação dos muriquis*. 1ª Ed. Série Espécies Ameaçadas no 11. Brasília, DF: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio, 2011. pp. 16-61, 2011.
- TAYLOR, B. D.; GOLDINGAY, R. L. Can road-crossing structures improve population viability of an urban gliding mammal? *Ecology and Society*, 14(2): 13, 2009.
- TAYLOR, B. W.; IRWIN, R. E. Linking economic activities to the distribution of exotic plants. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 101: 17725–17730, 2004.
- TEIXEIRA, F. Z. et al. Canopy bridges as road overpasses for wildlife in urban fragmented landscapes. *Biota Neotropica*. 13(1): 1-7, 2013.

- TROMBULAK, S. C.; FRISSELL, C. A. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14: 18–30, 2000.
- UNESCO. Patrimônio Natural da Humanidade Florestas do Sudeste do Brasil, 1999. Disponível em: <<http://www.unesco.org/new/pt/brasil/cultura/world-heritage/list-of-world-heritage-in-brazil/atlantic-forest-south-east-reserves/#c1465030>>. Acesso em: Fevereiro de 2018.
- VALLADARES-PADUA, C.; CULLEN JR, L.; PADUA, S. A pole bridge to avoid primate road kills. *Neotropical Primates*, v. 3, n. 1, p. 13-15, 1995.
- VAN DER REE, R. et al. Large gaps in canopy reduce road crossing by a gliding mammal. *Ecology and Society*, 15: 35, 2010.
- VAN DER REE, R.; WARD, S. J.; HANDASYDE, K. Distribution and conservation status of possums and gliders in Victoria. In: GOLDINGAY, R. L.; JACKSON, S. (Eds.) *The biology of Australian possums and gliders*. Surrey Beatty and Sons PTY, Chipping Norton, Australia, pp. 91-110, 2004.
- VIEIRA, E. M. Highway mortality of mammals in central Brazil. *Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, v. 48, n. 4, p. 270-272, 1996.
- VIVO, M. How many species of mammals are there in Brazil?. Taxonomic practice and diversity evaluation. In: Bicudo, C.E. M.; Menezes, N. A. (Eds.). *Biodiversity in Brazil: a first approach*. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), São Paulo, pp. 313-321, 1996.
- WESTON, N. et al. Using canopy bridges to link habitat for arboreal mammals: successful trials in the Wet Tropics of Queensland. *Australian Mammalogy*, 33: 93-105, 2011.
- WILSON, R. F.; MARSH, H.; WINTER, J. Importance of canopy connectivity for home range and movements of the rainforest arboreal ringtail possum (*Hemibelideus lemuroides*). *Wildlife Research*, 34: 177–184, 2007.
- ZALESKI, T. et al. Atropelamentos de mamíferos silvestres na região do município de Telêmaco Borba, Paraná, Brasil. *Natureza e Conservação*, 7(1): 81-94, 2009.







# **Caminos respetuosos con los animales, Costa Rica**

Esmeralda Arévalo-Huezo, Esther Pomareda-García & Daniela Araya-Gamboá

---

### **Resumen**

A nivel de la región Centroamericana el transporte eficiente de mercancías es una prioridad que se traduce en mejoras a la red vial. Dada la diversidad biológica de la región estas mejoras en infraestructura vial no deberían traducirse en un aumento del impacto vial en la vida silvestre. En Costa Rica estas mejoras, asfaltado y ampliación de rutas ya han iniciado. A través de las investigaciones que se han realizado a nivel nacional se ha evidenciado el impacto de los caminos actuales en la fauna. Se ha recopilado evidencia sobre atropellos de la fauna, el impacto del ruido y además se ha empezado a tener evidencia de la efectividad de los pasos de fauna o del uso de drenajes por la fauna. Se ha realizado un arduo proceso de divulgación del tema en varios medios de comunicación. Existen valiosas iniciativas que han incluido medidas a lo largo del país como pasos aéreos, pasos inferiores y rotulación. Pero existe la necesidad de que estas medidas sean basadas en monitores de la fauna local para aumentar su efectividad y hacer uso eficiente de los recursos. Por lo tanto, se determinó la necesidad de una herramienta para la incorporación de medidas ambientales basadas en el monitoreo de la fauna en estos proyectos viales, para reducir el impacto en la valiosa biodiversidad. El gobierno ya cuenta con una Guía que le puede servir como base para la incorporación de medidas en los proyectos de infraestructura vial. El proceso en Costa Rica ha dado grandes pasos integrando a los actores de las redes viales y de la vida silvestre; y ha sido visualizado como un proceso de aprendizaje para todos.

### **Abstract**

At the level of Central American region efficient transport of goods is a priority, resulting in improvements to the road network. Given the biological diversity of the region these improvements in road infrastructure should not lead to an increase in road impact on wildlife. In Costa Rica these improvements, paving and extension of routes have already begun. Through the research that has been done at the national level it has demonstrated the impact of existing roads on wildlife. It has compiled evidence on roadkills of wildlife, noise impact and also has begun to evidence the effectiveness of wildlife passages or the use of drains by wildlife. There has been an arduous process of disclosure of the subject in various media. There are valuable initiatives they have included measures throughout the country as arboreal crossings, underpasses and signs. But there is a need for these measures to be based on local wildlife monitoring to increase their effectiveness and make efficient use of resources. Therefore, the need for a tool for incorporating environmental measures based on monitoring wildlife in these road projects to reduce the impact on the valuable biodiversity was determined. The government already has a guide that can serve as a basis for the inclusion of measures in road infrastructure projects. The process in Costa Rica has given big steps by integrating actors related to roads and to wildlife and has been viewed as a learning process for everyone involved.

## Introducción

A nivel regional, existe la Red Internacional de Carreteras Mesoamericanas (RICAM), cuyo objetivo es que Mesoamérica cuente con una red de carreteras que una el comercio y turismo entre estos países, iniciando desde México hasta Panamá, abarcando un total de 13,332 km de carreteras distribuidas en cinco corredores viales (INFANTE, 2012). Para mayo del 2015, los gobiernos de Panamá y Costa Rica, anunciaron el inicio de las primeras obras de este proyecto **“Estudio, Diseño y Construcción del Puente Binacional sobre el Río Sixaola y sus Vías de Acceso (Costa Rica/Panamá)”** (PROYECTO MESOAMÉRICA, 2015).

En Costa Rica, a partir del año 2013, se aumentó el gasto público en un 70%, este incremento se debió principalmente a la inversión en obras de infraestructura vial. La red vial actual en el país es de aproximadamente 35820 Km, de los cuales solo 7600 km pertenecen a la red nacional, de los cuales aproximadamente 5000 km están pavimentados, incluyendo rutas primarias, secundarias y terciarias a lo largo del país y unos 2714 km que aún se conservan sin pavimentar, pero que en los próximos años serán mejorados, ya que durante el 2008 se licitaron 38 proyectos que mejoran un aproximado de 2700 km (MOPT, 2015). Costa Rica es considerado el país con la red vial más extensa de Centroamérica, ya que por cada 2 km<sup>2</sup> de territorio hay un equivalente a 0.78 km de carreteras y caminos (ESTADO DE LA REGIÓN, 2013), por lo que no es de extrañarse que se generen una serie de impactos sobre los ecosistemas y la vida silvestre.

Estos proyectos viales a futuro tanto locales como regionales, obligan al país a contar con un programa de protección y minimización de los impactos que causan las carreteras (pérdida y fragmentación del hábitat, efecto barrera) así como el atropello de fauna silvestre, máxime que Costa Rica es uno de los países más diversos, ya que con tan solo 51.100 km<sup>2</sup>, (0,03% de la superficie mundial) y 589.000 km<sup>2</sup> de mar territorial es considerado uno de los 20 países más biodiversos del planeta. En este pequeño territorio se supone que habitan más de 500.000 especies, lo que representa el 4% de la biodiversidad mundial.

Toda esta riqueza se encuentra protegida dentro del el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC). Gracias a este sistema el país posee poco más del 25% de su territorio bajo alguna categoría de protección, que aumenta gracias al apoyo de la iniciativa privada, al crear reservas privadas dedicadas especialmente al ecoturismo y la investigación (SINAC, 2015) así como el establecimiento del Programa Nacional de Corredores Biológicos que tiene el fin de permitir la movilidad de las especies entre las distintas áreas protegidas, evitando así, el aislamiento de las poblaciones.

Dado que la principal fuente de ingresos económicos del país es el turismo (1,7 millones de visitantes al año) y este turismo depende grandemente de la vida silvestre presente en las áreas protegidas, es importante buscar un equilibrio entre el desarrollo vial y el bienestar de nuestros ecosistemas y las especies que en ellos se encuentran. El principal objetivo es la implementación de carreteras amigables con la vida silvestre en Costa Rica, mediante la incorporación del monitoreo de vida silvestre

en la implementación de medidas ambientales que disminuyan el impacto de las carreteras.

### **Metodología**

Para la elaboración de este documento, se llevó a cabo una recopilación de las investigaciones desarrolladas en el país en las últimas décadas, así como de las que actualmente se encuentran en ejecución, se incluyeron aquellas en donde se evaluó el impacto directo de atropello de fauna, monitoreo de la efectividad de medidas ambientales así como aquellas en donde se evaluaron otro tipo de impactos que causan las carreteras.

Con el fin de determinar qué tipo de medidas de mitigación existen en el país, se recopiló información de todas las carreteras del país que incluyen algún tipo de dichas medidas (pasos aéreos, pasos inferiores y señales de prevención).

Para determinar cuáles son las instituciones que trabajan el tema de carreteras y fauna silvestre, se levantó un listado con todas aquellas que han estado involucradas, tanto gubernamentales como no gubernamentales que han colaborado con la generación de información científica, educación ambiental, divulgación del tema y gestión a nivel político.

### **Resultados y Discusión**

#### **Diagnóstico de investigaciones y sus resultados**

A nivel nacional se cuenta con varias investigaciones en el tema de ecología de caminos, que contemplan el impacto mediante el registro de atropellos de la fauna silvestre. En el Cuadro 1 (Apéndices), se presentan las investigaciones realizadas entre el año 1996 y el 2014 (CC-CVVS, 2013). Además se incluyen las que están en curso durante el 2015. A pesar de que la mayoría han concluido la etapa de colecta y análisis de datos, no todas han sido publicadas. Algunas corresponden a investigaciones científicas con metodologías establecidas y otras a inventarios de animales encontrados en carreteras.

Se puede observar que según las investigaciones realizadas, se ha monitoreado aproximadamente 700 kilómetros lineales, representando únicamente un 5% de la red vial nacional. Cabe resaltar que a nivel de país, aún faltan muchas redes viales por investigar; y se ha promovido entre diversas organizaciones y universidades la generación de investigaciones científicas.

En menor grado se han realizado investigaciones para determinar el éxito de las medidas ambientales que se han construido para minimizar el impacto vial sobre la fauna silvestre. La recopilación de información y seguimiento de las mismas es de suma importancia para demostrar la efectividad de las medidas (Cuadro 2; Apéndices). Solo dos casos se han monitoreado con cámaras trampa, los pasos inferiores

específicos para fauna en el Refugio de Vida Silvestre Hacienda Barú (Ruta 34) y el uso de drenajes por la fauna en el sector del Parque Nacional Santa Rosa (Ruta 1). En su mayoría los monitoreos se han realizado en pasos aéreos.

Paralelo a las investigaciones desarrolladas en carretera, se han realizado otro tipo de investigaciones relacionadas al tema como rescate, rehabilitación, otros impactos, ciencia ciudadana, educación ambiental y priorización de rutas (Cuadro 3; Apéndices).

### **Medidas**

Para reducir el impacto vial en la vida silvestre existen medidas como pasos de fauna, cercas perimetrales, dispositivos de alerta y señalización. En Costa Rica se han implementado principalmente pasos aéreos por iniciativas locales y el Instituto Costarricense de Electricidad (ICE), pasos inferiores por el Ministerio de Obras Públicas y Transportes (MOPT) y Consejo Nacional de Vialidad (CONAVI), y señalización principalmente por iniciativas locales y recientemente por el MOPT. En el cuadro 4 (Apéndices) se ha hecho una recopilación de las principales iniciativas locales y del gobierno.

También se han implementado pasos de fauna aéreos en Tamarindo, Tilarán, Pérez Zeledón, Buenos Aires (Finca Esquivel Volio), Bajo de Los Rodríguez, Uvita, Curú, Gandoca, y Matapalo de Osa.

A la fecha los estudios científicos realizados para evaluar la efectividad de las medidas ambientales implementadas son escasos. Sin embargo, se tiene registro por fotografías, videos o huellas del uso en algunos de ellos. Para el caso de los pasos inferiores construidos en ruta 34 en el RNVS Hacienda Barú, se ha visto el uso por parte de sainos (*Pecari tajacu*), manigordo (*Leopardus pardalis*), tepezcuintle (*Cuniculus paca*), oso hormiguero (*Tamandua mexicana*), armadillo (*Dasybus novemcinctus*), zorro pelón (*Didelphis marsupialis*), mono cariblanco (*Cebus capucinus*), puma (*Puma concolor*), pizote (*Nasua narica*), murciélagos (Chiroptera), iguana (*Iguana iguana*) (VILLALOBOS, 2013).

En el caso de los pasos aéreos, se ha registrado el uso de las siguientes especies: ardillas (*Sciurus sp.*), zorro de balsa (*Caluromys derbianus*), zorrici (*Micoureus alstoni* aff.), martilla (*Potos flavus*), puercoespín (*Coendou mexicanus*), mono cariblanco (*Cebus capucinus*), mono congo (*Alouatta palliata*), mono tití (*Saimiri oesterdii*), perezoso de 2 dedos (*Choloepus hoffmanni*) en los puentes ecológicos colocados en diferentes localidades a lo largo del pacífico de Costa Rica (RODRÍGUEZ, 2013; GARITA; SALAS; WENDT, 2013; MARTIN; PORRAS, 2013; PALAVACINI; CALVO, 2013; CC-CVVS, 2014b; SALOM et al., 2015)

### **Organizaciones**

A nivel de país, existen diversas organizaciones e instituciones que han estado involucradas en el tema de ecología de caminos. Las universidades han promovido las investigaciones científicas entre sus estudiantes, siendo el Instituto de

## **Infraestructura Viária & Biodiversidade**

Conservación y Manejo de Vida Silvestre de la Universidad Nacional, bajo la coordinación del investigador Joel Sáenz, los que iniciaran una de las principales investigaciones en el año 2007. De igual manera la Escuela de Manejo de Recursos Naturales de la Universidad Estatal a la Distancia, la Universidad Nacional (UMA), el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Instituto Tecnológico (TEC), Universidad Técnica Nacional (UTN) y la Universidad de Costa Rica (UCR), han promovido el tema y generando de esta manera otras investigaciones de relevancia.

Diversas organizaciones no gubernamentales, también se han visto involucradas en la generación de información científica, educación ambiental y gestión política en el impacto de las carreteras sobre la fauna silvestre. Entre ellas se puede mencionar a Panthera y el Centro de Rescate Las Pumas; las cuales además en diversos puntos del país están desarrollando proyectos de investigación en carreteras y han apoyado a estudiantes en sus investigaciones y otras agrupaciones interesadas en el tema.

De igual manera se puede citar otras organizaciones o grupos organizados que han realizado diversas gestiones para apoyar el tema, y así poder minimizar el impacto sobre la fauna silvestre; entre ellas se puede citar a ASANA, Grupo Pasos de Fauna Monteverde, Asociación Conservacionista YISKI, Fundación AMBIO, PRESERVE PLANET, APREFLOFAS, Refugio de Vida Silvestre Hacienda Barú, Centro de Estudios Tropicales, McKee Jacó, Cooperación JICA, Reserva Privada de Vida Silvestre Nogal-Chiquita, etc.

En el año 2012, varias de las organizaciones y universidades mencionadas anteriormente, junto con instituciones públicas como el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) incluyendo su Gerencia de Vida Silvestre y el Instituto Nacional de Electricidad (ICE); conformaron la Comisión Vías y Vida Silvestre; la cual durante dos años estuvo realizando diversas gestiones a nivel científico, educacional y legal-político.

Durante este tiempo, otras instituciones se involucraron en diversos procesos y reforzaron las labores que se venían realizando en el tema aisladamente. Entre ellas se puede destacar al Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE), la Unidad de Gestión Ambiental y social (UGAS) y la Dirección General de Ingeniería de Tránsito del MOPT, CONAVI, ICE, y el Laboratorio Nacional de Materiales y Modelos Estructurales (LANAMME).

A inicio del año 2015 se crea el Grupo Vías Amigables con la Vida Silvestre (VAVS), cuyo objetivo es el de minimizar el impacto de la infraestructura humana sobre la fauna silvestre mediante alternativas técnicas prácticas y viables e impulsando la implementación de medidas ambientales. Dicho Grupo, conformado por las autoras de este documento, además ha promovido espacios para la articulación de gestión entre las organizaciones e instituciones que continúan trabajando en el tema de ecología de caminos en el país.

## **Capacitación**

En el tema de capacitación a nivel Nacional se han realizado distintas actividades. En el 2008 se realizó el primer Taller de Impactos de la Infraestructura Humana en la Vida Silvestre, a cargo del ICOMVIS, donde una sección del taller era dedicada a los caminos y sus impactos y durante el 2013 realizan en el país un curso sobre el tema. En el 2013 en la UNED se realiza el primer Simposio Nacional de Ecología de Caminos, que contó con 170 participantes, 15 charlas y 14 carteles.

Se ha dado capacitación en el monitoreo de rutas para incorporar medidas. Al proyecto de pavimentación de la Ruta 606 se les impartió a representantes de la comunidad y organizaciones de Monteverde por parte de Panthera. Este mismo proceso se desarrolló con representantes de la zona de la Ruta 4 por parte del Comité Científico de la Comisión Vías y Vida Silvestre ya que se espera un aumento significativo en el flujo vehicular con la ampliación de la Ruta 32 y posibles cambios a la ruta. En la Universidad de Turismo se impartió una clase enfocada en el tema de Ecología de Caminos dentro del Curso de Zoología Aplicada que reciben los estudiantes de esa institución por parte del Grupo VAVS.

## **Integración de acciones en las políticas del país**

El Comité Científico de la Comisión Vías y Vida Silvestre en un proceso que tomó dos años elaboró la Guía Ambiental: Vías Amigables con la Vida Silvestre. En este proceso se integró a las instituciones del Gobierno relacionadas con la temática como: MOPT, CONAVI, MINAE y LANAMME entre otras. El principal objetivo de esta Guía es el de aportar una herramienta para la incorporación de medidas ambientales (basadas en estudios científicos) en los proyectos de desarrollo vial, durante la fase de planeamiento. En esta se dan pautas claras que los desarrolladores deben seguir para el cumplimiento del objetivo.

Las pautas de la guía ya han sido incorporadas por UGAS-MOPT en los términos de referencia para dos proyectos de desarrollo vial. En el proyecto en la Ruta Florencia-Ciudad Quesada-La Abundancia (Ruta 35) y en Cañas-Limonal (Ruta 1) se están incorporando medidas ambientales basadas en monitoreos de la fauna en el sitio durante la fase de planeación. En la Guía también se incorpora la lista de especies vulnerables al impacto vial la cual fue elaborada para que se incluyera en el Reglamento de la Ley de la Vida Silvestre por MINAE. Además LANAMME está utilizando la guía como base para su Manual de preservación del Medio Ambiente en Proyectos Viales.

En un trabajo conjunto del Comité Científico con la Agencia Publicitaria Garnier (BBDO) y la Dirección General de Ingeniería de Tránsito del MOPT se elaboró el dispositivo de Prevención Nacional para Cruces de Fauna durante el 2014, el cual ya ha sido instalado en dos rutas del país. Además se realizó una sesión de trabajo, en el 2014, junto con las instituciones de gobierno para identificar las Medidas

Ambientales que se pueden aplicar en los proyectos viales del país y para cuáles especies pueden servir.

El Grupo Vías Amigables con la Vida Silvestre aplicó los lineamientos de la Guía al proyecto de ampliación a 4 carriles de 100km de la Ruta 32, para que de esta manera se cuente con las medidas previamente y estas se puedan incluir en el diseño y presupuesto del proyecto constructivo

### **Divulgación del tema**

Con el fin de posicionar el tema a nivel nacional diversos actores relacionados al tema de infraestructura vial y conservación de la fauna silvestre, desde el 2012, han promovido la ecología de caminos en el país.

A través del Comité Científico de la Comisión de Vías y Vida Silvestre, se realizaron alrededor de 23 charlas para presentar la experiencia a nivel nacional en el tema. Además se efectuaron cerca de 16 artículos de prensa (periódico o televisión) (CC-CVVS, 2014a).

A partir del 2015, el Grupo Vías Amigables con la Vida Silvestre se ha enfocado en la divulgación de la Guía Ambiental para Vías Amigables con la Vida Silvestre en diferentes medios de comunicación. Cabe destacar la presentación en importantes reuniones en el 2015 como lo es el Congreso Mesoamericano de Biología para la Conservación realizado en Tabasco México, dentro del Simposio de Impacto de las Infraestructuras Humanas en la Vida Silvestre; y el Simposio de Jaguares y Corredores en Mesoamérica organizado por Panthera. De igual manera se participó con un cartel en la Conferencia Internacional de Ecología y Transporte (ICOET) en Estados Unidos.

### **Conclusiones**

En Costa Rica existen investigaciones científicas que evidencian el impacto de las carreteras en la fauna por atropellos y por el ruido de los vehículos. Cabe resaltar la falta de investigaciones sobre el impacto de las carreteras en los ecosistemas acuáticos como lo son los ríos y de medidas para mantener su conectividad. Además se cuenta con evidencia del uso de la fauna de pasos aéreos, inferiores y de alcantarillas. A nivel nacional con la ayuda de los medios de comunicación se ha hecho un gran esfuerzo de divulgación del tema. El gobierno ha trabajado de la mano con los investigadores para la búsqueda de soluciones al impacto mediante la aplicación de medidas ambientales. Se cuenta con una Guía Ambiental como base para la inclusión de estas medidas y esta Guía ya se ha aplicado en nuevos proyectos viales. Por lo que ya se están incorporando a nivel nacional medidas ambientales basadas en investigación científica en la etapa de planeación de los proyectos viales.

Un paso a seguir es que la Secretaría Técnica Nacional Ambiental solicite a todos los proyectos viales futuros la inclusión de medidas ambientales durante la fase planeación. Queda pendiente identificar junto con las instituciones como MOPT y CONAVI la vía por la cual estas medidas ambientales se puedan incorporar en



aquellos caminos ya construidos que estén impactando la vida silvestre. Se debe iniciar un plan de capacitación a nivel de las instituciones de Gobierno vinculadas con la temática para lograr un trabajo coordinado y con objetivos comunes. Además de mantener el trabajo interinstitucional que tantos frutos ha cosechado para el desarrollo de la Ecología de Caminos en Costa Rica.

## **Agradecimientos**

Agradecemos a todas las personas, organizaciones e instituciones que se han integrado al proceso de implementación de Vías Amigables con la Vida Silvestre para Costa Rica. Especial agradecimiento a Andrea Ávila, Michael Rodríguez, Ronald Villalobos, Michelle Soto, Yócelin Ríos, Deiver Espinoza y Diana Jiménez, ya que las instituciones evolucionan gracias a personas visionarias como ustedes.

## **Referencias**

- AGUILAR, C. Informe sobre nuevos Pasos Aéreos para fauna arborícola en la Ruta 4 Bajos, Bajos de Chilamate, Sarapiquí. San José, Costa Rica. 5 p., 2015.
- ARAYA, D.; SALOM, R. Método para la identificación de pasos de fauna sobre la Ruta 415 dentro del Subcorredor Biológico "Paso del Jaguar". Panthera-Costa Rica. San José, Costa Rica. 39 p, 2013.
- ARAYA, Y. Evaluación del uso de alcantarillas como alternativa para pasos de fauna silvestre en sector entre el cruce de Río Frío y Moín de la Ruta 32, Limón, Costa Rica. Tesis para optar por el grado de Bachillerato. Escuela de Biología. Universidad Latina de Costa Rica. San José, Costa Rica. 36 p, 2015.
- ARÉVALO, E. Evaluación de la Mortalidad de Fauna Silvestre en la Carretera Interamericana Norte, sección Cañas-Liberia, Guanacaste Costa Rica. Tesis sometida a consideración del Tribunal Examinador de Postgrado de la Universidad Nacional para optar al título de Magister Scientiae en Conservación y Manejo de Vida Silvestre. ICOMVIS-Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica. 81 p, Sin Publicar.
- ARÉVALO, E.; ARCE, A.; HONDA, W. Mortalidad de vertebrados en el límite sur oeste del Parque Nacional Carara, Costa Rica. *Revista Mesoamericana*. 12(2): 103, 2012.
- ARÉVALO, J. E.; NEWHARD, K.. Traffic noise affects forest bird species in a protected tropical forest. *Revista de biología tropical*, v. 59, n. 2, p. 969-980, 2011.
- ARTAVIA, A. Identificación y caracterización de cruces de fauna silvestre en la sección de la ampliación de la carretera nacional Ruta 32, Limón, Costa Rica. Trabajo de graduación sometido a consideración de la Escuela de Posgrado como requisito para optar por el grado de Master en Práctica de la Conservación de la biodiversidad. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 183 p, 2015.
- CAMACHO, F.; CHINCHILLA, R. Informe técnico para la ubicación de pasos de fauna en la Carretera Nacional 606 Guacimal – Monteverde, Puntarenas. Universidad de Georgia-Costa Rica. Monteverde, Puntarenas. 10 p, 2013.
- CARVAJAL, V.; DÍAZ, F. Atropello de Mamíferos silvestres, en la Ruta de acceso al cantón de Liberia, Guanacaste, Costa Rica. *Revista Ventana*, N° 01 (7). Tecnológico de San Carlos. p. 12-14, 2013.
- Comité Científico-Comisión Vías y Vida Silvestre 2014b Sesión de trabajo: Medidas Ambientales para Vías Amigables con la Vida Silvestre. San José, Costa Rica. 10pp, 2014.

- Comité Científico-Comisión Vías y Vida Silvestre. 2013. Memoria del 1er Simposio de Ecología de Caminos. Comité Científico-Comisión Vías y Vida Silvestre. Ed. Menacho-Pomareda. San José, Costa Rica. 48 p.
- Comité Científico-Comisión Vías y Vida Silvestre. 2014a. Informe de Labores: 2012-2014.
- CORDERO, M.; POMAREDA, E. Rescate y rehabilitación de fauna impactada por atropellamiento y electrocución en Guanacaste. Memoria del I Simposio Ecología de Caminos. UNED. San José, Costa Rica. 48 p, 2013.
- DÍAZ, N. et al. Análisis del Conflicto entre Fauna Silvestre y el Tendido de Cable Eléctrico en la Península de Nicoya, Guanacaste, Costa Rica. Tesis sometida a consideración del Tribunal Examinador de Postgrado de la Universidad Nacional para optar al título de Magister Scientiae en Conservación y Manejo de Vida Silvestre. ICOMVIS-Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica. 81 p. 2014.
- ESTADO DE LA REGIÓN. Estado de la Región: Estadísticas de Centroamérica 2013. Disponible en:  
<[http://www.centralamericadata.com/es/article/home/Estado\\_de\\_la\\_Regin\\_Estadsticas\\_de\\_Centroamrica\\_2013](http://www.centralamericadata.com/es/article/home/Estado_de_la_Regin_Estadsticas_de_Centroamrica_2013)>. Acceso em: Fevereiro de 2018.
- GAMBOA, D. A. et al. Identificación de cruce de fauna en la Ruta 10 dentro del Subcorredor Biológico "Paso del Jaguar". Proyecto Caminos Amigables con los Animales. Panthera. San José, Costa Rica, Sin publicar.
- GAMBOA, D. A. et al. Monitoreo local de animales silvestres en la Ruta 415, Subcorredor Biológico "Paso del Jaguar". Proyecto Caminos Amigables con los Animales. Panthera. San José, Costa Rica, Sin Publicar.
- GAMBOA, D. A., POMAREDA, E.; ARÉVALO, E. Carretera del Cerro de la Muerte y las Dantas. Grupo Vías Amigables con la Vida Silvestre. San José, Costa Rica. 4 p., 2015.
- GARCÍA, S. B. Proyecto Protección de Fauna Silvestre en la Costanera Sur (PRASCOSUR). Memoria del I Simposio Ecología de Caminos. UNED. San José, Costa Rica. 48 p, 2013.
- GARITA, P.; SALAS, G.; WENDT, A. Proyecto de Puentes Ecológicos Puerto Viejo de Sarapiquí. Refugio de Vida Silvestre Privado Nogal. Memoria del I Simposio Ecología de Caminos. UNED. San José, Costa Rica. 48 p, 2013.
- GÓMEZ, P.; MONGE, J. Fauna Silvestre Víctima de Las Carreteras: El Caso de Costa Rica. Repertorio Científico. Vol 6 N (8 y 9). San José, Costa Rica. p. 47-50, 2000.
- GUTIÉRREZ, D.; BURBANO, D. Creación de un portal web para la implementación de ciencia ciudadana en el monitoreo de fauna silvestre en las carreteras de Costa Rica. ICOMVIS-UNA. Memoria del I Simposio Ecología de Caminos. UNED. San José, Costa Rica. 48 p, 2013.
- GUTIÉRREZ, D.; SÁENZ, J. Identificación de carreteras con alto impacto sobre la fauna silvestre en la red vial de Costa Rica. ICOMVIS-UNA. Memoria del I Simposio Ecología de Caminos. UNED. San José, Costa Rica. 48 p, 2013.
- HONDA, W. Informe final de las actividades de voluntariado en el Parque Nacional Carara 2010-2012. Convenio JICA-SINAC. San José, Costa Rica. 70 p, 2012.
- INFANTE, I. Corredor Mesoamericano de Integración. Integrando Mesoamérica por el Pacífico. 2012. Disponible em:  
<<http://www.proyectomesoamerica.org/joomla/images/Documentos/Articulos/Corredor%20Mesoamericano%20de%20Integracion%20integrando%20Mesoamerica%20por%20el%20Pacifico.pdf>>. Acceso em: Fevereiro de 2018.
- LOBO, H.; LANGEN, T.; SÁENZ, J. Mortalidad de herpetofauna por atropello en la Carretera Interamericana Norte, Área de Conservación Guanacaste. ICOMVIS-UNA. Memoria del I Simposio Ecología de Caminos. UNED. San José, Costa Rica. 48 p, 2013.
- MADRIGAL, G. Determinación del impacto por atropello de la fauna silvestre en el Parque Nacional Braulio Carrillo, sector Quebrada González, en la Ruta Nacional No. 32, con el fin de proponer acciones de mitigación ambiental. Tesis Bachillerato en Manejo de Recursos Naturales. UNED. San José, Costa Rica. 136 p, Sin publicar.

- MARTÍN, M. A.; PORRAS, P. Evaluación del uso de puentes para monos según la percepción de la comunidad de Manuel Antonio, Quepos, Costa Rica. Centro de Rescate Kids Saving the Rainforest. Memoria del I Simposio Ecología de Caminos. UNED. San José, Costa Rica. UNED 48 p, 2013.
- MENACHO, R.; ESCALANTE, M. Atropello de animales silvestres: un acercamiento a través de la educación ambiental. Universidad Estatal a la Distancia. Memoria del I Simposio Ecología de Caminos. UNED. San José, Costa Rica. UNED 48 p, 2013.
- MONGE, F.; VÍQUEZ, J.; FALLAS, M. Mortalidad y conservación de aves y mamíferos en carretera Interamericana Sur, límite con el Parque Nacional Los Quetzales. Liceo de Tarrazú. Tarrazú, Costa Rica. 46 p, 2013.
- MONGE, J. Vertebrate mortality on tropical highways: The Costa Rica Case. *Vida Silvestre Neotropical* 5 (2): 154-156, 1996.
- NAVARRO, L.; CALVO, M. Construcción de Rutas Nacionales: N° 257 (sección Sandoval-Moín); N° 04 (sección Chilamate-Vuelta Kooper); y la Ampliación y Rehabilitación de la Ruta Nacional N° 1 (sección Cañas-Liberia). Unidad de Gestión Ambiental y Social-MOPT. Taller de Medidas Ambientales. Universidad Latina. San José Costa Rica, 2014.
- PALAVACINI, P.; CALVO, O. Pasos de Fauna de Monteverde. CIEE Monteverde. Memoria del I Simposio Ecología de Caminos. UNED. San José, Costa Rica. 48 p, 2013.
- PÉREZ, B. Medidas de Mitigación en Redes de Distribución Eléctrica. Área de Sostenibilidad Ambiental. Instituto Costarricense de Electricidad. Memoria del I Simposio Ecología de Caminos. UNED. San José, Costa Rica. 48 p, 2013.
- POMAREDA, E. Atropello de fauna Silvestre y su rescate en Cañas, Guanacaste. Presentación en Foro: "Marco Legal para la Regulación del Impacto de Infraestructura Vial y Eléctrica en la Vida Silvestre en Costa Rica". UNED. San José, Costa Rica. 38 p, 2012.
- POMAREDA, E.; GAMBOA, D. A. Registros de mustélidos, felinos y otros mamíferos mayores en las carreteras de Costa Rica. Centro de Rescate Las Pumas y Panthera, Sin publicar.
- PROYECTO MESOAMÉRICA 2015. Revisado setiembre 2015. Disponible em: <<http://www.proyectomesoamerica.org/>>. Acceso em: Fevereiro de 2018.
- QUIRÓS, J. Identificación de rutas de paso utilizadas por fauna silvestre relacionando el uso del suelo y las complejidades estructurales de la carretera en el área de influencia norte del Parque Nacional Volcán Arenal. Licenciatura Manejo Recursos Naturales. San José, Costa Rica, UNED. San José, Costa Rica. 70 p, 2015, Sin Publicar.
- RODRÍGUEZ, M. Eficacia de Puentes Ecológicos en caminos y bajo una Línea de Transmisión construida por el ICE. Proyecto Líneas de Transmisión Atlántica/ Línea de Transmisión PH Cariblanco – PI Sucio. Instituto Costarricense de Electricidad. Memoria del I Simposio Ecología de Caminos. UNED. San José, Costa Rica. 48 p, 2013.
- ROJAS-JIMÉNEZ, K. Estudio Técnico para la Instalación de Pasos de Fauna Superiores e Inferiores y Medidas para Minimizar el impacto de la Infraestructura Vial sobre la Vida Silvestre del Proyecto Cañas-Limonal. Financiado por UGAS-MOPT-CONAVI, Sin publicar.
- ROJAS-JIMÉNEZ, K.; CRUZ-LIZANO, I. Estudio Técnico para la Instalación de Pasos de Fauna Superiores e Inferiores y Medidas para Minimizar el impacto de la Infraestructura Vial sobre la Vida Silvestre de los Proyectos: La Abundancia-Ciudad Quesada y La Abundancia-Florencia. Financiado por UGAS-MOPT-CONAVI. 92 p., 2015.
- ROJAS, E. Atropello de vertebrados en una carretera secundaria en Costa Rica. Centro de Rescate Tortufauna, La Garita de Alajuela, Costa Rica. *Research Journal of the Costa Rican Distance Education University*. Vol. 3 (1): 81-84, 2010.
- ROJAS, P. Conductores y carreteras nacionales se ensañan contra iguanas, zorros y zopilotes, señala estudio. *CRHOY*. San José (Costa Rica): Octubre 20, 2014.
- RUBÍ, J. La muerte de especies silvestres en la Carretera Interamericana Sur producto de la colisión directa con los vehículos en el tramo frente al Parque Nacional los Quetzales. Informe

- de Práctica dirigida para optar por el título de Bachiller en Manejo de Recursos Naturales. UNED. San José, Costa Rica. 57 p, 2014.
- SÁENZ, J.; LANGEN, T.; TORRES, L. Mortalidad de fauna silvestre por atropellamiento en la carretera interamericana que cruza el Área de Conservación Guanacaste y Determinación de pasos de fauna. Presentación en Foro: "Marco Legal para la Regulación del Impacto de Infraestructura Vial y Eléctrica en la Vida Silvestre en Costa Rica". UNED. San José, Costa Rica. 52 p, 2012.
- SALAS, G. et al. Anteproyecto de Investigación: Identificación y caracterización de pasos de fauna silvestre en 42 km de la Ruta 4, Sarapiquí, Heredia, Costa Rica. Reserva Nogal y Universidad Estatal a la Distancia. Sarapiquí Heredia. 14 p, 2015.
- SALAS, M. Modelos de conectividad para el establecimiento de pasos de fauna silvestre en la sección de carretera nacional No. 35 San Ramón -La Abundancia, San Carlos, Costa Rica. Tesis para optar por el grado de Maestría en Desarrollo Sostenible, Conservación de Recursos Biológicos, UCR, SO. Simposio de Biodiversidad de Fauna. Día de Parques Nacionales en Área de Conservación Arenal Huetar Norte. Fortuna, San Carlos, Sin Publicar.
- SALOM, R. P. et al. Programa de monitoreo de mamíferos medianos y grandes en el Subcorredor Biológico Barbilla-Destierro/Paso del jaguar Informe #3 para el Banco Interamericano de Desarrollo. Panthera. San José, Costa Rica, 2015.
- Sistema Nacional de Áreas de Conservación- SINAC. Revisado setiembre 2015. Disponible em: <<http://www.sinac.go.cr>>. Acesso em: Fevereiro de 2018.
- TAMAYO, M. L. T. Funcionalidad de estructuras subterráneas como pasos de fauna en la carretera interamericana Norte que cruza el área de conservación Guanacaste, Costa Rica, Tesis para optar al grado de Magister Scientae en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 134 p, 2011.
- UGALDE, A.; CARBONELL, F. Impacto de la carretera interamericana sur sobre la fauna de los páramos y bosques de altura del Parque Nacional Tapantí Macizo de la Muerte y la Reserva Forestal Rio Macho. Área de Conservación La Amistad Pacífico (ACLAP-SINAC). Memoria del I Simposio Ecología de Caminos. UNED. San José, Costa Rica. 48 p, 2013.
- VILLALOBOS, R. Monitoreo de Pasos de Fauna en el Refugio Nacional de Vida Silvestre Barú. Hacienda Barú. Memoria del I Simposio Ecología de Caminos. UNED. San José, Costa Rica. 48 p, 2013.

## Apéndices

**Cuadro 1.- Investigaciones sobre Ecología de Caminos en Carreteras de Costa Rica**

Año	Autor y año de publicación	Instituciones	Ruta: Ubicación	Kilómetros
1996	Monge, J. 1996			-
	Gómez, P. y J. Monge. 2000	UNED	1: Pacífico, 2: Central, 32: Caribe	
2007	Sáenz et al. 2012	ICOMVIS	1: PN Santa Rosa-Guanacaste	31
2007	Lobo et al. 2013	ICOMVIS	1: PN Santa Rosa-Guanacaste	31
2008	Carvajal, V. y Díaz, F. 2013	TEC-San Carlos	142: Ciudad Quesada-Liberia	162
2008	Carvajal, V. y Díaz, F. 2013	TEC-San Carlos	4: Río Frío-Chilamate	64
2010	Rojas, C.2010	CR Tortufauna	136: Garita, 3: Orotina-SJ, 27: Caldera-SJ	-
2010	Honda et al. 2012			
	Arévalo et al. 2012	JICA-SINAC	34: Parque Nacional Carara	4,7
2011	Araya, D. y Salom, R. 2013	Panthera	415: SB Barbilla- Destierro	15
2012	Araya-Gamboa, D. et al*	Panthera	10: SB Barbilla- Destierro	19
2008	Pomareda, E. 2012	Centro de Rescate Las Pumas	1: Cañas-Bagaces	15
2013	García, S. 2013	PRASCOSUR	4: Baru-Uvita	42
2013	Camacho, F. y R. Chinchilla. 2013	UGA-Costa Rica	606: Guacimal-Monteverde	13
2013	Madrigal, G.*	UNED	32: PN Braulio Carrillo	5,5
2013	Monge et al. 2013	Liceo de Tarrazú	2: PN Los Quetzales	22
2012	Rojas, P. 2014	UCR-Turismo Ecológico	17, 23, 27, 34 y 2: Puntarenas-Paso Canoas	-
2014	Araya-Gamboa et al.*	Panthera	415: SB Barbilla- Destierro.	15
2014	Aguilar, C. 2015	UTN	4: Vuelta Kooper-Bajos de Chilamate	6
2014	Rubí, J. 2014	UNED	2: PN Los Quetzales	9
2013	Ugalde, A. y Carbonell F. 2013	ACLAP-SINAC	2: PN Tapanti y Reserva Forestal Río Macho	-
2013	Arévalo-Huezo, E.*	ICOMVIS	1: Cañas-Liberia	40
2014	Quirós, J.M.*	UNED	142: PN Volcán Arenal	16,1
2014	Artavia, A. 2015	CATIE	32: Río Frío-Moín	94,9
2014	Salas, M.**	UCR	35: San Ramón-San Carlos	29,7
2015	Rojas-Jiménez, K. y Cruz-Lizano, I. 2015	UGAS-MOPT-CONAVI	35: Florencia-Ciudad Quesada-La Abundancia	7
2015	Salas et al.**	CB San Juan-La Selva	4: Sarapiquí-Río Frío	42,4
2015	Rojas et al. **	UGAS-MOPT-CONAVI	1: Cañas-Limonal	15

\*Concluida etapa de colecta de datos y análisis, datos sin publicar. \*\*En proceso de investigación. PN=Parque Nacional SB=Subcorredor Biológico.

## Infraestructura Viaria & Biodiversidade

Cuadro 2.- Investigaciones enfocadas en las Medidas Ambientales.

Año	Autor	Instituciones	Tema
2011	Torres, L. 2011	CATIE	Uso de alcantarillas como pasos en PN Santa Rosa-Guanacaste
2012	Martín, MP. y P. Porras. 2013	Kids Saving The Rainforest	Puentes para Monos en PN Manuel Antonio
2013	Pérez, B. 2013	ICE	Medidas de mitigación en Redes de Distribución Eléctrica
2013	Villalobos, R. 2013	Refugio de Vida Silvestre Barú	Pasos de Fauna (Aéreos e inferiores) en el Refugio de Vida Silvestre Barú
2013	Rodriguez, M. 2013	ICE-Sarapiquí	Eficacia de Puentes Ecológicos en caminos bajo una línea de transmisión
2013	Palavacini, P. y O. Calvo. 2013	CIEE Monteverde	Pasos de Fauna, Monteverde
2013	Garita, P. et al. 2013	CHIQUITA	Puentes Ecológicos en Refugio de Vida Silvestre Nogal, Puerto Viejo de Sarapiquí
2013	Navarro, L. y M. Calvo. 2014	UGAS-MOPT- CONAVI LN Consultores	Monitoreo de Ruta 257, 04 y 01.
2014	Salom-Pérez, R. et al. 2015	Panthera/SBBD/BID/ ICE	Monitoreo de Pasos Aéreos en la Ruta 415 en el SBBD
2015	Araya, Y. 2015	Universidad Latina	Monitoreo de alcantarillas en Ruta 32
2015	Araya et al. 2015	Grupo Vías Amigables con la Vida Silvestre	Medidas Ambientales para la ampliación de la Ruta 32

PN=Parque Nacional

**Cuadro 3.-** Investigaciones en otros temas relacionados a la Ecología de Caminos

Año	Autor	Instituciones	Tema
2009	Cordero, M. y Pomareda, E.	Centro de Rescate Las Pumas	Rescate y Rehabilitación de fauna impactada por atropellamiento y electrocución en Guanacaste
2011	Arévalo, E. y K. Newhard. 2011	Centro de Estudios Tropicales	Efecto del ruido en carretera sobre la bioacústica (aves) en áreas protegidas
2013	Menacho, R. y Escalante, M.	UNED	Atropello de animales silvestres: un acercamiento a la educación ambiental
2013	Gutiérrez D. y D. Burbano	ICOMVIS	Ciencia Ciudadana: Aplicación Telefónica para el Monitoreo de Fauna Silvestre
2013	Gutiérrez, D. y J. Sáenz. 2013	ICOMVIS	Identificación de carreteras con alto impacto sobre la fauna silvestre
2014	Díaz, N. et al 2014	ICOMVIS	Análisis Conflicto entre Fauna Silvestre y Tendido del cable eléctrico en Península de Nicoya
2008-2015	Pomareda, E. y D. Araya-Gamboa.	Centro de Rescate Las Pumas/ Panthera	Registros de presencia de felinos, mustélidos y mamíferos mayores en carreteras.
2013-2015	Salom, R. et al. 2015	Panthera	Monitoreo de Rutas 415 y 10 en SBBD
2015	Araya-Gamboa et al. 2015	Grupo Vías Amigables con la Vida Silvestre	Atropello de Dantas en Carretera Interamericana Ruta 2

## Infraestructura Viária & Biodiversidade

**Cuadro 4.-** Medidas ambientales implementadas para reducir el impacto vial en la vida silvestre.

Medidas Ambientales	Áreas Ambientalmente Frágiles	Ruta	Institución
Señal local	CB Paso del Mono Aullador (CBPMA)	1	Consejo Local CBPMA
Señal local	CB Tenorio Miravalles (CBTM)	6	Consejo Local CBTM
Señal local	RB Bosque Nuboso	620	CCT-CIEE
Señal SIECA	CB Fila Zapotal	133	MOPT
Señal SIECA	CB OSREO	27	MOPT- Autopista del Sol
Señales SIECA	RNVS Ostional	160	MOPT
Señales local	CB Aguirre	618	Kids Saving the Rain Forest
Señales local	CB Pájaro Campana	606	CIEE
Señales local	CB Cordillera Volcánica Central	10	CATIE
Señales local	PN Los Quetzales	2	Liceo Tarrazu, Sierra to Sea, ACLAP-SINAC
Señal local	CB Palya Hermosa	34	MOPT-Mckee Jaco
Señal Oficial	PN Santa Rosa-PN Guanacaste	1	MOPT
Señal Oficial	PN Carara	34	MOPT
Señales Oficial	PN Braulio Carrillo	32	MOPT
Señal SIECA	CB Cordillera Volcánica Central	415	Panthera-ICE
Pasos Aéreos	CB Chorotega	Varias	Salvemonos-Coopeguanacaste
Pasos Aéreos	CB Cordillera Volcánica-Talamanca	415	Panthera-ICE
Pasos Aéreos	CB Paso de la Danta	34	RNVS Hacienda Barú-MOPT
Pasos Aéreos	CB Aguirre	618	Kids Saving the Rain Forest-ICE
Pasos Aéreos	CB Cordillera a Cordillera	257	MOPT UGAS
Pasos Aéreos	CB Pájaro Campana	606	Comisión Pasos de Fauna Monteverde
Pasos Aéreos	CB Rincón-Barbudal	1	UGAS-MOPT-CONAVI
Pasos Aéreos	CB San Juan- La Selva	secundarias	Refugio de Vida Silvestre Privado Nogal
Pasos Aéreos	CB San Juan- La Selva	secundarias	ICE
Pasos Aéreos	CB San Juan- La Selva	4	UGAS
Pasos Aéreos	CB Amistosa	245 y 14	ICE
Pasos Aéreos	CB Lago Arenal Tenorio	142	ICE
Pasos Inferiores	CB Cordillera-Cordillera	257	UGAS-MOPT-CONAVI
Pasos Inferiores	CB Rincón-Barbudal	1	UGAS-MOPT-CONAVI
Pasos Inferiores	CB San Juan-La Selva	4	UGAS-MOPT-CONAVI
Pasos Inferiores	CB Paso de la Danta	34	RNVS Hacienda Barú-MOPT

PN=Parque Nacional RNVS=Refugio nacional de Vida Silvestre CB=Corredor Biológico RB=Reserva Biológica.



# Historia vial de Colombia

Juan C. J. Fayad, Fernando Vargas-Salinas, Maria M. V. López,  
José L. G. Manosalva & Camilo R. Pava

---

---



### **Resumen**

Este capítulo busca dar una idea general de cómo se ha desarrollado el tema de la ecología de carreteras en Colombia, cuál ha sido su proceso histórico, sus avances, perspectivas y retos futuros. Dentro del desarrollo del capítulo también se relaciona la normativa ambiental existente en el país para la construcción de las carreteras, y se da una visión general de cómo, a pesar de existir diversos instrumentos legales, la poca aplicación y control alrededor de estos sigue generando que la operación de las carreteras represente una importante problemática para la fauna y flora. Finalmente, se hace mención de algunos grupos, investigadores e instituciones que actualmente están desarrollando trabajos académicos y educativos para entender, cuantificar y buscar alternativas de mitigación al atropellamiento de fauna silvestre en el país. Es de destacar que el actual interés por el tema, así como la creciente articulación que se está gestando entre instituciones del estado, la academia, los constructores y operadores de las vías, representa un motivo de optimismo en la consolidación de medidas efectivas y contextualizadas, que lleven a una disminución de los efectos negativos de las infraestructuras viales dentro del país.

### **Abstract**

This chapter seeks to give a general idea on how the road ecology has been developed in Colombia, what has been its historical process, the advances, perspectives and future challenges. The development of the chapter also relates the existing environmental regulations in the country for road construction, and gives an overview of how, despite the existence of various legal instruments, the limited application and control around these topics the operation of roads still represent an important problem for fauna and flora. Finally, we mention some groups, researchers and institutions that are currently developing academic and educational work to seek, quantify and understand the mitigation alternatives to this phenomenon in the country. It is noteworthy that the current interest in the subject, as well as the growing articulation that is taking place among state institutions, academia, road builders and operators, represents a reason for optimism in the consolidation of effective and contextualized measures, that lead to a decrease in the negative effects of road infrastructure within the country.

## **Introducción**

### **Aspectos históricos**

“La historia del transporte en Colombia y su infraestructura está llena de tropiezos y, consecuentemente, no es fácil de relatar”. Andrés Uriel Gallego. Ministro de transporte 2002 a 2010.

A principios del siglo XX, Colombia contaba con caminos de herradura dispersos; los arrieros, hombres a pie con ayuda de mulas, movilizaban los productos, complementando con el transporte fluvial y férreo (Bravo, 2014). En 1905, el presidente Rafael Reyes Prieto creó el Ministerio de Obras Públicas, organismo que expidió las normas para la ejecución de los sistemas de transporte, y adelantó la construcción de la infraestructura vial del país. En dicha época sólo existían algunos coches de alquiler en Bogotá, unos pocos para el servicio de altos dignatarios o ricos empresarios en Barranquilla, Cartagena y Bogotá (Alvear, 2007).

Entre 1907 y 1914 se adelantó la construcción de 600 Km de carreteras primitivas las cuales, se encontraban dispersas en el territorio Colombiano. Con la llegada del automóvil, se buscó comunicar las poblaciones rurales con sus centros regionales. La principal obra en este periodo la constituye la Carretera Central del Norte - CCN entre Bogotá y Cúcuta, cumpliendo el sueño del presidente Reyes de hacer posible el viaje desde la capital del país hasta su pueblo natal (Alvear, 2007).

Los ferrocarriles monopolizaron el transporte hasta 1930, cuando se inició la era de las carreteras. Nos cuenta Alvear Sanin “Efectivamente, entre 1926 y 1930 se disparó la construcción de carreteras en lugares alejados de las pocas ciudades donde se encontraban unos poquísimos automóviles. Por esas carreteras vacías, que duraban hasta el siguiente invierno, circulaban apenas recuas de mulas”. A 1932 el país ya tenía una red de 3.000 Km de carreteras (Alvear, 2007).

El Gobierno Nacional mediante la Ley 88 de 1931 creó el Consejo Nacional de Vías de Comunicación, encargado de preparar el primer plan de Carreteras Nacionales; con esto se inició la construcción de vías regionales. Según el estudio Barnhart, entre 1932 y 1948 la red vial nacional pasó de 3.006 a 11.607 kilómetros. Sólo hasta 1938 se reconoce la necesidad de pavimentar las carreteras, no sólo por la economía de los vehículos, sino también por la duración de las obras y la reducción de costos (Alvear, 2007).

En 1943 circulaban en Colombia 9,544 vehículos, para los cuales el gobierno de los Estados Unidos asignó una cuota de 55.000 llantas. En 1944 el gobierno de los Estados Unidos suspende la producción de vehículos no militares. Nadie sabía cuándo terminaría la segunda guerra mundial, pero pronto se presentó la escasez de llantas, que inmovilizó un gran número de automotores, sin embargo, esto no impidió que en Colombia se siguieran construyendo carreteras (Alvear, 2007).

El fuerte invierno de 1949, destruyó gran parte del sistema de carreteras en el país; durante este año se aprueba un nuevo Plan Vial que buscaba la reconstrucción

de las vías existentes y el aumento de nuevos kilómetros de vías. En la década del 50, se destacaron las inversiones en los sistemas de transporte, destinándose más de 10.000 millones de pesos. La mitad fueron inversiones en carreteras, ferrocarriles, puertos y aeropuertos. Para este tiempo se afianza la era de las carreteras y se inicia la decadencia de los sistemas fluvial y férreo. A esta fecha, el país contaba con 13.172 Km de vías nacionales de los cuales solo 1.350 estaban pavimentadas, 9.777 en macadam y 2.045 con piso de tierra (Alvear, 2007). Las inversiones del 50 dejaron en 1960 una red básica de carreteras, que conectó los municipios que albergaban el 90% de la población del país. Para complementarla, se creó en ese mismo año el Fondo Nacional de Caminos Vecinales, con la finalidad de construir caminos de penetración (Bravo, 2014). En 1966 el país llegaba a 27.000 Km en carreteras, mientras que en 1992 se registraban 68.567 Km. Durante este lapso de tiempo la población colombiana pasó de 4'130.000 a 35'000.000 habitantes (Alvear, 2007).

La utilización de las carreteras aumentó significativamente desde 1975. Entre este año y el año 2006 el tránsito promedio diario (TPD) se multiplicó por 5, y pasó de 500 a 2.500 vehículos por día; sin embargo, estas cifras eran bajas en un comparativo a nivel internacional. En este fenómeno juega un papel importante el reducido parque automotor nacional, que apenas llegaba a 3 millones de vehículos automotores y a poco más de 2 millones de motos (Acevedo, 2009).

En una economía expuesta a presiones competitivas, la red de transporte debe reducir eficientemente el costo generalizado de viaje. Si Colombia hubiera elegido un modelo de economía abierta en el siglo XX, la red primaria se hubiera orientado a conectar entre sí las grandes ciudades, y estas con los puertos y los pasos de frontera, evadiendo pasar por ciudades que no estuvieran en el trazado más eficiente en geometría y costo generalizado de viaje. Esto no sucedió. La red primaria trazada a partir de 1925 seguía los vaivenes de la topografía, con gastos superiores de combustible y seguridad precaria. El problema de la red vial primaria colombiana no es solo cuantitativo (retraso en la inversión), sino cualitativo (disfuncionalidad para el comercio) (Ministerio de Transporte, 2016b).

### **Las carreteras hoy**

El Ministerio de transporte de la República de Colombia, en cumplimiento de la Ley 1228 de 2008, asume la función de reordenar el Sistema Nacional de carreteras o Red Vial Nacional de carreteras. Para ello, presenta en su guía para realizar la categorización de la Red Vial Nacional las siguientes definiciones que permiten categorizar las carreteras independientemente del nivel administrativo al que pertenezcan: nivel nacional, departamental, municipal o distrital (Ministerio de transporte, 2014).

El sistema nacional de carreteras o Red Vial Nacional está compuesto por la red de carreteras a cargo de la nación, red de carreteras a cargo de los departamentos, red de carreteras a cargo de los municipios y red de carreteras a cargo de los distritos especiales. Cada una de estas redes podrá estar conformada, a su vez, por vías de

diferentes categorías, esto es, arteriales o de primer orden, intermunicipales o de segundo orden y veredales o de tercer orden (Ministerio de transporte, 2014).

Colombia, a diferencia de muchos países, cuenta con un importante número de centros urbanos y productivos en la parte central del territorio sobre los Andes, lejos de los accesos marítimos del Océano Pacífico y del Mar Caribe. Estas particularidades del desarrollo poblacional y productivo han representado un gran reto en infraestructura para conectar el centro del territorio con los puertos marítimos; a través de los cuales se moviliza no sólo un significativo número de pasajeros, sino también gran parte de la producción nacional que se exporta y los bienes importados al país para su consumo interno (Ministerio de transporte, 2014).

Debido a la configuración geográfica de Colombia, su sistema de carreteras se ha consolidado parcialmente a través de las vías troncales que recorren el país en el eje norte-sur. En el sentido este-oeste, la red vial no ofrece una adecuada articulación y complementación con la red troncal. Adicionalmente, las condiciones de estado, capacidad y nivel de servicio que ofrecen las vías no son uniformes a lo largo de los corredores. En un mismo corredor se puede pasar de tramos o sectores viales con adecuados niveles de servicio a sectores con bajos niveles de servicio, tanto en infraestructura como en operación (EPYPSA, 2013).

De acuerdo con las cifras del Ministerio de Transporte de 2015, la infraestructura vial de Colombia tiene una longitud aproximada de 206.727 Km, de los cuales el 9% (19.306Km) corresponden a red vial primaria, 22% (45.137 Km) a la red vial secundaria, 68% (142.284 Km) a la red vial terciaria. El 46% de la red vial primaria se encuentra a cargo del Instituto Nacional de Vías – INVIAS, otro 53% de la Agencia Nacional de Infraestructura – ANI – y el restante 1%, se encuentra bajo responsabilidad del gobierno departamental. Colombia tiene una densidad de vías pavimentadas de 1.9 km/100 km<sup>2</sup>, menor al promedio de América Latina (Ministerio de Transporte, 2016a).

En la última década, el Gobierno Nacional ha desarrollado una serie de acciones estratégicas orientadas al fortalecimiento de la infraestructura vial primaria, entre las cuales se encuentra la estructuración del Programa más ambicioso de la historia del país, en cuanto a concesiones viales - 4G. Este programa contempla la construcción, la ampliación y la modernización de los principales corredores viales de carga de comercio exterior, que conectan los principales centros de producción y consumo con los puertos marítimos, aeropuertos y pasos de frontera (Ministerio de transporte, 2014).

### **El futuro de las vías en Colombia**

El Gobierno del Presidente Juan Manuel Santos diseñó el Plan Maestro de Transporte Intermodal (PMTI) 2015-2035. El Plan (Figura 1.), surge luego de un año de investigaciones sobre el sector en Colombia y que permitió identificar las necesidades de conectividad en cada uno de los 32 departamentos del país, con el fin de construir una metodología basada en criterios objetivos que brinden soluciones

efectivas y eficientes. "El plan tiene tres objetivos clave: 1) impulsar el comercio exterior, reduciendo los costos y tiempos de transporte, 2) potenciar el desarrollo regional mejorando la calidad de las redes con propósitos de accesibilidad y 3) integrar el territorio, aumentando la presencia del Estado", expresa el vicepresidente German Vargas Lleras en el marco del Congreso Nacional de Infraestructura que se desarrolló en Cartagena.

Plan Maestro de Transporte Intermodal (PMTI) 2015-2035 en cifras:

- 101 proyectos de Red Básica que representan más de 12.500 km
- 52 proyectos de la Red de Integración que equivalen a casi 7.000 km
- 5 vías intervenidas de Red Férrea, para más de 1.600 km
- 8 ríos intervenidos de la Red Fluvial por más de 5.000 km
- 31 intervenciones adicionales en aeropuertos
- Obras de dragado para el desarrollo de puertos

### **Normativa ambiental, para la construcción de carreteras en Colombia**

La preocupación por la conectividad terrestre en el país, se materializó por primera vez en un Decreto de 1825, del Libertador Simón Bolívar, dirigido a promover la creación de caminos que facilitarían el acceso de productos del campo (Silva, 2013). En este mismo año, se promulgaron normas para la protección de los recursos naturales renovables y no renovables, como espíritu de una primera legislación ambiental en Colombia (Ruiz, 1994). Posteriormente, la primera entidad nacional que se ocupó del ambiente en Colombia fue el Instituto Nacional de los Recursos Naturales Renovables y del Ambiente INDERENA (Rodríguez, 1994), creado en 1968 para la conservación y fomento de los recursos naturales del país; además, fue el órgano que expidió el Código Nacional de los Recursos Naturales y Conservación del Medio Ambiente de 1974. Este Código adoptó por primera vez la regulación ambiental en materia de construcción de proyectos carreteros con base en el presupuesto que: "... cualquier obra o actividad susceptible de producir deterioro ambiental, está obligada a declarar el peligro presumible que sea consecuencia de la obra o actividad".

La Constitución Política de Colombia de 1991 incorporó disposiciones, en materia ambiental, que la caracterizan como una Constitución Ecológica (Amaya 2016) o Constitución Verde de conformidad con desarrollos jurisprudenciales (Sentencia C 632 de 2011 entre otras). Con posterioridad, la Ley 99 de 1993, creó el Ministerio del Medio Ambiente, el Sistema Nacional Ambiental (SINA), adoptó el desarrollo sostenible como principio esencial y reiteró la obligatoriedad de la Licencia Ambiental como instrumento de regulación para el desarrollo de cualquier actividad que, en los casos estipulados por la ley, pueda producir deterioro grave a los recursos naturales o al ambiente o introducir modificaciones considerables o notorias al paisaje.

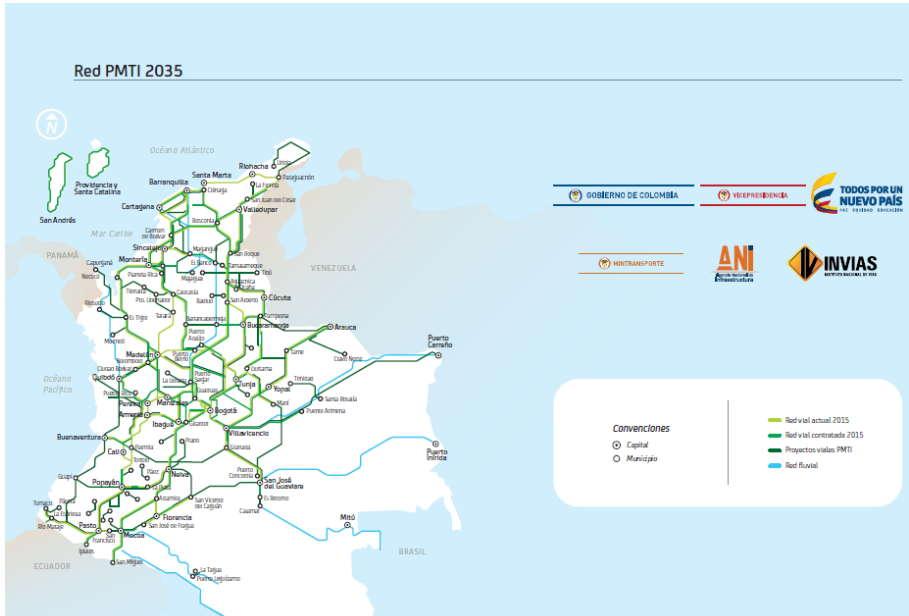


Figura 1. Mapa de la Red Plan Maestro de transporte Intermodal 2015-2035. Fuente: (Ministerio de Transporte, 2016b)

En el ámbito de reglamentación del licenciamiento ambiental, el Decreto 1076 de 2015, establece la competencia de la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA) para la construcción de carreteras de la red vial primaria, mientras que las Corporaciones Autónomas Regionales, las de Desarrollo Sostenible, los Grandes Centros Urbanos y los Distritos competentes, son los entes encargados de otorgar o negar la licencia ambiental para la construcción de carreteras de la red secundaria y terciaria. Las vías de primer orden, cuyas especificaciones de diseño significan mayores niveles de tránsito, velocidad y dimensión, componen una fracción mínima de la conectividad vial terrestre del país (PMTI, 2015). Los municipios están a cargo de la mayoría de vías terciarias que corresponden a cerca de la mitad de la red vial del país (49,1%). En consecuencia, la competencia para el licenciamiento ambiental del 91% de las vías del país, corresponde a las Corporaciones Autónomas Regionales, presentándose desde la aparición del licenciamiento en la ley, omisión casi generalizada en la obtención de licencias para la construcción de vías de segundo y tercer orden en el país, y por ende existe omisión en la aplicación de medidas de manejo ambiental relacionadas con la fauna.

En relación con el manejo de impactos sobre la fauna en proyectos viales, hace falta infraestructura para el estudio, cuidado, atención, valoración y rehabilitación de especies faunísticas afectadas por la construcción y operación de carreteras, que además generan la creciente problemática del atropellamiento de fauna silvestre en Colombia (Payan et al., 2013). La recurrente omisión del licenciamiento en vías de segundo y tercer orden, reduce ostensiblemente el ámbito de aplicación del

licenciamiento ambiental de carreteras, ya que, como se mencionó anteriormente estas vías corresponden al 91% de las carreteras del país (PMTI, 2015). Adicionalmente en la actualidad, las medidas de manejo de la licencia ambiental corresponden exclusivamente a la etapa de construcción de carreteras y excluyen los impactos ambientales ocasionados durante la etapa de operación. Debido a esto, en la práctica, con la finalización de la construcción de una vía cesan las medidas de manejo ambiental, en dicho escenario: ¿cómo se pueden manejar los impactos ambientales y especialmente el atropellamiento de fauna, que se presenta fundamentalmente en la etapa de operación? Así mismo, considerando que la fauna presenta la mayor vulnerabilidad a los impactos ambientales causados durante la etapa de operación de un proyecto vial como ocurre con el atropellamiento, es oportuno preguntar: ¿existen medidas de compensación para resarcir la pérdida de fauna?.

No obstante lo anterior, existen herramientas legales para la protección de la fauna con efectos extensibles a proyectos de obra vial, como el Decreto 1608 de 1978, en materia de fauna silvestre. Se resalta especialmente la Ley 1774 de 2016, que establece por primera vez en el ordenamiento que los animales como seres sintientes no son cosas, y recibirán especial protección contra el sufrimiento y el dolor, causado directa o indirectamente por los humanos, por lo cual en la presente ley se determinan como punibles algunas conductas relacionadas con el maltrato a los animales. Así mismo, esta norma declara como bienes jurídicos objeto de protección de la vida, la integridad física y emocional de los animales. Este conjunto de nuevas prerrogativas suponen un escenario propicio para el fortalecimiento de la incorporación de medidas de manejo en relación con el atropellamiento de fauna en la etapa de operación de los proyectos viales en Colombia.

### **Impactos de las carreteras en la fauna colombiana**

En Colombia y la región neotropical en general, las investigaciones con respecto a los efectos ecológicos de carretera en fauna y flora son pocos, aunque un creciente interés en el tema es evidente (D'Anunção, Lucas, Silva y Bager, 2013; Laurance, Goosem y Laurance, 2009; Santos et al., 2016). En Colombia la mayoría de la información pertinente a los efectos de carreteras provenía de trabajos de grado universitarios o informes de proyectos puntuales que en muchos casos no fueron debidamente publicados y por ende, el acceso a la información obtenida es muy limitado. Dichos estudios hicieron énfasis en aspectos legales, en ingeniería y economía (e.g. Anónimo 2003; Campo y Castillo 1978; Garcés y Restrepo 1997; Hurtado-M, 1981; Ojeda, Narváez y Mora, 1985; Rueda, 1966) mientras que, otros abarcaron aspectos ecológicos tales como atropellamiento de fauna y contaminación acústica (e.g. Álvarez, Ochoa, Malagón y Agudelo, 2004; Anónimo, 2004; Argotte y Monsalvo, 2002; López, 2007). Recientemente, el interés sobre los efectos ecológicos de carreteras en Colombia se ha incrementado y empiezan a publicarse estudios al respecto (Tabla 1) e iniciativas que tratan de concientizar y promover estrategias de



manejo sobre esta importante problemática ambiental (Red Colombiana de Seguimiento de Fauna Atropellada, 2017).

Tabla 1. Compilación de los estudios publicados en revistas científicas nacionales e internacionales sobre fauna atropellada en carreteras de Colombia.

Cita	Departamento	Tipo de ecosistema nativo	Altitud (msnm)	Trayecto evaluado (tiempo de muestreo)	Metodología	Patrón de mortalidad observado
Delgado-V (2007)	Antioquia	Bosque montano húmedo	1800 - 2600	11 Km (72 meses)	Observaciones esporádicas y oportunistas	58 mamíferos
Vargas-Salinas et al (2011)	Valle del Cauca	Bosque montano húmedo	1600	2 Km (6 meses)	Caminatas sistemáticas	5 anfibios, 20 reptiles, 11 aves, 13 mamíferos
Quintero-Ángel et al (2012)	Quindío	Bosque montano húmedo	1700-2100	6.4 Km (5 meses)	Caminatas sistemáticas	7 anfibios, 105 reptiles, 4 aves, 1 mamífero
Payan et al (2013)	Magdalena	Bosque seco tropical	< 200	178.8 Km (6 meses)	Recorridos sistemáticos en motocicleta	340 anfibios, 86 reptiles, 59 aves, 190 mamíferos
Delgado, V (2014)	Antioquia	Bosque montano húmedo	1800 - 2600	11 Km (60 meses)	Observaciones esporádicas y oportunistas	35 mamíferos
Castillo-R et al (2015)	Cauca	Bosque seco tropical y húmedo premontano	639 - 1757	92 Km (5 meses)	Recorridos sistemáticos en motocicleta a 25 Km/h	288 anfibios, 58 reptiles, 186 aves, 362 mamíferos
Monroy et al (2015)	Sucre	Bosque seco tropical	< 200	49 Km (6 meses)	Recorridos sistemáticos en motocicleta a 15 Km/h	415 anfibios, 189 reptiles, 56 aves, 113 mamíferos
De La Ossa-V Y Galván-Guevara (2015)	Sucre	Bosque seco tropical y Manglar	< 200	27.2 Km (6 meses)	Recorridos sistemáticos en motocicleta a 14 Km/h	92 anfibios, 94 reptiles, 124 aves, 121 mamíferos,
De La Ossa-Nadjar Y De La Ossa (2015)	Sucre	Bosque seco tropical	< 200	99.3 Km (6 meses)	Recorridos sistemáticos en motocicleta a 15 Km/h	253 anfibios, 219 reptiles, 25 aves, 111 mamíferos
López-Herrera et al (2016)	Quindío	Bosque montano húmedo	1700-2100	3.8 Km (9 meses)	Caminatas sistemáticas	64 reptiles
Adárraga-Caballero Y Gutiérrez Moreno (2017)	Atlántico y Magdalena	Bosque seco tropical y ecosistemas de características estuarinas	< 200	80.27 Km (5 meses)	Recorridos sistemáticos en automóvil a una velocidad entre 20 y 30 Km/h	20 anfibios, 63 reptiles, 48 aves, 77 mamíferos
Ramos Y Meza-Joya (2018)	Santander	Bosque húmedo tropical	< 200	75 Km (8 meses)	Recorridos sistemáticos en automóvil a una velocidad	52 reptiles

Entre los primeros estudios publicados sobre fauna atropellada en carreteras de Colombia están Delgado-Vélez (2007), Vargas-Salinas, Delgado-Ospina y López-Aranda, (2011) y Quintero-Ángel et al. (2012). Estos estudios a su vez, promovieron la realización de otras investigaciones en diferentes partes de la geografía colombiana (Tabla 1). Aun son muy pocos estudios, pero un análisis de ellos permite observar patrones emergentes que son importantes de tener en cuenta. Primero, no hay una metodología única y estandarizada para el registro de atropellamientos, lo cual, tiene una influencia importante en la cantidad y tipo de cadáveres registrados. Por un lado, el registro a partir de monitoreos realizados desde vehículos ofrece la ventaja de poder cubrir amplios segmentos de carretera que no podrían ser recorridos con monitoreos basados en caminatas. Sin embargo, también disminuyen la probabilidad de registrar cadáveres de animales relativamente pequeños como lo son muchos anfibios y reptiles. Ante este panorama, es necesario el establecimiento de un protocolo que abarque las ventajas ofrecidas tanto por recorridos en vehículo, como los basados en caminatas, y que a su vez minimice los inconvenientes de cada tipo de monitoreo. Segundo, el énfasis de los estudios sobre fauna atropellada ha sido en vertebrados y se ha ignorado el componente de invertebrados. Incluir estos

organismos en futuros estudios es necesario dado que, ellos cumplen un rol importante en procesos de reciclaje de nutrientes, flujo de energía en los ecosistemas y procesos de polinización (Muñoz, Torres y Megías, 2015). Un aspecto importante a investigar es si los atropellos de invertebrados se reflejan en un gradiente de abundancia de sus poblaciones desde áreas adyacentes a carreteras hacia áreas alejadas de ellas, y cómo ello se podría reflejar en procesos ecosistémicos.

Un tercer patrón es que, las serpientes y los mamíferos medianos y grandes pueden ser los grupos de vertebrados más susceptibles a morir por atropellamiento en carreteras de Colombia. Los mamíferos medianos y grandes, al igual que muchas serpientes, requieren rangos de hogar relativamente amplios para encontrar los recursos necesarios para su alimentación, refugio y reproducción (Eisenberg, 1989; Greene, 2000). Esto hace que en muchos casos los individuos tengan que atravesar carreteras para acceder a los recursos localizados en el lado opuesto de la vía (Forman et al., 2003). Por el contrario, mamíferos pequeños (e.g. roedores) pueden ser poco atropellados ya que ellos se inhiben de cruzar las carreteras o simplemente, podrían encontrar los recursos necesarios para sobrevivir en rangos de hogar relativamente pequeños y no atravesados por una carretera (Goosem, 1997, 2001). En cuanto a otros vertebrados, la gran mayoría de registros de anfibios atropellados en las carreteras de Colombia pertenecen al sapo común *Rhinella horribilis*, una especie de tamaño corporal relativamente grande y generalista que es frecuente observar en sitios abiertos y perturbados. Muchas otras especies de anfibios en Colombia posiblemente sean poco registradas, porque debido a su tamaño pequeño pasan desapercibidos en los monitoreos, o posiblemente porque son especies arbóreas y de ambientes húmedos a nivel del suelo y por lo tanto, tienden a evitar áreas carentes de vegetación o con sustratos alcalinos como lo es el asfalto (Becker et al., 2007; Lesbarrères, Lodé y Merilä, 2004). Las aves atropelladas son generalmente especies de hábitos alimenticios oportunistas o carroñeras que encuentran en las carreteras ítems alimenticios ya sea a partir de desperdicios arrojados desde los vehículos o en los animales atropellados (De La Ossa-Nadjar y De La Ossa, 2015).

Otro aspecto importante que se observa de la compilación de estudios realizados en Colombia, es que no se ha incluido en los cálculos de tasas de atropello la duración de los cadáveres en la vía. La tasa de atropellamiento de fauna se ha estimado en miles a millones de animales por año/país (Bennett, 1991, Forman et al., 2003). Dichos cálculos sin embargo, tienden a ser subestimados de las tasas de atropellamiento real, ya que muchos cadáveres desaparecen antes de ser registrados por los investigadores debido a aspectos tales como lluvias, vientos, la acción de organismos carroñeros y atomización de los cadáveres debido al tráfico vehicular (Bafaluy, 2000; Ratton, Secco y Da Rosa, 2014; Slater, 2002; Taylor y Goldingay, 2004). De hecho, los estimados de atropello generalmente se basan en rangos de tiempo de duración de los cadáveres en las carreteras que han sido seleccionados de forma arbitraria o con aproximaciones conservadoras (Klöcker, Croft y Ramp, 2006). Lo anterior puede reducir ostensiblemente nuestros estimados del efecto real que puede tener la mortalidad de individuos por atropello en las poblaciones animales.

A nivel de Colombia, el único estimado de nivel de atropello para un grupo faunístico (serpientes) fue publicado en Lynch (2012). Este autor menciona que en Colombia la mortalidad por atropello podría variar entre 52.600 a 176.660 serpientes/año en 10.300 km de la red primaria nacional. Sin embargo, los cálculos de Lynch (2012) se basan en asunciones conservadoras sobre la duración de los cadáveres en las carreteras (e.g. 3,5 días; Vargas-Salinas et al., 2011). Si los mismos datos son reanalizados teniendo en cuenta una duración media de cadáveres de serpientes en carreteras primarias (5,20 horas) calculado con base en experimentos de campo (Cabrera-Casas y Robayo-Valencia 2016), dicho estimado de mortalidad a nivel nacional superaría las 2.800.000 serpientes/año. Esta cifra podría fácilmente incrementarse si se tiene en cuenta que este re-análisis se basó solo en 10.300 km de carreteras primarias considerados por Lynch (2012), cuando en realidad la infraestructura vial del país es mucho mayor.

Menos conspicuo que los animales atropellados es el aislamiento o la fragmentación interna que las poblaciones pueden sufrir por la presencia de carreteras. En diversos grupos de organismos se ha encontrado que los individuos tienden a moverse paralelamente a una carretera, pero se inhiben de atravesarla (Bhattacharya, Primack y Gerwein, 2003; Goosem, 2007; Mader, 1984; Marsh, Milam, Gorham y Beckman, 2005). Esta inhibición ha sido atribuida entre otros factores, al cambio abrupto en la estructura del hábitat y la evasión del alto riesgo de depredación en zonas abiertas (Coffin, 2007; Forman et al., 2003; Trombulak y Frissell, 2000). Investigaciones acerca de este efecto ecológico de carretera casi no se han realizado en Colombia o no se han difundido adecuadamente.

López (2007) y Vargas-Salinas y López-Aranda (2012), quienes utilizaron grillas de trampas Shermann y la técnica de marca y recaptura, encontraron resultados que sugieren inhibición de cruzar la carretera por parte de pequeños mamíferos. Por un lado, López (2007) encontró que individuos de los roedores *Oryzomys talamancae*, *Rhipidomys mastacalis* y la chuchita arbórea *Marmosa robinsoni*, se desplazan hasta 600m de forma paralela, pero no a través de la carretera (10-15 mts de ancho). Posteriormente, Vargas-Salinas y López-Aranda (2012) encontraron que dicha inhibición de cruzar la carretera es parcial y no total, y que los individuos del roedor *Melanomys caliginosus* pueden exhibir más inhibición que los individuos de las especies *M. robinsoni* y *Rhipidomys latimanus*. Igualmente, estos autores hipotetizan que si hay inhibición de cruzar la carretera por dichas especies de mamíferos, que son de bordes de bosque y áreas perturbadas, es de esperar que la inhibición sea mayor o total en especies de interior de bosque. Resultados similares fueron encontrados para mamíferos pequeños no voladores en el sistema de corredores biológicos de Filandia, en la cordillera Central de Colombia (Ramírez-Zuluaga y Velásquez-Silva, 2016).

La contaminación acústica generada a partir del tráfico automotor en carreteras también puede generar fuertes impactos ecológicos en la fauna de Colombia. Álvarez et al. (2004) encontraron que los niveles de ruido generados por el tráfico vehicular en la carretera que atraviesa el Bosque de Yotoco, una reserva natural en la cordillera

Occidental, superan los límites establecidos por la legislación colombiana (Resolución 08321 del ministerio de trabajo y salud). Dado que 42-48dB de ruido (35dB para las especies más sensibles) son suficientes para crear efectos negativos en algunas especies de aves (Forman y Alexander, 1998), los niveles de ruido registrados por Álvarez et al. (2004) sugieren un impacto de la carretera que estudiaron en las aves que habitan el Bosque de Yotoco. De hecho, Vargas-Salinas, Delgado-Ospina y López-Aranda (2006) mencionan que en áreas de interior de bosque (lejos de la carretera, >200mts) hubo mayor frecuencia de observación, en un mayor número de especies, de actividades asociadas a reproducción tales como presencia de nidos e individuos recolectando materiales de anidaje.

En esa misma localidad (Bosque de Yotoco), fue evaluado como el ruido producido por el tráfico automotor influía en el comportamiento de comunicación acústica de la ranita rubí *Andinobates bombetes* (Vargas-Salinas y Amézquita, 2013). Estos autores encontraron que los machos tendían a cantar en momentos cuando el nivel de ruido antropogénico generado por tráfico vehicular disminuía. Además, Vargas-Salinas, Dorado-Correa y Amézquita (2014) documentaron en un estudio posterior que, individuos del Bosque de Yotoco exhibían cantos a frecuencias más altas que individuos de poblaciones en otras localidades no expuestas a ruido abiótico, lo cual, podría favorecer la comunicación en ambientes dominados por ruido antropogénico (caracterizado por intensidad mayor a frecuencias bajas que a frecuencias altas) (Brumm y Slabbekoorn, 2005). Hasta nuestro conocimiento, estos trabajos con la rana rubí *A. bombetes* y el realizado con el ave *Zonotrichia capensis* por Dorado-Correa, Rodríguez-Rocha y Brumm (2016) en ambientes urbanos, son las únicas publicaciones que hay actualmente sobre los efectos ecológicos de ruido abiótico asociado a carreteras en Colombia.

En Colombia, quizás el ejemplo más conocido y estudiado de los efectos ecológicos de las carreteras a gran escala sea lo sucedido en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Botero y Salzwedel, 1999; Campos, 1990, 1991; CETIH, 1978; Inderena-Sodeic, 1987; Mancera y Vidal, 1994; Sánchez, 1988; Serrano, Botero, Cardona, Mancera-P, 1995). Esta Ciénaga conforma el complejo de lagunas estuarinas más grande del Caribe colombiano y ha sufrido un deterioro severo desde 1956 (Botero y Mancera, 1996). Una mortalidad masiva de manglares (Figura 2) en un área superior a 58.000 hectáreas ha sido el resultado de interrumpir el flujo hidrológico natural en este ecosistema (Cardona y Botero, 1998) por varios procesos, especialmente la construcción de la autopista Isla de Salamanca y una carretera a lo largo del banco oriental del río Magdalena y sus tributarios (Botero y Salzwedel, 1999). La construcción de estas carreteras no incluyó suficientes puentes y pasajes subterráneos que permitieran el flujo natural de agua dulce y salada a la Ciénaga, lo cual, contribuyó a la hipersalinidad de la misma (algunos lugares han alcanzado hasta 300‰) con las consecuentes implicaciones negativas en el ecosistema (Botero y Botero, 1987; Botero y Mancera, 1996; Mancera y Vidal, 1994). Otro ejemplo de los efectos de interrumpir la dinámica hidrológica natural de los ecosistemas acuáticos se ha sugerido en la Reserva Natural Laguna de Sonso, el humedal más grande e importante en el valle geográfico del río Cauca en el Departamento del Valle. Los

canales de desagüe de dicho humedal fueron taponados durante la construcción de la vía Buga-Buenaventura, promoviendo un aumento en los niveles de sedimentación con potenciales implicaciones ecológicas negativas para todo el ecosistema (CVC, 2007).



Figura 2.- Mortalidad masiva de manglares en la Ciénaga Grande de Santa Marta atribuida a efectos de carretera en el flujo hidrológico natural del área. Foto: Fernando Vargas-Salinas (año: 1994).

En conclusión, a pesar de las importantes contribuciones recientes, aun es mucho lo que nos falta por conocer acerca de los efectos ecológicos de carreteras en la fauna y flora de Colombia. Los grupos de investigación que han estado enfocándose recientemente en este tipo de estudios seguramente aportarán información muy valiosa al respecto. Sin embargo, el reto es enorme dada la premura de muchos planes de desarrollo vial en Colombia, un país con poco conocimiento y conciencia social y política de los costos ecológicos asociados a dicha infraestructura. Más aun, debido a la variada topografía colombiana, la diversidad de ecosistemas y de especies en ellos (muchas son endémicas a Colombia) es altísima y por lo tanto, los efectos ecológicos de las carreteras son igualmente variables.

### **Iniciativas de trabajo sobre atropellamiento de fauna silvestre en el país**

Como se mencionaba anteriormente, en Colombia son pocos los trabajos realizados en torno a los efectos de la construcción y operación de las carreteras en la fauna silvestre y los ecosistemas; sin embargo, esta problemática se ha logrado visibilizar cada vez más, gracias a los aportes que están realizando investigadores, instituciones y organizaciones privadas y gubernamentales que trabajan en pro de la conservación de la fauna silvestre.

Una de ellas es Cunaguaro, organización que se ha enfocado principalmente en la región de la Orinoquia y que tiene como pilar la educación ambiental. Esta organización lleva a cabo iniciativas en torno a la gestión, manejo y protección de la biodiversidad. Dentro de estas iniciativas están los monitoreos periódicos de fauna silvestre atropellada en las vías de los llanos orientales, para el establecimiento de medidas de prevención y mitigación frente a la problemática en esta zona (Cunaguaro, 2017).

Por otro lado, el Instituto Tecnológico Metropolitano (ITM) con el acompañamiento de La Red Colombiana de Seguimiento de Fauna Atropellada (Recosfa), así como la Universidad de Antioquia en conjunto con las corporaciones autónomas regionales Cornare, Corantioquia y Área Metropolitana, vienen realizando estudios sistemáticos en vías del departamento antioqueño, con el fin de hacer un levantamiento de datos que permitan identificar puntos críticos de atropellamiento de fauna, para implementar estrategias de mitigación frente a esta problemática en las zonas de estudio. Así mismo, RECOFSA se viene constituyendo como una iniciativa participativa que agrupa investigadores, entidades y ciudadanos interesados en generar conocimiento que permita diseñar estrategias para mitigar el impacto de las carreteras en la biodiversidad. La red cuenta con la aplicación gratuita para smartphones, Recosfa, con la cual se busca que toda la comunidad pueda contribuir en la recopilación de información sobre la problemática en el país (Recosfa, 2017).

También en el departamento de Antioquia, la Universidad CES y Corantioquia, con el apoyo de la organización Aburra Natural, han realizado valiosos esfuerzos dentro del “Sistema local de áreas protegidas de Envigado” (SILAPE). En este municipio se ha instalado vallado y señalización con el propósito de dar a conocer la biodiversidad que habita la zona y alertar de su presencia en las vías, así como pasos de fauna elevados en la vía el Escobero, con el fin de mitigar el atropellamiento de fauna silvestre (SILAPE, 2015 y 2016).

Adicionalmente, la Corporación Autónoma Regional CorpoGuajira, realizó en el 2012 junto a la fundación Biota un estudio para caracterizar y monitorear la mortalidad de pequeños mamíferos en los corredores viales de la Guajira, con el fin de establecer las especies que están cruzando los corredores viales, la ocurrencia y puntos críticos de atropellamiento, para proponer medidas de prevención, mitigación y control de este fenómeno (CORPOGUAJIRA y Fundación Biota, 2012).

La fundación OMACHA, a finales de 2015, realizó una evaluación sobre atropellamiento de fauna silvestre en el departamento de Casanare. Este trabajo se logró con la colaboración de varias instituciones y evaluó el efecto de variables ambientales y técnicas de la vía en el incremento de esta problemática. Adicionalmente, la fundación ha seguido apoyando iniciativas de otras entidades alrededor de esta temática.

Es importante mencionar esfuerzos de sensibilización y denuncia sobre el atropellamiento de fauna que se han venido dando en el país, de la mano de

fundaciones como AIUNAU, Aburra Natural, Yerly Mozo y corporaciones autónomas regionales como CorpoGuavio, CorpoTolima, CorpoAmazonía, CorpoBoyaca entre otras. Dentro de las instituciones académicas del país hay que destacar que varias ya cuentan con investigadores y estudiantes que empiezan a desarrollar proyectos y trabajos de grado en esta problemática, como es el caso de la Universidad del Quindío (Dr. F. Vargas-Salinas), Universidad de Antioquia (Dr. S. Solari) y el Instituto Tecnológico Metropolitano de la ciudad de Medellín (Dr. J.C. Jaramillo Fayad).

Finalmente, es importante mencionar el interés mostrado por varias instituciones del estado en trabajar conjuntamente, para la búsqueda de medidas de mitigación y la generación de políticas públicas alrededor de la problemática del atropellamiento de fauna silvestre. Entre ellas encontramos: Ministerio de Transporte, Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Ministerio de Interior, Corporaciones Autónomas Regionales, Parques Nacionales, INVIAS, ANI y ANLA.

### **Medidas de mitigación implementadas y retos futuros**

A nivel de Latino América, algunos países (Brasil, Argentina, Costa Rica) llevan la delantera en cuanto a estudios sobre la mortalidad en las carreteras, estrategias de mitigación y su funcionalidad (Artavia-Rodríguez, 2015; Gutiérrez-Sanabria y Sáenz, 2015a; Gutiérrez-Sanabria y Sáenz, 2015b; Sáenz y Torres, 2015). Argentina fue el primer país latinoamericano en instalar pasos de fauna cerca al parque nacional Iguazú en el norte del país (Cuyckens, Mochi, Vallejos, Perovic y Biganzoli, 2016; van der Ree et al., 2015). Así mismo, Brasil ha enfocado sus esfuerzos en evaluar las estructuras de cruce y su funcionalidad (Bager y Da Rosa, 2011; Bager y Fontoura, 2013). Mientras tanto, en países como Ecuador, Venezuela, Bolivia y Colombia, existen muchas zonas donde no se han llevado a cabo estudios; sin embargo, los trabajos que han sido realizados han permitido determinar las poblaciones de fauna más afectada y puntos críticos de atropellamiento (Gottdenker et al., 2008; Pinowski, 2005; Seijas, Araujo-Quintero y Velásquez, 2013; Sosa y Schalk, 2016). En el caso particular de Colombia, existen pocos estudios sistemáticos encaminados a determinar la cifra anual de vertebrados atropellados, por esta razón, el conocimiento sobre esta problemática y su impacto sobre la biodiversidad aun es limitado.

Los pasos de fauna son una estrategia fundamental para mitigar la pérdida de conectividad del paisaje y la pérdida de biodiversidad debida al atropellamiento de fauna silvestre. En este contexto, es importante mencionar que en algunos corredores viales de Colombia se han sido instalado pasos de fauna y otras medidas de prevención, como vallas informativas y reductores de velocidad. Así mismo, en algunas carreteras del país se han realizado adecuaciones a las obras hidráulicas (como puentes, pontones o box culverts) que atraviesan la carretera, los cuales, poseen modificaciones con accesos secos para que los animales puedan atravesar la vía en épocas de crecientes (Comunicación personal de Agencia Nacional de Infraestructura-ANI; ANI, 2017; SILAPE, 2015).

## Infraestructura Viária & Biodiversidade

El departamento de Antioquia lidera varios procesos de pasos de fauna a nivel urbano y periurbano. Por ejemplo, en el municipio de Envigado, dentro del "Sistema Local de Áreas Protegidas de Envigado - SILAPE", se han realizado estudios para identificar las estrategias necesarias para mitigar los efectos de las carreteras y el transporte motorizado sobre la fauna silvestre en los ecosistemas estratégicos del SILAPE (SILAPE, 2015) (Figura 3). Estos estudios permitieron que en esta zona estratégica para el departamento, fueran instaladas medidas de prevención como vallas y reductores de velocidad, y además, como medidas de mitigación, se implementaron 4 pasos elevados y al menos 8 pasos más, tipo cuerda, para fauna arborícola (Corantioquia, 2014; SILAPE, 2015; SILAPE, 2016). Es importante mencionar que gracias al uso de cámaras de rastreo, se ha podido registrar el cruce de individuos de diferentes especies por los pasos de fauna elevados y por estructuras subterráneas de estas vías, como puentes y box culverts (SILAPE, 2016).



Figura 3.- Estrategias implementadas en el Sistema Local de Áreas Protegidas de Envigado-SILAPE. Foto: Juan Carlos Jaramillo Fayad.

En la comuna 7 del Municipio de Medellín, zona urbana donde se ha registrado la presencia de dos grupos de Tití gris (*Saguinus leucopus*), se construyó el primer paso a nivel urbano de la ciudad, con el fin de proporcionar un cruce seguro para estos primates y otras especies de arborícolas identificados en la zona (*Didelphis marsupialis*, *Notosciurus granatensis*) (El Colombiano, 2018).

En otra región del departamento de Antioquia, específicamente en zona de influencia del megaproyecto hidroeléctrico Embalse Porce III, fue instalado en el año 2010 un puente de dosel como estrategia para disminuir el impacto de las carreteras e incrementar la conectividad del paisaje, ya que las vías construidas en esta zona generaron discontinuidad en la estructura arbórea, causando que animales como el Tití gris (*Saguinus leucopus*) empezaran a cruzar las carreteras por el suelo o por cableado eléctrico (Henoa, Rueda, Sánchez, Gómez-Posada, Rojas-Días y Forero, 2015; Rueda, Sánchez y Aguirre, 2011). El uso frecuente de este puente por individuos de Tití gris, fue evidenciado durante 5 años, y gracias a esto se lograron implementar 6 puentes más, en algunos puntos críticos de atropello de fauna silvestre en la zona. Estas medidas impactaron positivamente a otras especies con



comportamientos arborícolas como el Mico Nocturno (*Aotus cf. Lemurinus*) y la Zarigüeya (*Didelphis marsupialis*) (Henao et al., 2015; Rueda et al., 2011).

Así mismo, Gómez-Posada, Zorrilla, Ospina, Hoyos y Henao, (2015) siguieron por 11 meses un grupo de 5 individuos de Tití gris con el fin de evaluar el efecto de este puente de dosel sobre la frecuencia de atropello y su ecología comportamental. Durante el período de estudio los investigadores no registraron atropellamientos y/o electrocuciones y además, constataron que estos animales atraviesan la carretera frecuentemente usando el puente de dosel para acceder a diferentes recursos alimenticios, lo que demuestra la eficacia de estas medidas para proveer una conectividad funcional y posiblemente para mitigar el impacto de las carreteras.

La Ruta del Sol es uno de los corredores viales más importantes del país, con más de 1000 kilómetros de carretera que atraviesan 5 departamentos del país y por lo tanto diferentes ecosistemas, poniendo en peligro la biodiversidad de estas zonas. Dentro del PMA del proyecto, se incluyó la implementación de 298 pasos de fauna (62 pasos en el Sector 1, 74 en el Sector 2 y 162 en el Sector 3) (Comunicación personal de Agencia Nacional de Infraestructura-ANI; ANI, 2017). Algunos de los pasos del sector 2 (entre los cuales se encuentran 9 elevados y 65 terrestres), fueron estudiados por Payan y colaboradores en el 2013. Estos investigadores evaluaron el cruce de vertebrados y su mortalidad, para determinar las posibles implicaciones de la ampliación de esta vía. Al finalizar los monitoreos, los investigadores propusieron la construcción de siete nuevos pasos inferiores, así como la adaptación de 123 obras hidráulicas existentes, basándose en la abundancia relativa de los índices de mortalidad, el paisaje circundante y la presencia de un corredor de jaguares en la zona.

## **Consideraciones finales**

En Colombia, un país rico en recursos naturales, hasta el momento no se han tenido muy en cuenta las decisiones dirigidas a proteger y conservar la biodiversidad como fuente de bienes y servicios para la humanidad. Sin embargo, es de resaltar que el creciente “boom” de la ecología de carreteras ha tocado nuestro país y que se han llevado a cabo varios estudios encaminados a identificar las especies más atropelladas y las estrategias de mitigación que pueden ser usadas frente a esta problemática.

Gracias a comunicación personal con la ANI (Agencia Nacional de Infraestructura) se ha logrado obtener información sobre algunos proyectos viales que en este momento tienen en construcción o planean adecuar pasos de fauna (elevados e inferiores) (ANI, 2017). Sin embargo, al realizar una búsqueda bibliográfica, no fueron encontrados documentos técnicos o científicos que soporten la implementación de estas medidas. Lo anterior puede sugerir que estos pasos son construidos por cumplir con requerimientos y probablemente estén ubicados sin la identificación de puntos críticos por medio de estudios sistemáticos.

Lo anterior hace que existan pasos no funcionales y que inclusive puedan estar incrementando el problema al proporcionar zonas de sombra o más aun, que en algunas ocasiones estén mal diseñados y conduzcan al animal nuevamente a la vía. Es necesario comprender que Colombia es un país megadiverso en cuanto a especies y ecosistemas, donde la topografía es muy diversa y que inclusive durante recorridos cortos esta puede variar drásticamente. Es fundamental que previo al diseño y construcción de los pasos de fauna, se realicen monitoreos de la zona para conocer cual es la fauna silvestre presente, que especies son las más afectadas (tasas de mortalidad), cual es su biología y ecología, densidades poblaciones y hábitat. Adicionalmente, es necesario evaluar la conectividad del paisaje, conocer los usos del suelo de las zonas a ser intervenidas y las variables técnicas de las vías (velocidad máxima, curvatura, coordenadas geográficas, ancho de la vía, paisaje circundante, entre otras).

La revisión bibliográfica de las medidas de prevención y mitigación implementadas en otros países con una topografía y diversidad similar a las de Colombia y que tan efectivas han resultado es muy importante, ya que se puede aprender de otros escenarios. Así mismo, es fundamental que las medidas que se vayan a implementar sean dirigidas y funcionales para varias especies, principalmente las más afectadas o las de menor densidad poblacional (por ejemplo, las especies en riesgo, en estado vulnerable o amenazadas) (Beaudry, Demaynadier y Hunter, 2008; Bissonette y Cramer 2008; Clevenger, Chruszcz y Gunson, 2003; Grilo, Bissonette y Santos-Reis, 2009). Colombia y su diversidad necesitan que la implementación de las medidas de mitigación correspondan a estudios sistemáticos realizados con toda la rigurosidad científica para que los recursos destinados a estas obras o adecuaciones no se estén malgastando en medidas no funcionales o en lugares donde no sean necesarias.

Los efectos ecológicos de las carreteras en Colombia deben ser abordados de manera holística, donde profesionales como biólogos, ecólogos, arquitectos, paisajistas e ingenieros aporten desde cada una de sus disciplinas al diseño e implementación de estrategias que nos ayuden a conservar y proteger nuestra biodiversidad. Solo así se logrará la mitigación de los impactos negativos generados por la construcción y operación de las vías, tales como la interrupción de la conectividad de los hábitats naturales y la mortalidad de fauna por colisión con vehículos, la cual, supone la pérdida de millones de invertebrados y vertebrados a nivel mundial (Andrews, Nanjappa y Riley, 2015; Beckmann et al., 2010).

Finalmente, resaltar el valor que tiene la disposición de las entidades del estado y de algunas concesionarias viales para trabajar conjuntamente con la academia en la recopilación de información y en la búsqueda de medidas de prevención y mitigación para el atropellamiento de fauna en el país. El fortalecimiento de estas relaciones y trabajo conjunto, puede representar un gran avance en pro de la conservación de la biodiversidad en Colombia.

## Bibliografía

- ACEVEDO, J. Resumen del libro: El transporte como soporte al desarrollo de Colombia. Una visión al 2040. *Revista de Ingeniería*, (29), 2009. Disponible em: <<http://www.redalyc.org/html/1210/121013257019/>>. Acceso em: Março de 2018.
- AGENCIA NACIONAL DE INFRAESTRUCTURA – ANI, 2017. Disponible em: <<http://www.ani.gov.co>>. Acceso em: Março de 2018.
- AGENCIA NACIONAL DE INFRAESTRUCTURA – ANI. Comunicación personal de la Agencia Nacional de Infraestructura. 2017.
- ÁLVAREZ, H. J. E. et al. Medición de los niveles de ruido generados por tráfico automotriz en la Reserva Natural de Yotoco. Informe Corporación Autónoma del Valle del Cauca C.V.C, 2004.
- ÁLVAREZ, S. J. Simón Bolívar, el Libertador. *Revista Madre Tierra*. 2013. Disponible em: <<http://revistamadretierra.com/2013/03/simon-bolivar-el-libertador-2/>>. Acceso em: Abril de 2018.
- ALVEAR SANIN, J. Desarrollo del Transporte en Colombia (1492-2007). Colombia, 2007. Disponible em: <[http://pruebasmintrans.nexura.com/info/mintransporte/media/Libro\\_\\_Desarrollo\\_de\\_Transporte\\_en\\_Colombia.pdf](http://pruebasmintrans.nexura.com/info/mintransporte/media/Libro__Desarrollo_de_Transporte_en_Colombia.pdf)>. Acceso em: Abril de 2018.
- AMAYA NAVAS, ÓSCAR DARÍO. La Constitución Ecológica de Colombia. Universidad. Externado de Colombia. 2016.
- ANDREWS, K. M.; NANJAPPA, P.; RILEY, S. P. (Eds.). *Roads and ecological infrastructure: concepts and applications for small animals*. JHU Press, 2015.
- ANÓNIMO. (2003). Guías ambientales de almacenamiento y transporte por carretera de sustancias químicas peligrosas y residuos peligrosos. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial; Consejo Colombiano de Seguridad Bogotá, 148 p.
- ANÓNIMO. (2004). Acústica: medición del ruido emitido por vehículos de carretera en estado estacionario. Instituto Colombiano de Normas técnicas y de certificación, Icontec-Colombia.
- ARGOTTE, S. D.; MONSALVO, M. J. D. Incidencia de la carretera Barranquilla – Ciénaga sobre la mortalidad de vertebrados y su relación con el medio ecológico en la vía Parque Isla de Salamanca, Magdalena, Colombia. Tesis de grado en Biología, Universidad del Atlántico, Barranquilla, Colombia, 2016.
- ARTAVIA-RODRÍGUEZ, A. Identificación y caracterización de los cruces de fauna silvestre atropellada en la sección de la ampliación de la Ruta 32, Costa Rica. Memorias y libro de resúmenes II Congreso Colombiano y III Congreso Latinoamericano de Mastozoología. Página 169, 2015.
- BAFALUY, J. J. Mortandad de murciélagos por atropello en carreteras del sur de la provincia de Huesca. *Galemys*, 12(1), 15-23, 2000.
- BAGER, A.; DA ROSA, C. A. Influence of sampling effort on the estimated richness of road-killed vertebrate wildlife. *Environmental management*, 47(5), 851-858, 2011.
- BAGER, A.; FONTOURA, V. Evaluation of the effectiveness of a wildlife roadkill mitigation system in wetland habitat. *Ecological engineering*, 53, 31-38, 2013.
- BEAUDRY, F.; DEMAYNADIER, P. G.; HUNTER, M. L. Identifying road mortality threat at multiple spatial scales for semi-aquatic turtles. *Biological Conservation*, 141, 2550- 2563, 2008.
- BECERRA, Manuel Rodríguez. INDERENA, el gran pionero de la gestión ambiental en Colombia. Artículo tomado de: - Memoria del primer ministro del medio ambiente, v. 1, p. 93-98, 1994.
- BECKER, C. G. et al.. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science*, 318(5857), 1775-1777, 2007.
- BECKMANN, J, P. et al. *Safe Passages Highways, Wildlife, and Habitat Connectivity*. Island Press, 2010.

- BENNETT, A. F. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. In D. A. Saunders and R. J. Hobbs (Eds.). *Nature Conservation 2: the role of corridors*, pp. 99-117. Surrey Beatty & Sons, Victoria, Australia, 1991.
- BHATTACHARYA, M.; PRIMACK, R. B.; GERWEIN, J. Are roads and railroads barriers to bumblebee movement in a temperate suburban conservation area?. *Biological Conservation*, 109(1), 37-45, 2003.
- BISSONETTE, J. A.; CRAMER, P. C. Evaluation of the use and effectiveness of wildlife crossings (Vol. 615). *Transportation Research Board*, 2008.
- BOTERO, J. E.; BOTERO, L. La Ciénaga Grande de Santa Marta: una laguna costera en peligro de muerte. Págs. 157-159. In: ÁLVAREZ-LÓPEZ, H.; KATTAN, G. H.; MURCIA, C. (eds.). *Memorias III Congreso de Ornitología Tropical*, 1987.
- BOTERO, L., Y MANCERA-P, J. E. Síntesis de los cambios de origen antrópico ocurridos en los últimos 40 años en la Ciénaga de Santa Marta (Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 20(78): 465-474, 1996.
- BOTERO, L.; SALZWEDEL, H. Rehabilitation of the Ciénaga Grande de Santa Marta, a mangrove-estuarine system in the Caribbean coast of Colombia. *Ocean and Coastal Management*, 42: 243-256, 1999.
- BRAVO, J. M. Desarrollo de los transportes en Colombia siglos XIX y XX. 2014. Disponível em: <[http://elmundo.com/portal/opinion/columnistas/desarrollo\\_de\\_los\\_transportes\\_en\\_colombia\\_siglos\\_xix\\_y\\_xx.php#.WVFGXCmQy00](http://elmundo.com/portal/opinion/columnistas/desarrollo_de_los_transportes_en_colombia_siglos_xix_y_xx.php#.WVFGXCmQy00)>. Acesso em: Abril de 2018.
- BRUMM, H.; SLABBEKOORN, H. Acoustic communication in noise. *Advances in the study of behavior*, 35: 151-209, 2005.
- CABALLERO, M. A. A., & MORENO, L. C. G. (2017, July). Mortalidad de vertebrados silvestres en dos segmentos de la carretera troncal del Caribe a su paso a través de dos ecosistemas de interés biológico en la costa Caribe Colombiana (Magdalena). In 2017.
- CABRERA-CASAS, L. X.; ROBAYO-VALENCIA, L. Duración de cádaveres de serpiente en carreteras: Qué tanto afectan la estimación de mortalidad por atropello vehicular en Colombia? Tesis Programa de Biología, Universidad del Quindío, Armenia, Colombia, 2016.
- CAMPO, A. A.; CASTILLO, J. F. Estudio de factibilidad para la construcción de la avenida de Goya por valorización municipal. Tesis de ingeniería industrial, Universidad tecnológica de Pereira, 1978.
- CAMPOS, C. N. H. La contaminación por metales pesados en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Caldasia*, 16(77): 231-244, 1990.
- CAMPOS, C. N. H. La ostra comercial de la Ciénaga Grande de Santa Marta *Crassostrea rhizophorae* y la problemática de la contaminación por metales. *Trianea*, 4: 623-631, 1991.
- CARDONA, P.; BOTERO, L. Soil characteristics and vegetation structure in a heavily deteriorated mangrove forest in the Caribbean coast of Colombia. *Biotropica*, 30(1): 24-34, 1998.
- CETIH, (1978). Diagnóstico sobre el comportamiento hídrico de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final, Universidad de los Andes-Inderena, Colombia.
- CLEVENGER, A. P.; CHRUSZCZ, B.; GUNSON, K. E. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109, 15-26, 2003.
- COFFIN, A. W. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15: 396-406, 2007.
- COLOMBIA (País). Constitución Política de 1991. Disponível em: <[www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=4125](http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=4125)>. Acesso em: Abril de 2018.
- COLOMBIA (País). Decreto 1076 de 2015: Por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2015. Disponível em: <[www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=62511](http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=62511)>. Acesso em: Abril de 2018.
- COLOMBIA (País). Decreto 1608 de 1978: Por el cual se reglamenta el Código Nacional de los Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente y la Ley 23 de 1973 en

- materia de fauna silvestre. 1978. Disponible em: <[www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=8241](http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=8241)>. Acceso em: Abril de 2018.
- COLOMBIA (País). Decreto 2041 de 2014: Por el cual se reglamenta el Título VIII de la Ley 99 de 1993 sobre licencias ambientales. Disponible em: <<http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=59782#53>>. Acceso em: Abril de 2018.
- COLOMBIA (País). Ley 1228 de 2008: Por la cual se determinan las fajas mínimas de retiro obligatorio o áreas de exclusión, para las carreteras del sistema vial nacional, se crea el Sistema Integral Nacional de Información de Carreteras y se dictan otras disposiciones. artículo 1, definición de vías arteriales, intermunicipales y veredales. Disponible em: <[www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=31436](http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=31436)>. Acceso em: Abril de 2018.
- COLOMBIA (País). Ley 1774 de 2016: Por medio de la cual se modifican el Código Civil, la Ley 84 de 1989, el Código Penal, el Código de Procedimiento Penal y se dictan otras disposiciones. Disponible em: <[www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=64468](http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=64468)>. Acceso em: Abril de 2018.
- COLOMBIA (País). Ley 88 de 193: Por la cual se adopta el plan de carreteras nacionales. Disponible em: <<http://www.suin-juriscal.gov.co/viewDocument.asp?id=1630074>>. Acceso em: Abril de 2018.
- COLOMBIA (País). Ley 99 de 1993: Por la cual se crea el Ministerio del Medio Ambiente, se reordena el Sector Público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables, se organiza el Sistema Nacional Ambiental, SINA, y se dictan otras disposiciones. Disponible em: <[www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=297](http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=297)>. Acceso em: Abril de 2018.
- CONSTITUCIONAL, Corte; SENTENCIA, C. 632 de 24 de agosto de 2011. MP Gabriel Eduardo Mendoza Martelo.
- CORPOGUAJIRA y Fundación Biota. Caracterización y monitoreo de la mortalidad de pequeños mamíferos silvestres en los corredores viales del departamento de la guajira. 2012. Disponible em: <<https://www.fbiota.org/actividades-del-año-2012/pequeños-mamíferos/>>. Acceso em: Abril de 2018.
- CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL CENTRO DE ANTIOQUIA- CORANTIOQUIA. SILAPE, Sistema Local de Áreas Protegidas de Envigado, 2014. Disponible em: <<http://cia.corantioquia.gov.co/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=15692>>. Acceso em: Fevereiro de 2018
- CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL VALLE - CVC. Plan de manejo integral de la Reserva Natural Laguna de Sonso, Valle del Cauca, Colombia. Corporación Autónoma Regional del Valle CVC y Asociación de cuencas de los ríos Yotoco y Mediacanoa - ASOYOTOCO, 2007.
- CUNAGUARO. Biodiversidad y Conservación. 2017. Disponible em: <<https://www.cunaguaro.co/biodiversidad-y-conservacion>>. Acceso em: Abril de 2018.
- CUYCKENS, G. A. E. et al. Patterns and Composition of Road-Killed Wildlife in Northwest Argentina. *Environmental management*, 58(5), 810-820, 2016.
- D'ANUNCIÃO, P. E. R. et al. Road ecology and Neotropical amphibians: contributions for future studies. *Acta Herpetologica*, 8(2), 129-140, 2013.
- DECLARACIÓN de Río de Janeiro. Disponible em: <<https://redjusticiaambientalcolombia.files.wordpress.com/.../declaracion-de-rio-19>>.
- DELGADO-V, C. A. Muerte de mamíferos por vehículos en la vía del Escobero, Envigado (Antioquia), Colombia. *Actualidades Biológicas*, 29(87): 235-239, 2007.

- DORADO-CORREA, A. M.; RODRÍGUEZ-ROCHA, M.; BRUMM, H. Anthropogenic noise, but not artificial light levels predicts song behaviour in an equatorial bird. *Royal Society Open Science*, 3(7), 160231, 2016.
- EISENBERG, J. F. *Mammals of the Neotropics. v. 1. The northern neotropics: Panama, Colombia, Venezuela, Guyana, Suriname, French Guiana*, 1989.
- EL COLOMBIANO. Monos tities de Robledo estrenan paso de fauna. 2018 Disponible em: <<http://www.elcolombiano.com/antioquia/monos-tities-de-robledo-estrenan-paso-de-fauna-DF8236072>>. Acceso em: Março de 2018.
- EPYPSA. Plan Estratégico Intermodal de Infraestructura De Transporte. Ministerio de transporte. Resolución 1240 de 2013. 2013. Disponible em: <<https://www.mintransporte.gov.co/descargar.php?idFile=10249>>. Acceso em: Abril de 2018.
- FORMAN, R. T. T. et al. *Road ecology: Science and solutions*. Island Press, Washington, DC, 2003.
- FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. *Annual review of ecology and systematics*, 29(1), 207-231, 1998.
- GARCÉS, G. M. B.; RESTREPO, L. L. E. La competitividad en el transporte terrestre por la carretera dentro del marco de la internacionalización económica colombiana con énfasis en el departamento de Antioquia. Tesis de pregrado, Facultad de Economía, universidad Católica de Oriente, Bogotá, 1997.
- GÓMEZ-POSADA, C. et al Ecología comportamental de un grupo de Tití gris (*Saguinus leucopus*) que utiliza regularmente un puente de dosel. Memorias y libro de resúmenes II Congreso Colombiano y III Congreso Latinoamericano de Mastozoología, 2015. Disponible em: <[http://www.academia.edu/24324354/Memorias\\_y\\_Libro\\_de\\_resúmenes\\_II\\_Congreso\\_Colombiano\\_y\\_III\\_Congreso\\_Latinoamericano\\_de\\_Mastozoolog%C3%Ada](http://www.academia.edu/24324354/Memorias_y_Libro_de_resúmenes_II_Congreso_Colombiano_y_III_Congreso_Latinoamericano_de_Mastozoolog%C3%Ada)>. Acceso em: Abril de 2018.
- GOOSEM, M. Effects of tropical rainforest roads on small mammals: inhibition of crossing movements. *Wildlife Research*, 28: 351-364, 2001.
- GOOSEM, M. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, 93(11), 1587-1595, 2007.
- GOOSEM, M. Internal Fragmentation: the effects of roads, highways, and powerline clearings on movements and mortality of rainforests vertebrates. In: LAUREANCE, W. (Ed.). *Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities*, pp. 241-255. The University of Chicago Press, Chicago y London, 1997.
- GOTTDENKER, N. L. et al. Causes of mortality of wild birds submitted to the Charles Darwin Research Station, Santa Cruz, Galapagos, Ecuador from 2002–2004. *Journal of wildlife diseases*, 44(4), 1024-1031, 2008.
- GREENE, H. W. *Snakes: the evolution of mystery in nature*. Univ of California Press, 2000.
- GRILO, C.; BISSONETTE, J. A.; SANTOS-REIS, M. Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore casualties: consequences for mitigation. *Biological Conservation*, 142, 301-313, 2009.
- GUTIÉRREZ-SANABRIA, D. R.; SÁENZ, J. Ciencia Ciudadana como herramienta para la conservación de especies afectadas por las vías en Costa Rica. Memorias y libro de resúmenes II Congreso Colombiano y III Congreso Latinoamericano de Mastozoología. Página 179, 2015a.
- GUTIÉRREZ-SANABRIA, D. R.; SÁENZ, J. Priorización de carreteras con alto impacto sobre la fauna Silvestre, en la red vial de Costa rica. Memorias y libro de resúmenes II Congreso Colombiano y III Congreso Latinoamericano de Mastozoología. Página 180, 2015b.
- HENAO, B. et al. Puentes de dosel como estrategia para mitigar mortalidad e incrementar conectividad para Tití gris (*Saguinus leucopus*) en los bosques de la hidroeléctrica Porce III, Antioquia, Colombia. Memorias y libro de resúmenes II Congreso Colombiano y III Congreso

- Latinoamericano de Mastozoología. 2015. Disponible em: <[http://www.academia.edu/24324354/Memorias\\_y\\_Libro\\_de\\_resúmenes\\_II\\_Congreso\\_Colombiano\\_y\\_III\\_Congreso\\_Latinoamericano\\_de\\_Mastozoolog%C3%ADa](http://www.academia.edu/24324354/Memorias_y_Libro_de_resúmenes_II_Congreso_Colombiano_y_III_Congreso_Latinoamericano_de_Mastozoolog%C3%ADa)>. Acceso em: Abril de 2018.
- HURTADO-M, J. A. Estructura, participación e incidencia del transporte de carga por carretera en la economía colombiana. Tesis Facultad de ciencias económicas, Universidad de Antioquia, Medellín. 174 p, 1981.
- INDERENA-SODEIC. Estudios y diseños complementarios para la construcción de las obras de recuperación de la región deltaico-estuarina del Río Magdalena, en especial del parque Nacional Natural Isla de Salamanca. Inderena, Bogotá-Colombia, 1987.
- INSTITUTO COLOMBIANO DE NORMAS TÉCNICAS Y DE CERTIFICACIÓN, ICONTEC. ISO 5130: Acústica: medición del ruido emitido por vehículos de carretera en estado estacionario. Colombia, 2004.
- KLÖCKER, U.; CROFT, D. B.; RAMP, D. Frequency and causes of kangaroo-vehicle collisions on an Australian outback highway. *Wildlife Research*, 33(1), 5-15, 2006.
- LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12), 659-669, 2009.
- LESBARRÈRES, D.; LODÉ, T.; MERILÄ, J. What type of amphibian tunnel could reduce road kills?. *Oryx*, 38(02), 220-223, 2004.
- LÓPEZ, W. F. Efecto del corredor vial Buga-Buenaventura, ubicado en la Reserva Natural Bosque de Yotoco (Valle del Cauca, Colombia) en la comunidad de mamíferos y Fundamento para una propuesta de corredores artificiales. PhD Dissertation. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá DC, Colombia, 2007.
- LYNCH, J. D. El contexto de las serpientes de Colombia con un análisis de las amenazas en contra de su conservación. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 36(140), 435-449, 2012.
- MADER, H. J. Animal habitat isolation by roads in agricultural fields. *Biological Conservation*, 29: 81-96, 1984.
- MANCERA, J. E.; VIDAL, L. A. Florecimiento de microalgas relacionadas con mortandad masiva de peces en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Annales del Instituto de Investigaciones Marinas Punta Betin*, 23: 103-117, 1994.
- MARSH, D. M. et al. Forest roads as partial barriers to terrestrial salamander movement. *Conservation Biology*, 19(6), 2004-2008, 2005.
- MINISTERIO DE TRANSPORTE. (2015). Transporte en cifras-Estadísticas 2015. Recuperado de: [https://www.mintransporte.gov.co/Documentos/documentos\\_del\\_ministerio/Estadisticas](https://www.mintransporte.gov.co/Documentos/documentos_del_ministerio/Estadisticas).
- MINISTERIO DE TRANSPORTE. (2016a). Estadísticas. Disponible em: <[http://www.mintransporte.gov.co//Documentos/documentos\\_del\\_ministerio/Estadisticas](http://www.mintransporte.gov.co//Documentos/documentos_del_ministerio/Estadisticas)>. Acceso em: Abril de 2018.
- MINISTERIO DE TRANSPORTE. (2016b). Red PMTI 2035. Disponible em: <[https://www.ani.gov.co/sites/default/files/u233/red\\_pmti\\_2035\\_final.pdf](https://www.ani.gov.co/sites/default/files/u233/red_pmti_2035_final.pdf)>. Acceso em: Abril de 2018.
- MINISTERIO DE TRANSPORTE. PLAN VÍAS-CC: vías compatibles con el clima. Plan de Adaptación de la Red Vial Primaria de Colombia, 2014. Disponible em: <[http://www.minambiente.gov.co/images/cambioclimatico/pdf/Plan\\_nacional\\_de\\_adaptacion/Plan\\_V%C3%ADas-CC\\_V%C3%ADas\\_Compatibles\\_con\\_el\\_Clima.pdf](http://www.minambiente.gov.co/images/cambioclimatico/pdf/Plan_nacional_de_adaptacion/Plan_V%C3%ADas-CC_V%C3%ADas_Compatibles_con_el_Clima.pdf)>. Acceso em: Abril de 2018.
- MUÑOZ, P. T.; TORRES, F. P.; MEGÍAS, A. G. Effects of roads on insects: a review. *Biodiversity and conservation*, 24(3), 659-682, 2015.
- NADJAR, O. D. O.; DE LA OSSA, J.. Fauna silvestre atropellada en dos vías principales que rodean los Montes de María, Sucre, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal-RECIA*, v. 5, n. 1, p. 158-164, 2013.

- NAVAS, O. D. A.. Quince años de la Constitución ecológica de Colombia. Universidad Externado de Colombia, 2006
- OJEDA, G. J. B.; NARVÁEZ, O. A.; MORA, E. N. La carretera Bogotá-Villavicencio y su influencia en los últimos siete barrios del sur-occidente de Bogotá. Tesis Ciencias Sociales, Facultad de Educación, Universidad de La Sabana, Santa Fe de Bogotá-Colombia, 1985.
- PÁEZ, C. R. El pensamiento ecológico de Bolívar. Academia Boyacense de Historia, 1994.
- PALLARES, E. R., & JOYA, F. L. M. (2018). Reptile road mortality in a fragmented landscape of the middle Magdalena Valley, Colombia. *Herpetology Notes*, 11, 81-91.
- PARQUES NACIONALES NATURALES DE COLOMBIA (PNN). Aspectos conceptuales de la planeación del manejo en Parques Nacionales Naturales. Colección Planeación del Manejo de los Parques Nacionales Naturales, 2005. Disponible em: <[http://www.academia.edu/8814616/Aspectos\\_conceptuales\\_de\\_la\\_planeaci%C3%B3n\\_del\\_manejo\\_en\\_Parques\\_Nacionales\\_Naturales](http://www.academia.edu/8814616/Aspectos_conceptuales_de_la_planeaci%C3%B3n_del_manejo_en_Parques_Nacionales_Naturales)>. Acceso em: Abril de 2018.
- PAYAN, E. et al. Wildlife road crossing and mortality: lessons for wildlife friendly road design in Colombia. Proceedings of the 2013 International Conference on Ecology and Transportation (ICOET), 2013.
- PINOWSKI, J. Roadkills of vertebrates in Venezuela. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(1), 191-196, 2005.
- PLAN MAESTRO DE TRANSPORTE INTERMODAL (PMTI) 2015-2035, el horizonte de Colombia: Vargas Lleras. 2015. Disponible em: <<http://www.vicepresidencia.gov.co/prensa/2015/Paginas/Plan-Maestro-de-Transporte-2015-2035-el-horizonte-de-Colombia-151125.aspx>>. Acceso em: Abril de 2018.
- QUINTERO-ÁNGEL, A. et al. Roadkill rate of snakes in a disturbed landscape of Central Andes of Colombia. *Herpetology notes*, 5: 99-105, 2012.
- RAMÍREZ-ZULUAGA, M.; VELÁSQUEZ-SILVA, L. Efectos de carretera en el movimiento de pequeños mamíferos en los corredores biológicos de Barbas Bremen - Filandia, Quindío. Tesis Programa de Biología, Universidad del Quindío, Colombia, 2016.
- RATTON, P.; SECCO, H.; DA ROSA, C. A. Carcass permanency time and its implications to the roadkill data. *European journal of wildlife research*, 60(3), 543-546, 2014.
- RED COLOMBIANA DE SEGUIMIENTO DE FAUNA ATROPELLADA - RECOFSA. 2017. Disponible em: <<http://www.recosfa.net>>. Acceso em: Abril de 2018.
- RESOLUCIÓN 8321 de 1983. El ministerio de salud. República de Colombia.
- RUEDA, A. Algunos comentarios sobre la influencia económica de la carretera Bogotá-Medellín. In: *Anales de Ingeniería*, 1966.
- RUEDA, L. E.; SÁNCHEZ, I. M.; AGUIRRE, J. Estrategias de manejo y conservación del tití gris (*Saguinus leucopus*) en el área de influencia del Proyecto Hidroeléctrico Porce III, Antioquia, Colombia. Guía de Campo. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, 2011.
- SÁENZ, J.; TORRES, L. Modelos de conectividad funcional para el movimiento de mamíferos a través de la carretera Interamericana norte que cruza el área de Conservación Guanacaste, Costa Rica. Memorias y libro de resúmenes II Congreso Colombiano y III Congreso Latinoamericano de Mastozoología. Página 181, 2015.
- SÁNCHEZ, P. H. Hacia la salvación del Parque Nacional Natural Isla de Salamanca. *Trianea*, 2: 505-527, 1988.
- SANTOS, R. A. L. et al. Carcass persistence and detectability: reducing the uncertainty surrounding wildlife-vehicle collision surveys. *PLoS one*, 11(11), e0165608, 2016.
- SEIJAS, A. E.; ARAUJO-QUINTERO, A.; VELÁSQUEZ, N. Mortalidad de vertebrados en la carretera Guanare-Guanarito, estado Portuguesa, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 61(4), 1-18, 2013.



- SERRANO, L. A. et al. Estructura del manglar en el delta exterior del río Magdalena-Ciénaga Grande de Santa Marta, una zona tensionada por alteraciones del balance hídrico. *Anales del Instituto de Investigaciones Marinas de Punta Batín*, 24: 134-164, 1995.
- SISTEMA LOCAL DE ÁREAS PROTEGIDAS DE ENVIGADO- SILAPE. Fortalecimiento y Gestión del Sistema de Áreas Protegidas de Envigado, 2016. Disponible em: <[http://www.academia.edu/33912642/Sistema\\_Local\\_de\\_Áreas\\_Protegidas\\_de\\_Envigado\\_Fortalecimiento\\_y\\_Gestión\\_del\\_Sistema\\_de\\_Áreas\\_Protegidas\\_de\\_Envigado](http://www.academia.edu/33912642/Sistema_Local_de_Áreas_Protegidas_de_Envigado_Fortalecimiento_y_Gestión_del_Sistema_de_Áreas_Protegidas_de_Envigado)>. Acceso em: Abril de 2018.
- SISTEMA LOCAL DE ÁREAS PROTEGIDAS DE ENVIGADO-SILAPE. Estrategias para mitigar los efectos de las carreteras y el transporte motorizado sobre la fauna silvestre, 2015. Recuperado de: [http://www.corantioquia.gov.co/sitios/ExtranetCorantioquia/ciadoc/AREAS%20PROTEGIDAS/AIRNR\\_CV\\_1506\\_102\\_2015\\_2.pdf](http://www.corantioquia.gov.co/sitios/ExtranetCorantioquia/ciadoc/AREAS%20PROTEGIDAS/AIRNR_CV_1506_102_2015_2.pdf).
- SLATER, F. M. An assessment of wildlife road casualties—the potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. *Web Ecology*, 3(1), 33-42, 2002.
- SOSA, R.; SCHALK, C. M. Seasonal Activity and Species Habitat Guilds Influence Road-Kill Patterns of Neotropical Snakes. *Tropical Conservation Science*, 9(4), DOI:1940082916679662. 2016.
- TAYLOR, B. D.; GOLDINGAY, R. L. Wildlife road-kills on three major roads in north-eastern New South Wales. *Wildlife Research*, 31(1), 83-91, 2004.
- TROMBULAK, S. C.; FRISSELL, C. A. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14(1): 18-30, 2000.
- VAN DER REE, R.; SMITH, D. J.; GRILO, C. *Handbook of road ecology*. John Wiley & Sons. 2015.
- VARGAS-SALINAS, F.; AMÉZQUITA, A. Traffic noise correlates with calling time but not spatial distribution in the threatened poison frog *Andinobates bombetes*. *Behaviour*, 150(6), 569-584, 2013.
- VARGAS-SALINAS, F.; DELGADO-OSPINA, I.; LÓPEZ-ARANDA, F. Implementación de acciones de manejo para la conservación del ecosistema andino y subandino de la cordillera Occidental: bosque La Albania y Reserva Forestal Bosque de Yotoco, departamento del Valle del Cauca. Tomo II. Informe inédito Convenio 086 de 2005 Fundación Asoyotoco y Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, Colombia. 86 p, 2006.
- VARGAS-SALINAS, F.; DELGADO-OSPINA, I.; LÓPEZ-ARANDA, F. Mortalidad por atropello vehicular y distribución de anfibios y reptiles en un Bosque Subandino en el occidente de Colombia/Amphibians and reptiles killed by motor vehicles in a Sub-Andean forest in western Colombia. *Caldasia*, 121-138, 2011.
- VARGAS-SALINAS, F.; LÓPEZ-ARANDA, F. ¿Las carreteras pueden restringir el movimiento de pequeños mamíferos en bosques andinos de COLOMBIA? Estudio de caso en el Bosque de Yotoco, Valle del Cauca. *Caldasia*, 34(2), 409-420, 2012.
- VARGAS-SALINAS, F.; DORADO-CORREA, A.; AMÉZQUITA, A. Microclimate and stream noise predict geographic divergence in the auditory signal of a threatened poison frog. *Biotropica*, 46(6), 748-755, 2014.



A scenic view of a paved road leading towards a sunset over a body of water, with a large rock formation on the left.

# **Uruguay y el Impacto de las carreteras: contexto y perspectivas a futuro**

Hugo I. Coitiño, Felipe H. M. Touron & José C. G. Antúnez

---

---

### **Resumen**

El número de mamíferos terrestres registrados en Uruguay hasta el momento es de 79 especies, de éstas 30 están catalogadas por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) como prioritarias para la conservación. Las carreteras constituyen una amenaza para la sobrevivencia de numerosas especies, éstas pueden causar impactos negativos como: fragmentación de hábitats, atropellos de animales, efecto barrera y borde, dispersión de especies exóticas, cambios en los microclimas y contaminación sonora, entre otros. En las rutas de Uruguay es común observar numerosos animales atropellados, en su gran mayoría medianos y grandes mamíferos. En el año 1997 se realizó un relevamiento en la ruta 9 donde se registraron aproximadamente 1.800 individuos atropellados en un año. Luego de ese trabajo no se han realizado más investigaciones en esta temática hasta el 2015, cuando la ONG ECOBIO Uruguay comienza a trabajar en un proyecto a largo plazo. Este proyecto retomó la necesidad de realizar estudios sobre esta problemática en Uruguay. El objetivo del proyecto es generar información de base acerca del impacto de las rutas sobre las poblaciones de medianos y grandes mamíferos, identificar las especies que son más afectadas por los atropellos y establecer una red de monitoreo a nivel nacional involucrando distintos actores sociales. El área de estudio en ambos proyectos son las rutas nacionales del sur y este del país. Es una región con una gran heterogeneidad de ecosistemas, importante diversidad de mamíferos y donde se localizan la mayoría de las áreas protegidas y de los humedales que forman parte del Convenio Ramsar. Hasta la fecha se han registrado aproximadamente 1.500 mamíferos atropellados siendo los zorrillos, el zorro gris y zorro de monte las tres especies más afectadas. Con el fin de formar una red de monitoreo nacional se elaboró una página web donde distintos miembros de la sociedad civil colaboran con el proyecto enviando información de animales que registran en las rutas. Para esto se elaboró un formulario con información de base y un mapa online en donde se suben todos los registros que se van recabando en campo. Para fortalecer la participación de la sociedad se está elaborando una aplicación para telefonía móvil con la cual se podrá sacar una foto georreferenciada de los animales atropellados. Como perspectiva a futuro, se plantea establecer un monitoreo a largo plazo, además de fortalecer la divulgación de esta problemática en la sociedad e incentivar a que participen del proyecto aportando información. Finalmente se desarrollarán nuevos proyectos con el fin de continuar proporcionando información para el conocimiento y la conservación de la biodiversidad de Uruguay y mitigar los impactos de las rutas sobre la misma.

## Introducción

La fauna de mamíferos del Uruguay está conformada por 117 especies (González *et al.*, 2013), y se agrupan en 9 órdenes y 33 familias (Achaval *et al.*, 2007; González & Martínez-Lanfranco, 2010; González *et al.*, 2013; González y Lessa, 2014); de los cuales, 79 son mamíferos continentales. En relación a la diversidad de mamíferos terrestres, se considera que la mastofauna uruguaya presenta una diversidad intermedia en comparación con las especies presentes en zonas tropicales, las cuales son mayores, y las ubicadas en altas latitudes que son menores (González & Lessa, 2014). Luego, si se compara la diversidad presente en Uruguay con la de Brasil y Argentina, tomando en cuenta la superficie de cada uno, nuestro país presenta un importante número de especies (117 registradas) en comparación con las 368 especies de Argentina y las 688 especies presentes en Brasil (González & Lessa, 2014).

Hay quienes consideran que la mastofauna uruguaya está muy bien conocida, sin embargo, aún quedan muchas preguntas sin contestar relativas a la Sistemática, Genética y Ecología de estas especies (González & Martínez-Lanfranco, 2010; González & Lessa, 2014). Desde hace algunos años han comenzado a aumentar las investigaciones en aquellos grupos poco estudiados a nivel nacional como son el caso de los xenartros y los carnívoros (Coitiño *et al.*, 2013, Cohelo *et al.*, 2014; Mannise *et al.*, 2012; Montenegro *et al.*, 2013). Algunos de estos trabajos se han enfocado a investigar la distribución de las especies mediante modelos de distribución potencial de estos grupos (Bou, 2012; Coitiño *et al.*, 2013 y 2014; Coelho, 2013).

Según la lista de especies prioritarias elaborada en el año 2013 por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, en Uruguay existen 30 especies de mamíferos continentales que están consideradas prioritarias para la conservación para el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) (González *et al.*, 2013).

Actualmente se está viviendo lo que la comunidad científica llama “Crisis Global de la Biodiversidad”, provocando una tasa de extinción la cual se asemeja a las extinciones masivas que hubo a lo largo de la historia (Ceballos *et al.*, 2015). Esto ha provocado que el mantenimiento integral de los ecosistemas se vea amenazado (Clavijo *et al.*, 2013). Esta crisis se debe, entre otras cosas, a las modificaciones provocadas por las actividades del ser humano sobre los ambientes naturales, las cuales generan fragmentación, pérdida parcial o total de diversos hábitats y su biodiversidad asociada (Bustamente & Audrey, 1995; González & Martínez-Lanfranco, 2010; Soutullo *et al.*, 2013).

En Uruguay, es muy común ver en las rutas nacionales animales atropellados, de los cuales, la gran mayoría son medianos y grandes mamíferos. Sin embargo, no hay investigaciones acerca de como las infraestructuras viales están afectando a este grupo de organismos en largo plazo. El único antecedente conocido que hay sobre esta problemática en Uruguay, fue realizado por la ONG Vida Silvestre durante el año 1997 con el apoyo del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca, en ese estudio se realizaron censos mensuales durante un año, en un trayecto de 230 km por la ruta 9, y registraron aproximadamente unos 1.800 mamíferos atropellados en ese periodo.

Aunque, estos resultados no se pueden extrapolar a todo el país debido a la diferencia en el tránsito vehicular de las rutas (González y Martínez-Lanfranco, 2010). El citado trabajo demostró que los mamíferos están siendo afectados de manera significativa por las carreteras. Después de ese trabajo no se han realizado más investigaciones en esta temática.

En marzo del 2015 la ONG ECOBIO Uruguay comenzó a llevar a cabo el proyecto "Impacto de rutas sobre las poblaciones de medianos y grandes mamíferos". Este proyecto pretende iniciar una nueva línea de investigación sobre los efectos de las rutas sobre la fauna en Uruguay a mediano y largo plazo, así como generar información de base acerca de los impactos que las rutas generan sobre la biodiversidad y, en especial, contribuir a la conservación de las especies de medianos y grandes mamíferos de Uruguay. Para ello, se pretende monitorear las rutas nacionales de todo el país y crear nueva información que sea de utilidad para la elaboración de planes de manejo y mitigación de los efectos negativos de las carreteras sobre la mastofauna.

La información que se recopile en este proyecto permitirá identificar: las especies más afectadas por los atropellos; aquellas zonas que presenten una mayor mortalidad y en que períodos del año se observa una mayor mortalidad (si es en período reproductivo o no), lo que nos brindará información sobre la variación espacial y temporal de la mortandad en rutas. A su vez, esto permitirá proponer medidas para intentar reducir la mortandad por atropello de estas especies; crear un programa de monitoreo a largo plazo; identificar si dichos impactos afectan a especies que presentan problemas de conservación tanto a nivel nacional como internacional y comunicar esta investigación como nuevos aportes al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP); concientizar a la Sociedad acerca de la importancia de la biodiversidad y que pueden hacer para mitigar la pérdida de fauna en las carreteras, y producir información para elaborar pautas de manejo y que las mismas sean incluidas en los estudios de impacto ambiental de las rutas como medidas a ser implementadas.

Para acercar a la sociedad a esta problemática se plantea la realización de talleres, folletos y también se elaboró un blog en donde aquellas personas que quieran aportar información de animales atropellados que vean en las rutas puedan hacernos llegar dicha información a través de un formulario que se elaboró (<http://impactorutasecobiouy.blogspot.com.uy/>). Luego para hacer más fácil para cualquier persona poder pasar la información sin tener que ir al blog, se está elaborando una aplicación de celular con el fin de que una persona pueda sacarle una foto georreferenciada al animal atropellado y puedan enviar esa imagen a una planilla en donde se recopilan todos los registros de atropello.

También se está llevando a cabo una tesis de maestría en esta temática en donde se trabajará en la evaluación de las condiciones territoriales para la sobrevivencia de las poblaciones de medianos y grandes mamíferos e identificar a nivel espacio temporal los impactos que provocan las carreteras sobre estas especies. En dicha tesis se utilizarán algoritmo de favorabilidad (Acevedo & Real, 2012) para identificar

los sitios más favorables para las especies de medianos y grandes mamíferos y los sitios menos favorables para las mismas.

Estos dos proyectos se están llevando a cabo en la región este del país abarcando los departamentos de Maldonado, Lavalleja, Canelones, Treinta y Tres, Cerro Largo y Rocha. Y se están recorriendo las rutas n° 1B, 7, 8, 9, 10, 15 y 26 ya que una de las metas es comparar la mortalidad de animales en rutas de alto y bajo tránsito (Figura 3).

Las razones por la que se seleccionó la región este del país son la presencia de una gran diversidad de especies, heterogeneidad de ecosistemas, es donde se localizan la mayoría de las áreas protegidas nacionales e internacionales como el caso de las reservas Ramsar de la Laguna Merín. También se encuentran las zonas turísticas más importantes del país como el caso de Punta del Este en el departamento de Maldonado, La Paloma, La Pedrera, Cabo Polonio, Punta del Diablo, Santa Teresa y La Coronilla como los principales balnearios del departamento de Rocha. Durante el verano estos balnearios reciben miles de personas que eligen estos lugares para vacacionar en las playas oceánicas.

Esto lleva a que durante los meses de diciembre a marzo las rutas que conectan estos sitios aumentan su tránsito vehicular de manera significativa aumentando el riesgo de atropellos de animales. Según cifras de la Corporación Vial del Uruguay, en los últimos cinco años el tránsito vehicular en la región este del país ha ido en aumento lo que va de la mano con el aumento del turismo de playa.

Por otra parte, otro momento del año en donde el tránsito vehicular aumenta es durante los meses de marzo y abril el cual coincide con la semana santa. Durante esta semana la población cambia de destino turístico eligiendo sitios campestres disminuyendo el turismo de playa.

Con respecto al tipo de vehículo, la Corporación Vial del Uruguay (CVU) los clasifica en siete categorías que se muestran en la tabla 1.

Los mamíferos no escapan de esta crisis enfrentándose a diversas amenazas que pone en riesgo su sobrevivencia. Dentro de las amenazas que afectan a las poblaciones de mamíferos, las invasiones biológicas y la destrucción de hábitats son los factores más significativos, con mayor extensión en el planeta y con un mayor impacto sobre la biodiversidad en general (Aguirre & Mendoza, 2009). La destrucción de hábitats es un efecto que desde hace muchos años atrás está presente al igual que la introducción de especies exóticas. Dentro de los fenómenos que provocan este fenómeno se encuentra el desarrollo urbano, actividades agropecuarias, producción de energía y minería, infraestructura vial, mientras que el comercio de especies es una de las causas que provoca la invasión de especies exóticas (Aguirre & Mendoza, 2009). Otros problemas a los que se enfrentan las poblaciones de mamíferos son la caza, la contaminación y el cambio climático, entre otras (Pérez & Ojasti, 1996; Aguirre & Mendoza, 2009; Andrade-G, 2011; González et al., 2013).

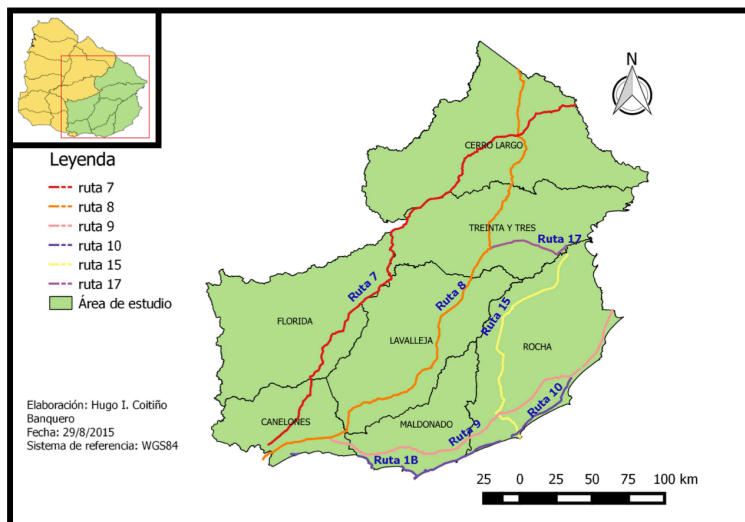


Figura 1. Área de estudio y las rutas en donde se realizan los censos.

Tabla 1. Categorías de automotores utilizados por la Corporación Vial del Uruguay y su correspondiente descripción.

Categorías	Descripción
1	Autos, camionetas (hasta 8 asientos, incluido el del conductor) y otros vehículos de 2 ejes sin ruedas duales, con remolque de un eje.
2	Ómnibus expreso (conductor y un acompañante como máximo), Micro y Mini-ómnibus y camión tractor sin semi-remolque.
3	Vehículos de 2 ejes con más de 4 cubiertas.
4	Ómnibus con pasajeros.
5	Vehículos o equipos de carga con 3 ejes.
6	Vehículos con tráiler de 2 ejes con hasta 4 cubiertas.
7	Vehículos o equipos de carga con más de 4 ejes.

Las categorías que dominan en el tránsito de Uruguay son las categorías 1 y 7.

## Efectos de las carreteras sobre la fauna

Finalmente, respecto a los resultados que hemos obtenido hasta la fecha, se han registrado más de 1.000 animales atropellados, en su gran mayoría son medianos mamíferos. Dentro de las especies con mayor registros se encuentran el zorrillo (*Conepatus chinga*), el zorro de monte (*Cerdocyon thous*) y el zorro gris (*Lycalopex gymnocercus*), superando el 50 % de los registros obtenidos. A esto hay que sumarle los registros de zorros los cuales no se pudo aún identificar de que especie se trata. Cualquiera de las tres especies con más atropellos no presenta problemas de conservación y no son consideradas como especies prioritarias para el SNAP. Sin embargo, se han registrado otras especies que si presentan problemas de



conservación a nivel nacional como internacional y son consideradas prioritarias por el SNAP. Dentro de estas especies se encuentra el gato montés (*Leopardus geoffroyi*), el margay (*Leopardus wiedii*) y el coatí (*Nasua nasua*).

Por último, la mayoría de los registros pertenecen al orden Carnívora lo que se podría explicar a que son especies que necesitan territorios extensos para sobrevivir lo que los lleva a enfrentarse a las carreteras aumentando la probabilidad de atropello. Y como se ha mencionado anteriormente, tres especies de carnívoros son las más afectadas. Con respecto al zorrillo y otras especies de medianos y grandes mamíferos, el conocimiento es tan escaso o nulo que no nos permite afirmar que la densidad poblacional es alta o baja. Esto nos lleva a la necesidad de comenzar a investigar y fortalecer el conocimiento de este grupo.

Hasta la fecha se han sumado varias personas al proyecto los cuales nos han brindado mucha información de diversas especies atropelladas. A su vez mucha de esa información son de rutas que actualmente no abarcamos en el proyecto por lo que es de suma importancia dicha información ya que marca el inicio de un futuro monitoreo del país entero.

## **Perspectivas a futuro**

Creemos importante y necesario implementar el monitoreo de las rutas del país a largo plazo. Para lograr esto nos planteamos continuar y fortalecer la educación de la sociedad respecto al tema y también incentivar a que las mismas participen del proyecto aportando información. La aplicación de celular que se está elaborando será una herramienta fundamental para cumplir con este objetivo.

También nos hemos planteado no solo monitorear las rutas en relación a los atropellos sino comenzar a trabajar en nuevas líneas de investigación como:

- Efectos de las rutas sobre los microclimas de los ambientes que las rodean.
- Efectos en el ciclo hidrológico de las cuencas.
- Analizar el efecto barrera y borde con el fin de identificar sobre que especies se genera estos efectos.
- Elaborar planes de conservación para las rutas.
- Generar pautas para que se incorporen a los estudios de impacto ambiental esta temática.

## **Agradecimientos**

Queremos agradecer a Rufford Small Grant por apoyar y financiar este proyecto. Agradecemos a todas las personas que se han sumado al proyecto brindando información: Daniel Gómez, Jorge Díaz, Jeanine Beare, Marisa Ortiz, Jorge Coleff, Valentina Franco, Emanuel Machin, Diego Moreira, Juan Cabrera, Ignacio Lombardo,

José Bessonart, Alejandro Fallabrino, Adalberto Guex, Guillermo Debandi, Enzo Cuelho, Joaquín Rodríguez, Camilo Dimet, Jorge Aguiar, Cecilia Camacho, Olivia Lluch. También queremos agradecer a todos los voluntarios que han participado de las salidas de campo del proyecto: Agustina Serrón, Germán Gil, Héctor Banchemo, Alvaro Russo, Fiorella Breseti, Florencia Clivio, Leyla Cuello, Maximiliano Costa, Natalia Mannise, María Ángeles Pérez Lazo, Meica Valdivia, Verónica De Souza y Florencia Artecona

### Bibliografía

- ACEVEDO, P.; REAL, R. Favourability: concept, distinctive characteristics and potential usefulness. *Naturwissenschaften*, 99:515–522, 2012.
- ACHAVAL, F.; CLARA, M.; OLMOS A. *Guía fotográfica de los mamíferos de Uruguay*. 2da Edición. Zonalibro Industria Gráfica. Montevideo, 216 pp, 2007.
- ANDRADE, G. Estado del conocimiento de la biodiversidad en Colombia y sus amenazas. Consideraciones para fortalecer la interacción ambiente-política. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 35 (137): 491-507, 2011.
- BOU, N. **Distribución potencial de tres especies de Leopardus (Carnivora: Felidae) para Uruguay**. Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, Uruguay, 2012.
- BUSTAMANTE, R.; AUDREY, A. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Revista Ambiente y Desarrollo*. XI (2): 58-63, 1995.
- CEBALLOS, G. et al. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sciences Advances* 1(5): e1400253, 2015.
- CLAVIJO, C.; MARTÍNEZ-LANFRANCO, J. A.; SOUTULLO, A. Contribución de una lista de especies prioritarias a la conservación de la biodiversidad en Uruguay: antecedentes, oportunidades y desafíos. Pp. 17-26, in: SOUTULLO, A.; CLAVIJO, C.; MARTÍNEZ-LANFRANCO, J. A. (eds). **Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares**. SNAP/DINAMA/MVOTMA y DICyT/MEC, Montevideo. 222 pp., 2013.
- COELHO, L. et al. **Conservación de carnívoros en Uruguay: Herramientas para atenuar conflictos con actividades antrópicas**. III Congreso Uruguayo de Zoología, Montevideo, Uruguay, 2014.
- COELHO, L. **Modelación de la distribución potencial del aguará guazú (Chrysocyon brachyurus) en el límite sur de su distribución y su relación con factores climáticos, geográficos y/o antrópicos**. Tesis de Maestría en Biología, PEDECIBA, Facultad de Ciencias, Uruguay, 2013.
- COITIÑO, H. et al. Distribución actual y potencial de Cabassous tatouay y Tamandua tetradactyla en el límite sur de su distribución: implicancias para su conservación en Uruguay. *Edentata*, 14: 23-34, 2013
- GONZÁLEZ, E. M. et al. Mamíferos. Pp. 175-207, in: SOUTULLO, A.; CLAVIJO, C.; MARTÍNEZ-LANFRANCO, J. A. (eds). **Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares**. snap/dinama/mvotma y dicyt/mec, Montevideo, 2013.
- GONZÁLEZ, E. M.; MARTÍNEZ-LANFRANCO, J. A. Mamíferos del Uruguay: Guía de campo e introducción a su estudio y conservación. *Vida Silvestre-Museo Nacional de Historia Natural*. Ediciones de la Banda Oriental, Montevideo. 462 pp, 2010.
- GONZÁLEZ, E.; LESSA, E. Historia de la Mastozoología en Uruguay. Pp. 381-404, in: ORTEGA, J.; MARTÍNEZ, J. L.; TIRIRA, D. G. (eds). **Historia de la mastozoología en Latinoamérica, las Guayanas y el Caribe**. Editorial Murciélago Blanco y Asociación Ecuatoriana de Mastozoología, Quito y México, DF, 2014.

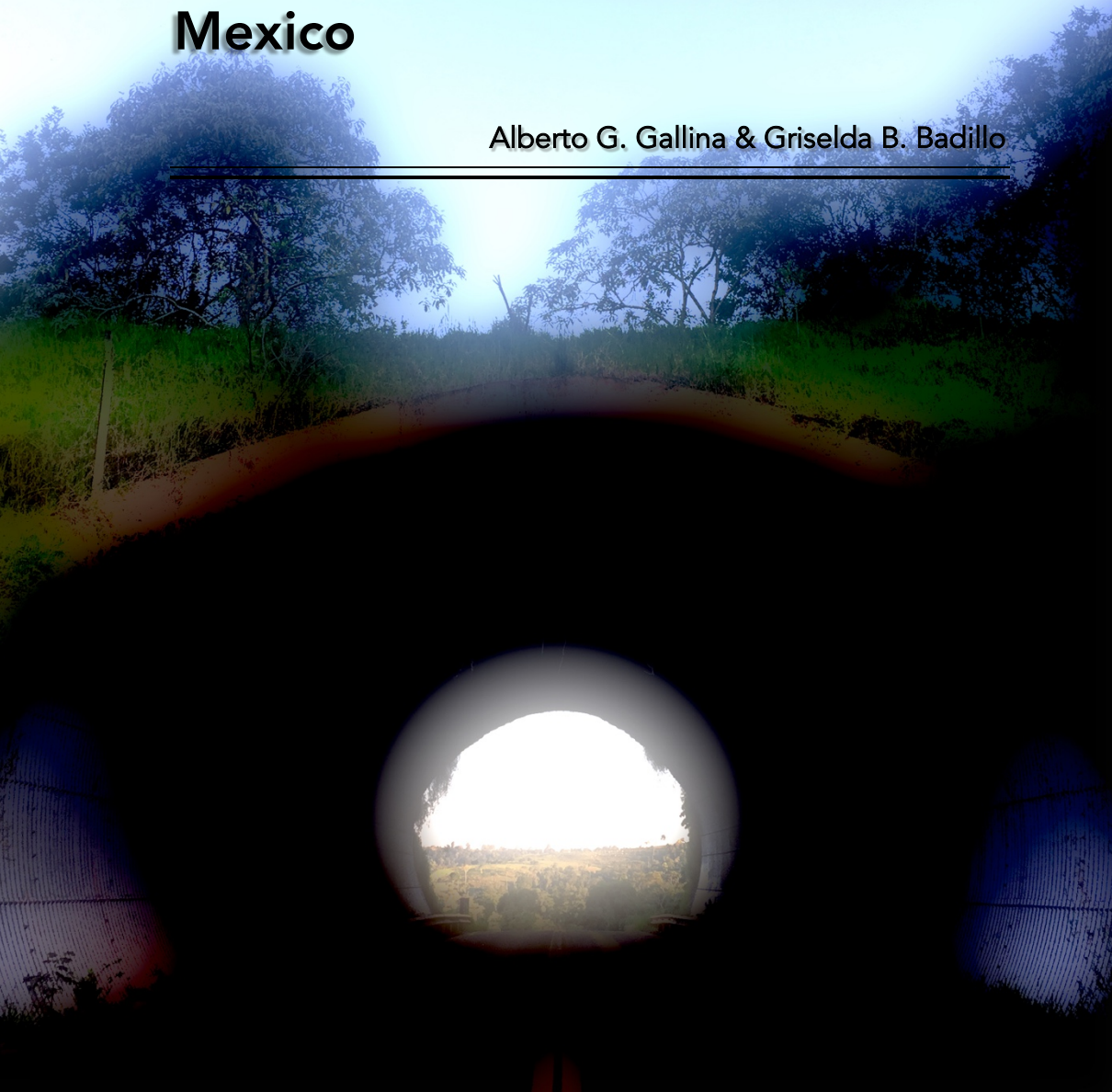
- MANISSE, N. **Análisis de La estructura genética de poblaciones de aguará guzú (Chrysocyon brachyurus)**. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, Montevideo, Uruguay, 98 pp, 2012.
- MONTENEGRO, F.; COITIÑO, H.; HERNÁNDEZ, D. What we know about our Xenarthra? An Uruguayan study case. **11th International Mammalogical Congress**, Belfast, Irlanda, 2013.
- MUÑOZ, A. A. et al. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía, en Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México, pp. 277-318, 2009. Disponible em: < file:///Users/alexbager/Downloads/2009AguirreMuoz MendozaAlfaroetal.pdf>. Acceso em: Abril de 2018.
- PÉREZ, E.; OJASTI, J. La utilización de la fauna silvestre en América Tropical y recomendaciones para su manejo sustentable en las Sabanas. Sociedad Venezolana de Ecología. **Revista ECOTRÓPICOS** 9 (2): 71-82, 1996.
- SOUTULLO, A.; CLAVIJO, C.; MARTÍNEZ-LANFRANCO, J.A. (eds.) **Especies prioritarias para la conservación en Uruguay**. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares. SNAP/DINAMA/MVOTMA y DICyT/MEC, Montevideo. 222 pp, 2013.



# How road ecology is helping to build sustainable roads in Mexico

Alberto G. Gallina & Griselda B. Badillo

---



### **Resumen**

México es un país megadiverso por su alto número de especies pero también por su riqueza en endemismos, ecosistemas y su gran variabilidad genética en muchos taxa. La conservación de la extraordinaria diversidad Mexicana es un gran reto especialmente considerando los actuales patrones espaciales y tendencias de uso del suelo, degradación de habitats e incremento de la población humana. Las carreteras son el pilar del desarrollo del país, con la mayoría de la carga (55%) y pasajeros (98%) fluyendo por éstas. La red carretera tiene una longitud de 377,660km aproximadamente. Los estudios de ecología de caminos en México inician en 1991, pero hasta la fecha hay poca investigación en este país (25 estudios formales). La mayoría de la información se encuentra generada por consultoras ambientales y agencias carreteras. Las tendencias de atropellamientos en México son poco conocidas, un estudio menciona valores entre 290,175 y 2,031,225 atropellamientos de mamíferos anualmente a nivel nacional. Las investigaciones actuales muestran que los taxa más impactados son los mamíferos en zonas áridas o templadas, y herpetofauna en zonas tropicales. Sin embargo, aunque aun pocos, nuevos proyectos carreteros "ambientalmente responsables" han implementado obras de mitigación como pasos de fauna e incluido programas de monitoreo enfocados a especies prioritarias.

### **Abstract**

Mexico is a megadiverse country by its high number of species but also by its richness of endemics, ecosystems and its great genetic variability in many taxa. The conservation of Mexico's extraordinary biodiversity is a huge challenge, especially considering the spatial patterns and current tendencies in land use, habitat degradation and the increase in the human population. Highways are the cornerstone of the country's development with most of the cargo (55%) and passengers (98%) flowing through them. The highway network consists of a length of 377,660 km. Road ecology studies in Mexico started in 1991, there is still few research in this topic (25 formal studies). The information mainly is from environmental consultancies and road agencies Roadkill tendencies and rates in Mexico are poorly known, one study mentions values between 290,175 and 2,031,225 road killed mammals annually in the country. Current research shows the most impacted taxa are mammals in arid or temperate environments and reptiles and amphibian species in the tropical regions. However, though few so far, new "environmental responsible" highway projects have been implemented through the placement of wildlife crossing structures and other mitigation measures accompanied with monitoring programs focused on some critical species.

## **The Mexican context**

### **Species richness**

México is a country within the global biodiversity context (DIRZO, 1992; MITTERMEIER; ROBLES-GIL; MITTERMEIER, 1997; MITTERMEIER et al., 1999; WCMC, 1992). Mexico occupies the 14<sup>th</sup> place in territorial surface and spread across its surface, the 4<sup>th</sup> richest biota in the world. Being the country placed in the 8<sup>th</sup> place in birds, 5<sup>th</sup> in vascular flora and amphibians, 3<sup>rd</sup> in mammals and 2<sup>nd</sup> in reptile species, it contributes with an average of 10% of the global richness in each taxa (SEMARNAT, 2008). This high biodiversity is explained by its great physiographic complexity and its intricate geological and climatic history (BOBBINK; HEIL, 2003). Mexico is in this context considered megadiverse by its high number of species but also by its richness of endemics, ecosystems and its great genetic variability in many taxa. Owing to its latitude, it is located at the convergence of the Nearctic and Neotropical biogeographic regions, resulting in the conjunction of arid, humid, temperate and purely tropical regions (RAMAMOORTHY et al., 1993). Regarding species richness pattern, Mexico shows a general tendency of increase richness towards the south of the territory reaching its highest values in the central and northwestern part of the Oaxaca state where Sierra Madre del Sur, Neovolcanic axis and the Sierra Madre Oriental, Northern Oaxaca Sierra and the Tehuacán-Cuicatlán Valley all converge (VILLASEÑOR et al., 2005). Endemism is more frequent towards the southern mountain ranges and more towards areas with tropical, semiarid or subhumid conditions (RZEDOWSKI, 1991; LLORENTE; LUIS, 1993). Thus, endemic species increase towards the Pacific and the High Plateau Central Region. The Mexican fauna and flora is described in an interval between 70 and 90%, varying widely between taxonomic groups.

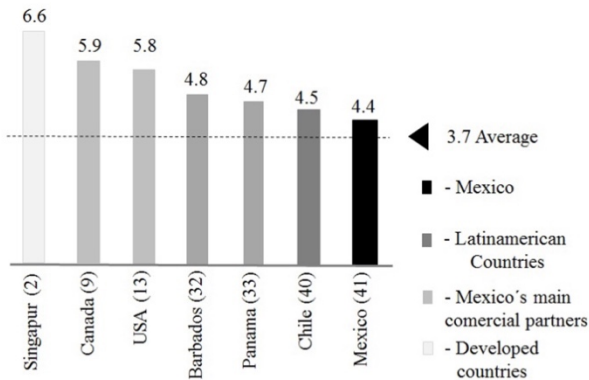
The conservation of Mexico's biodiversity is a great challenge, especially considering the spatial patterns and current tendencies in land use, habitat degradation and the increase in the human population. In the last 50 years, Mexico has suffered the drastic transformation of its natural environments by damage or irreversible human disturbance. Within its nearly two million square kilometers of land, there has been a vast number of changes that generally exceed the global mean; i.e. deforestation rates, increasing the area used for agricultural crops and pastures, urban expansion and many other changes that have been well documented (MAS; VELÁZQUEZ; COUTURIER, 2004, SÁNCHEZ-COLÓN et al., 2008; JONES; BEKKER; VAN DER REE, 2015) including roadways. With its approximate 17,000 km<sup>2</sup> of protected areas including 34 Biosphere Reserves, 64 National Parks, four natural monuments and 26 Protection areas for flora and fauna.

### **Road network**

In the Global Competitiveness Index of 2012 within the World Economic Forum, Mexico is in the 41<sup>st</sup> place amongst 144 countries in the matter of transportation

## Infraestrutura Viária & Biodiversidade

infrastructure (Fig. 1). This fact puts us almost 40 places below our major trading partners and below nations with similar levels of development in the region, which at the same time indicates a dispersion of efforts to link Mexico. This same index broken down in sectors, shows Mexico occupies the 50<sup>th</sup> place in highways, 60<sup>th</sup> in railroads, 64<sup>th</sup> in shipping docks from amongst a total of 144 countries. Likewise, we are at the 81<sup>st</sup> (amongst 142 countries) in telecommunication infrastructure and digital content within the global connectivity index.



From 1 to 7 being 7 accessible and 1 inaccessible.  
Source: World Economical Forum

Figure 1.- World Competitiveness Index in Transportation Infrastructure 2012. The index in the upper part of the columns is from one to seven, being 7 accessible and 1 inaccessible. Each country with its place within the index, including some Latin-American countries (dark gray), and some developed countries (light gray) with Mexico in black with a line marking the global mean (Programa Nacional de Infraestructura 2014-2018, México).

From 1992-2011, Mexico invested an average of the 1.10% of the annual national GDP in transportation and communications infrastructure, placing the country below the average of countries such as the USA (1.52%) and China (5.02%) for instance. In the last five years this investment has been reduced to average a 1.07% adding a total of 43,500 million US dollars (approximately) from which 54% went to the private sector and 46% to the public. In addition, these efforts have not managed to detonate a substantial improvement of the transportation sector due to a lack of an integral development strategy.

In 2012, 55% of the cargo used the highway transportation system followed by 34% at the sea transportation and 11% by railway infrastructures. These impacts the transportation costs because the distance between companies that generate the main cargo flows are usually greater than an average of 400-500 km. Also, highways are the cornerstone of the country's revenue with most of the cargo (55%, Fig. 2) and passengers (98%) flowing through it. To attend this demand the highway network consist of a length of 377,660 km (Fig. 3) which corresponds to federal (49,625 km) and state highways (83,982 km), rural network (169,429 km) and an enhanced unpaved roads (74,596 km). The current highway network comprises 15 highways: from east to



west and from north to south. These highway corridors have 68.6% of their surface considered as high specification roads, meaning road designs for speeds of 90 km/h, with gentle curves and slopes with 2.5m road shoulders and 3.5m lanes with appropriate signaling; which contributes to the great majority of the network registering adequate service levels. Nevertheless, there is a risk for these service levels to deteriorate once the cargo flow increases and the country's regions are emerging economically (PNI, 2014-2018).

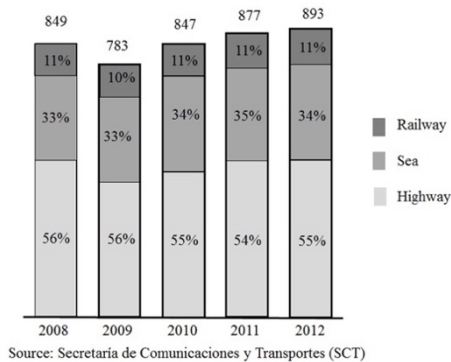
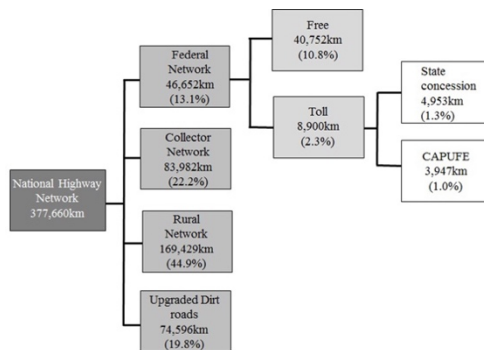


Figure 2.- Cargo movement within the main transportation areas in Mexico 2008-2012 (in millions of tons, Programa Nacional de Infraestructura 2014-2018, México). Highways (light gray), Marine (gray) and Railroad (dark gray).



Source: Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT). Subsecretaría de Infraestructura.

Figure 3.- Mexico's National Highway Network (Programa Nacional de Infraestructura 2014-2018, México). From the national network total, (from upper to lower) to Federal, Collector, Rural and Upgraded dirt roads. Each with its length and percentage from total highway network.

In Mexico, each region faces different problems regarding transportation. The south-southeastern region has few road connections. Thus, absence of adequate transportation systems together with the dispersion of populations and the distance among productive areas, combined with the orographic sinuosity and the constant presence of meteorological phenomena (strong rains, hurricanes) that affect the transportation network. The Northern region sees its cargo interchange diminished

between the USA and Asia. It could be due to several factors, for instance, high time and economical costs generated by the transport truck saturation in borderline crossings and bridges estimated in an 80% with an average waiting time of 2:30h, discontinuous railroad network with low cargo mobilization in sea transportation with little intermodal integration between transportation means. The central region shows a clear saturation between accesses to population centers despite the fact that there is where the highest road density is present due to population concentration particularly around the metropolitan area of the Mexico Valley. There is a need for a more efficient passenger railroad system to lighten this problem, so far its growth has been insufficient despite the growing demand.

Mexico is planning to invest around 1,320,109 million pesos in communications and transportation projects with 57.73% being private investment and 42.27% public, out of those 223 projects, 151 are highways (78 considered strategic) with a 394,981 million pesos budget. From all highway projects, 69 will be new constructions, 43 upgrades and rehabilitation, 30 expansions and 9 conclusion of prior projects (PNI, 2014-2018).

This chapter will focus in how the Road Ecology plays a vital role for its advancement in order to achieve the final goal of having environmentally "responsible" roads that effectively mitigate the negative effects on wildlife in terms mainly of reducing road kill and fragmentation, allowing long-term connectivity and persistence for the different species within this country.

### Road ecology research in Mexico

#### Road-kill research

Road ecology has gained increased interest in Mexico (Table 1). As is the general rule for Latin America, sadly, the scientific development of Mexico is low when compared to "developed" countries in terms of number of specialists, installations, publications and mainly resources destined towards the distinct areas of knowledge, and Road Ecology research is not an exception.

González-Gallina and Benítez-Badillo (2013) did a review on the road ecology studies in Mexico; out of we found that Road Ecology studies in this country started with the work of Polaco and Guzmán (1991, 1992 and 1993). In their first study, they compared the number of species hit by vehicles. They estimated 290,175 to 2,031,225 mammal records are road-killed every year in the entire country. The region of Los Tuxtlas, Veracruz has one of the few conserved tropical rainforests in the country (the Los Tuxtlas Biosphere Reserve), though the reserve is rather fragmented, and Morales-Mávila et al. (1997) found that during periods of increased activity such as spring and summer (the reproductive season) there is an increase in the number of roadkills. In Oaxaca, Becerril-Morales (2001) focused on a toad species (*Rhinella marina*) and estimated that along 1 km of highway 2.3 to 6.4 toads are roadkills each day (1,260 per year).

Table 1.- Roadkill studies in México, with focal group, number of species and individuals, together with roadkill estimates.

Source	Year	Locality	Road length (km)	Focal Species/Group	Total Species	Total Individuals	Annual Death-toll Estimate
Polaco & Guzmán	1993	Nuevo León	50	Mammals	35	174	for Mexico 290,175 to 2,031,225
Rendón & Polaco	1996	Nuevo León	194	Tortoise	1	7	-
Morales-Mavil et al.	1998	Tuxtlas, Veracruz	8	Vertebrates	73	468	-
Castillo-Sánchez	1999	Pinacate, Sonora	55	Pronghorn	1	3	-
Becerril-Morales	2001	Puerto Angel, Oaxaca	1	Toads	1	-	1260
Escobedo & Calme	2007	Calakmul- Balam-ku	-	Bats	8	-	-
Grosselet et al.	2008	Juchitán, Oaxaca	1.2	Vertebrates	30	205	-
Pozo-Montuy & Pozo- Juárez	2008	Cuenca Baja del Usumacinta	77	Vertebrates	18	114	-
Lara-Gómez	2008	Costa Sur, Jalisco	204	Vertebrates	64	407	-
Álvarez-Ramírez	2010	Michoacán	-	Birds	19	174	-
González-Gallina et al.	2010	Perote, Veracruz	14	Vertebrates	58	947	1642
Henández & Robledo	2011	Costa de Michoacán Pantanos de	225	Mammals	22	223	-
Cruz-Hernández et al.	2012	Centla, Tabasco	32	Vertebrates	41	256	-
Pozo-Montuy et al.	2015	Escarcega- Xpujil	8	Howler monkeys	1	32	-
Cervantes-Huerta	2016	Central Veracruz	3	Vertebrates	28	664	-

Escobedo Cabrera and Calmé (2007) studied a cave in Calakmul, Campeche called Bat Volcano (*Volcán de los Murciélagos*) with an estimated population of 2.5 million bats, located less than 400 meters from the highway. They estimated 13 bats are killed per 100 m of highway per day. From that project, two videos were produced about Highway 186 from Calakmul-to Balam-Ku in Campeche that briefly explain the impact of roads on fauna, and the impact on the bat colony (EASAC; EPOMEX, 2010; SCT et al., 2011). Brichieri-Colombi, Alexander and Benitez (2009), using camera traps, report the differential use by species along the highway in order to see if species distribution changed when the highway was widened. They report that some species do not approach the road, keeping up to 750 m from the road.

Some studies have been focused on priority specie. For example, Castillo-Sánchez (1999) found evidence that pronghorn *Antilocapra americana* crossed the interstate highways (Nos. 2 and 8) in the Pinacate Biosphere Reserve, which suggest a connection between the Mexican and American populations in the Altar Desert. This author also reported that when crossing the highway some of the animals were hit by

vehicles. This highlights the fact that widening highways (e.g. from 2 lanes to 4) increases the risk of mortality for other species, including the pronghorn, when they cross the roads. For the jaguar (*Panthera onca*), an emblematic species in Mexico, roads and highways are known to be one of the biggest national threats and as such, distance to roads is one of the most commonly used variables in studies that model the probable distribution of such animals (CEBALLOS et al., 2006; COLCHERO et al., 2011). In Mexico, the study of roadkilled fauna has provided additional records and increased our knowledge of species distribution like the ocelot (*Leopardus pardalis*; MARTÍNEZ-KU; ESCALONA-SEGURA; VARGAS-CONTRERAS, 2007) and southern spotted skunk (*Spilogale angustifrons*; MARTÍNEZ-CALDERAS, 2009). Ramírez-Ramírez, Jiménez-Cruz and Martínez-Pacheco (2005) studied the road network that cross the Monarch Butterfly (*Danaus plexippus*) Biosphere Reserve, found a 2574 km road network within the reserve, four times higher than previously reported by INEGI (628km). Road densities of an average of 4.7 km/km<sup>2</sup> reaching up to 13.6 km/km<sup>2</sup> in the Michoacán area within the reserve, which is high considering a 4 km/km<sup>2</sup> it is said to lead to severe erosive processes (TCHIKOUÉ, 2002). They mention the importance of working with the landowners to develop mechanisms for redesigning the roadway network and restoring the vegetation along some of the roads in order to reduce road density inside the forest, increase transportation efficiency and reduce damage to the forest.

Since 2008, road ecology began to receive more attention with the publication of three studies. Grosselet, Villa-Bonilla and Ruiz-michael (2008) worked in a tropical deciduous forest in the state of Oaxaca, a region actually covered by wind farms, and reported an estimated 0.82 birds are killed each day, i.e., 1,642 per year (along a 1.2 km stretch road). López-Cobos et al. (2011) states that in tropical sub-deciduous forest, in addition to facilitating the deforestation of native species, road building also results in the introduction of ruderal species by providing them with suitable conditions. Pozo-Montuy, Bonilla-Sánchez and Pozo-Juarez, (2008) in the southern lower Usumacinta River Basin (at the junction of the states of Campeche, Tabasco and Chiapas) where there are wetlands and highly fragmented forests found 0.6 individuals per kilometer. Pozo-Montuy, Sánchez-Olmos and Álvarez-Flores (2015) said that after several years of monitoring a mayan howler monkey population along the Villahermosa-Escarcega highway, they found 32 roadkilled individuals considering it a remarkable impact over that population.

In the state of Michoacán, Álvarez-Ramírez, Salgado-Ortiz and Vázquez-Muñoz (2010) evaluated whether there was any correlation between the numbers of birds dying from collision with vehicles in an agricultural area where they are also affected by the use of pesticides. Finding that whenever more pesticides were applied, the birds that survived seemed more prone to be hit by cars due to lack of adequate reflexes. The study by Herrera- Robledo (2011), in Michoacán on the coastal highway and reports one dead animal every 11.6 km. Also Mendoza-Ramírez et al. (2013), found 314 roadkilled animals belonging to 38 species, 15 for reptiles, 13 for mammals, 9 for birds and one amphibian. Mammals took the 65% of all roadkill, followed by reptiles (25%), birds (7%) and amphibians (3%). Studies by González-Gallina (2011)

and González-Gallina et al. (2015 in press.) in the semi-arid region between the states of Puebla and Veracruz, with one study done in Veracruz in which they report that over 14 km there was an average of 33 animals run over per kilometer per day, for an estimated 11,906 per year. They found 946 roadkilled individuals belonging to 38 species. Not only this study show the richness and abundance of roadkilled in an area considered defaunated by some authors, but also suggests that roadkill can be used to complement biological inventories and even monitoring some population trends of the species in the adjacent areas of the roads. Cervantes-Huerta (2016) also did roadkill surveys in part of the same highway but from the grassland up to the pine forest in a 3km stretch found 664 roadkilled individuals belonging to 28 species. They both found the most abundant species to be mice from genus *Peromyscus*. They found individuals of the endangered perote ground squirrel (*Xerospermophilus perotensis*) and some other protected species.

In recent years, there has been several road ecology related studies in Tabasco (CRUZ-HERNÁNDEZ et al., 2012; LUNA-RUIZ, et al. 2013; PACHECO-FIGUEROA et al., 2013, ROSIQUE DE LA CRUZ et al., 2013). Cruz-Hernández et al. (2012) found along a 32km stretch of road that crosses the biosphere reserve of Pantanos de Centla in Tabasco 256 individuals of 41 species, 19 reptiles, 12 birds, 6 mammals and 4 amphibians. They found in terms of abundance herps were majority being birds and mammals the least. The most abundant species were cane toads (*Rhinella marina*, 104) followed by basilisks (*Basiliscus vittatus*, 30).

Rodríguez-García and Vega-Rivera, (2015) recorded a large number of roadkills 160 species with 3,850 individuals from four taxa, amphibians (2,090), reptiles (807), mammals (670) and birds (283). Of them, 50 species are endemic to the tropical deciduous forests of the Mexican Pacific slope, 33 are categorized as endangered by the Mexican law, 6 are in the IUCN red list, and 13 are reported in the CITES appendices I and II.

Most of the road-kill surveys done in Mexico contain protected species within their lists (NOM-059-SEMARNAT-2010). Puc-Sánchez et al. (2013) remark that despite most of the studies conducted in Mexico lack of big species such as deer, peccaries, cougars, etc. highways are affecting them as well. Of those big mammals, in Campeche there is a record of a road killed tapir (*Tapirus bairdii*), a mammal weighting over 250kg and in risk of extinction (CONTRERAS-MORENO et al., 2013). There are other reports in local newspapers of cougars and even jaguars being road killed (HIDALGO-MIHART; GONZÁLEZ-GALLINA in press; LÓPEZ, 2014), but most wildlife roadkill reports remain informal.

### **Environmental impact assessments and roads**

As in many parts of the world, natural protected areas have been a focus of attention and have aided in the synergy of environmental concern movement (GARRIGA et al. 2012). México is not an exception, for it possesses federal protected areas, (biosphere reserves, and national parks) most crossed by or near a highway

system. Despite this fact, out of all the scientific studies related to road ecology, we found only few related to actual protected areas such as Los Tuxtlas in Veracruz (MORALES-MÁVIL et al., 1997), Pinacate in Sonora (CASTILLO-SÁNCHEZ, 1999), Calakmul (ESCOBEDO CABRERA; CALMÉ, 2007) and Pantanos de Centla (CRUZ-HERNÁNDEZ et al., 2012) but it is certain that more will come. Gutzwiller and Barrow (2003) point out that the protected areas should receive special attention because they are important sources for indigenous species. Environmental agencies take interest and try to become stricter when a protected area is involved in a development project, nevertheless, it seems as is the trend in Mexican road-ecology studies, all research is forgotten within the EIA's studies without any further scientific approach. The challenge for Mexico is to include, in different phases, the existing monitoring and environmental control programs, starting with the network of toll highways and continuing with toll-free roads, those that cross or pass by natural protected areas, those of high environmental value, and finally the remaining highway infrastructure.

The environmental management of roads in Mexico began at the end of the 1980s with the passing of federal environmental laws. Knowledge of the environmental management of road projects in Mexico is diffuse and has not been properly communicated to those involved in building roads and highways. The Mexican Institute of Transport (el Instituto Mexicano del Transporte, IMT) has developed manuals as to how to perceive environmental impacts and monitor the environment along some national highways and proposed pertinent measures but it has been mainly focused on pollution and with some manuals need updating.

### **Future challenges and opportunities in Mexico**

To date, most of the studies done in Latin America and specifically in Mexico have been carried out under the umbrella of environmental impact studies done before large-scale infrastructure construction projects. This information should be systematically collected and made available to the public in to order to provide a more complete view of the relationship between fauna and road building. Ideally, these studies would include information from before and after the roadway enters into operation in order to have a clearer view of its impact (positive and negative). For highways, the most frequent corrective measures taken are replanting rights-of-way and, although there are fauna rescue programs while the roads are being built they are not very effective, and, other than these programs, very little is being done or achieved on behalf of the fauna. In recent projects, there is a new tendency to include wildlife crossing structures (mainly underpasses) to the previous measures (though not all properly designed and built). Complex processes have been undertaken between road-developers and academia or environmental consultants for placing these structures, tools like niche models (IBARRA-MONTOYA et al., 2011) and others are used for each particular project. There is a lack of a standardized national methodology and guidelines.

The principal reason for the present lack of information is the privacy policies of different construction and the organizations in charge of the EIA's, but that could be

handled if it were appropriately approached. There is an apparent little willingness to disseminate information of such studies and many remain hidden in desks and drawers. There has been a marked lack of long term monitoring of highway projects related to wildlife. In this last decade, the environmental agencies have begun to specifically ask for monitoring as part of the terms to be fulfilled before a project is approved. In Mexico, the use of environmental impact studies (EIS's) is applied as a purely preventative instrument, and has – after nearly 30 years – failed to curb the trend of environmental degradation in most cases. This failure may be attributed to the limited application of the knowledge gained for a region, and the negatively synergistic effect that the impact of several projects may have. Another reason is the fact that the last stage in the decision making process is rigid and leaves no room for alternatives. Strategic Environmental Evaluation should be incorporated as an environmental policy instrument that is preventative in nature and strengthens the current use of environmental impact studies. This requires the reformulation of Mexico's General Law for Ecological Equilibrium and Environmental Protection (Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, LEGEEPA), because it is important that the authorities responsible determine which programs should be focused upon, establish a reference procedure and develop methodological frameworks and guidelines for its implementation. In the future, development policies that continue to give low priority to the conservation and management of biodiversity will be ignoring basic aspects of national security and the country's prospects, such as that of creating a viable, competitive society that has a sustainable material base.

Several researchers involved with different highway projects (GIT, 2015 pers. com.) consider that many times in current highway projects there is a serious fail in the follow up of monitoring programs as well as in the application of mitigation measures. This happens sometimes because roads are divided into highway segments, which are then responsibility of different companies. This not only fragments the information that the project is producing, but makes it harder to get a clear picture of the road's impacts and makes it difficult to focalize mitigation efforts (which involves costs).

Another issue would be that "local" roads such as dirt roads, access and extraction trails, usually present less restricted EIA requisites even when their effects work synergistically with the main road projects (increasing human access in an area for activities like extraction and hunting). These roads are constantly underestimated by the environmental authorities when requesting mitigation measures to the responsible of a road project. A big highway project involves many of these accessory roads that should be included for the EIA study and even though many are for justifying technical studies (Estudio Técnico Justificativo, ETJ) they are not for the overall mitigation measures.

There are many productive avenues of cooperation between the academia and the transportation industry. The topic is of great relevance as the interest in building environmentally friendly roads is developing. There is now some participation of scientist making research and recommendations to improve the design of new highway projects. For instance, a problem that has recently brought awareness to the

environmental road issues is the case of the mayan howler monkey (*Alouatta pigra*) in the south of the country. The notes mention about half of the howler monkey population has been ran over, these data seems overestimated but nonetheless it has brought the attention of the authorities. In the Villahermosa-Escárcega highway crossing the states of Tabasco, Chiapas and Campeche, there were no warning signs for motorists to expect crossing wildlife to extreme precautions (slowing down for starters). The MIA R notes in the second condition (page 16) "that the builder should have a proposal to undertake Wildlife Protection Actions" unfortunately they were insufficient if any were taken as the results on wildlife roadkill shows. The light side of this particular case is that now there were several mitigation proposals to protect the howler monkey were the Federation Executive branch took preventive and mitigation actions in that highway (RÍOS-PIITER, 2014), now translated in some aerial crossings, which hopefully will aid in reducing wildlife vehicle collisions for this species.

In some cases, there are not enough economic resources to develop conservation programs for endangered species. The Lerma – Tres Marias toll highway is one of the few with such an opportunity, acquiring such resources on behalf of a construction project. There was great controversy when this road was planned as it crossed near the protected wetland area of "Ciénegas de Lerma". These wetlands formerly were composed by three large lagoons with great biodiversity, but for the past 40 years, they have been strongly reduced and severely affected by human activities and pollution, with the consequent fauna population reduction. In this case, ex-situ reproduction of some of the most critical species made possible an increase in population numbers that can be returned to their natural habitat later on (FERNÁNDEZ-BUCES et al., 2013). This would not have been possible without the construction of the Lerma – Tres Marias toll Highway, and the joined efforts of the environmental authorities. Road construction is not always detrimental to the environment, especially when mitigation and compensation measures are designed and executed properly. This can even be achieved with funds from the construction budget.

Another relevant example of applied Road Ecology is the NuevoXcan-Playa del Carmen highway. A 54km highway stretch in the Quintana Roo state cutting through a biological corridor linking Yum Balam and Sian Ka'an natural protected areas. A biological survey was conducted before the construction started (with a year photo-trapping and satellite following of 4 jaguars and a cougar). With the biological information generated, the design and location of the proposed Wildlife Underpasses was done to enhance their effectiveness. The project started operations was officially opened in November of 2014, and it had 28 Wildlife Underpasses specifically designed mainly for jaguars (*Panthera onca*), and 29 Wildlife Aerial Crossing Structures mainly for monkeys (*Ateles geoffroy*). There is an ongoing monitoring program to assess the effectiveness of mitigation measures (ICA, 2014).

These authors hope that in the present and near future, these kind of projects serve as a reference for environmental authorities and highway builders to improve



the projects in order to make them the most environmentally “friendly” possible, for instance, trying to ensure long-term connectivity between wildlife populations.

## **Conclusions**

There is a growing interest for Road Ecology worldwide as it brings together some of the world's leading researchers, academics, practitioners and transportation agency personnel to present the current status of the ecological sustainability of the linear infrastructure (VAN DER REE et al., 2015), and Mexico is not an exception. From lessons out of the Road Ecology research done in Mexico, we can say that road killed animals are a valuable source of biological information that needs to be used and that is currently underestimated. It can provide us with valuable information on the biodiversity (species richness, population trends, tissue samples, etc.) of the adjacent habitats providing even new records on cryptic or low abundance species for a particular area. Research in the road-ecology area is contributing to the construction of more environmental responsible roads.

## **Acknowledgements**

I would like to thank Dr. A. Bager for inviting us to contribute with this chapter. To all the researchers that helped me with my master's thesis and its subsequent publications M.G. Hidalgo-Mihart, O.R. Rojas-Soto, M. Equihua-Zamora. To all members of the Human Infrastructure Impact on Wildlife group specially to C. Pacheco, A. Clevenger, T. Langen, S. Peris and J. Saenz. To the financial support of the CONACYT through the Phd Grant number 335814/232663 through the Instituto de Ecología A.C. To all authorities, environmental, road construction and others, those that have taken care of trying to make better roads for people and wildlife.

## **Literature cited**

- ÁLVAREZ-RAMÍREZ, M. T.; SALGADO-ORTIZ, H. J.; VÁZQUEZ-MUÑOZ, M. Efecto de la aplicación de herbicidas en campos de cultivos en el número de aves atropelladas en las carreteras del occidente michoacano. In: Memorias del X Congreso para el estudio y conservación de aves en México (CECAM), Xalapa, Veracruz, México, 2010.
- BECERRIL-MORALES, F. Sapos atropellados, mortalidad no natural del sapo marino (*Bufo marinus*; Bufonidae), en Puerto Angel, Oaxaca. *Ciencias y Mar*, v. 5, p. 47-52, 2001.
- BOBBINK, R.; HEIL, G. W. Chapter: Mexico's central volcanoes area: An introduction. In: HEIL, G. W.; BOBBINK, R.; BOIX, N. T. (Editors) *Ecology and Man in Mexico's Central Volcanoes Area*. pp 1-18. ISBN: 978-94-010-3756-3 (Print) 978-94-007-0969-0 (Online), 2003.
- BRICHERI-COLOMBI, T.; ALEXANDER, S.; BENITEZ, J. A. La distribución de la vida Silvestre a lo largo de la carretera: resultados preliminares de un estudio fotográfico en Calakmul, Campeche. Memorias del VII Congreso Nacional sobre Áreas Naturales Protegidas de México. San Luis Potosí, Julio 2009. SEMARNAT/CONANP, 2009.
- CASTILLO-SÁNCHEZ, C. Highways and wildlife conservation in Mexico. The Sonora pronghorn antelope at the El Pinacate y Gran Desierto de Altar Biosphere Reserve along the Mexico-USA

- border. Proceedings International Conference on Wildlife Ecology and Transportation. September 13-16, Minnesota, Montana, 1999.
- CEBALLOS, G. et al. Áreas prioritarias para la conservación. In: CHÁVEZ, C.; CEBALLOS, G. (Eds.). Memorias del Primer simposio: El jaguar mexicano en el siglo XXI: situación actual y manejo. Cuernavaca, Morelos, 15 al 17 de octubre de 2005. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Alianza. p. 13–19, 2006.
- CERVANTES-HUERTA, R. Mortalidad de fauna asociada a la estructura de las carreteras en tres municipios de la Región Centro de Veracruz. Master's thesis INECOL. Pp. 104, 2016.
- COLCHERO, F. et al. Jaguars on the move: modeling movement to mitigate fragmentation from road expansion in the Mayan Forest. *Animal Conservation*, v. 14, n. 2, p. 158-166, 2011.
- CONTRERAS-MORENO F. et al. Nuevo registro de Tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) atropellado en el Noroeste del estado de Campeche, México. *Tapir Conservation. The Newsletter of the IUCN/SSC Tapir Specialist Group*. v. 22, n. 30, p. 22-25, 2013.
- CRUZ-HERNÁNDEZ, Y.S. et al. Caracterización de fauna silvestre atropellada en un tramo carretero de la reserva de la biosfera Pantanos de Centla. In: CONTRERAS-SÁNCHEZ, W. M. et al. (Eds.). *Perspectiva científica desde la UJAT / 1ª. Ed.* Villahermosa, Tabasco, México: Universidad Juárez Autónoma de Tabasco 2012. 115-119, 2012.
- DIRZO, R. Diversidad florística y estado de conservación de las selvas tropicales de México. México ante los retos de la biodiversidad. Conabio, Mexico, DF, p. 283-290, 1992.
- EASAC (Ecología Aplicada del Sureste A.C.); EPOMEX (Centro de Ecología Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México). Efectos de las carreteras sobre la distribución de fauna en Calakmul y Balam-ku. Youtube, 2010. Disponible em: <<http://www.youtube.com/watch?v=NvLFsPwZdjQ>>. Acesso em: Abril de 2018.
- ESCOBEDO CABRERA, E.; CALMÉ, Y. S. Subproyecto Murciélagos. En *Uso y Monitoreo de los Recursos Naturales en el Corredor Biológico Mesoamericano*. In: XPUJIL-ZOH, L. et al. (Responsables). Áreas Focales. Clave BJ002. Reporte Técnico. El Colegio de la Frontera Sur - Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (ECOSUR-CONABIO). Pp. 1 – 39, 2005.
- FERNÁNDEZ BUCES, N. et al. Road Construction in Wetlands, an Opportunity to Help Increase an Endangered Amphibian Population in Mexico: A Case Study on Lerma, Mexico. In: 2013 International Conference on Ecology and Transportation (ICOET 2013) Federal Highway Administration Arizona Department of Transportation Arizona Game and Fish Department USDA Forest Service North Carolina State University, Raleigh. 2013. Disponible em: <[http://www.icoet.net/icoet\\_2013/documents/papers/icoet2013\\_paper208c\\_fernandezbuces\\_et\\_al.pdf](http://www.icoet.net/icoet_2013/documents/papers/icoet2013_paper208c_fernandezbuces_et_al.pdf)>. Acesso em: Abril de 2018
- GARRIGA, N. et al. Are protected areas truly protected? The impact of road traffic on vertebrate fauna. *Biodiversity and Conservation*, 21: 2761-2774, doi 10.1007/s10531-012-0332-0, 2012.
- GOBIERNO DE LOS ESTADOS UNIDOS MEXICANOS. Programa Nacional de Infraestructura 2014-2018. Disponible em: <<http://presidencia.gob.mx/pni/>>. Acesso em: Fevereiro de 2018.
- GONZÁLEZ-GALLINA, A. Atropellamiento de fauna en el libramiento carretero de Amozoc-Cantona- Perote (2010-2011). Tesis de Maestría INECOL. 82p, 2011.
- GONZÁLEZ-GALLINA, A. et al. Roadkills as a complementary information source for biological surveys using rodents as a model. *Journal of Mammalogy*, v. 97, n. 1, p. 145-154, 2015.
- GONZÁLEZ, A.; BADILLO, G. B. Road ecology studies for Mexico: A review. *Oecologia Australis*, v. 17, n. 1, p. 175-190, 2013.
- GROSSELET, M.; VILLA-BONILLA, B.; RUIZ MICHAEL, G. Afectaciones a vertebrados por vehículos automotores en 1.2 km de carretera en el istmo de Tehuantepec. In: Proceedings of the Fourth International Partners in Flight Conference: Tundra to Tropics (Canada). p. 227-231, 2008.

- GRUPO DE INTERÉS TEMÁTICO – GIT. Impacto de infraestructura humana en fauna silvestre. II Simposio GIT Infraestructuras y vida Silvestre. XIX Congreso de la SMBC. 2015. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Villahermosa, Tabasco, México, 2015.
- GUTZWILLER, K. J.; BARROW, W. C. JR. Influences of roads and development on bird communities in protected Chihuahuan Desert landscapes. *Biological Conservation*, 113: 225-237, 2003.
- HERRERA-ROBLEDO, R. Evaluación de la mortalidad de aves y mamíferos por atropellamiento en la carretera costera de Michoacán y los impactos potenciales de ampliación. Tesis de licenciatura, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, p. 61, 2011.
- HIDALGO MIHART, M. G.; GONZÁLEZ-GALLINA, A. Los Caminos y félidos de la Lacandona. Impactos y opciones de mitigación In: LA TORRE, J. A.; TOWNS, V. (Eds). *El jaguar en el Sur de la Selva Maya: Hacia una estrategia de conservación de la población de jaguars más grande de Mesoamérica*. In press, 2016.
- IBARRA-MONTOYA J. L. et al. Modelo de nicho ecológico, una herramienta para predecir la ubicación de Pasos de Fauna en la construcción de carreteras, caso de estudio la Sierra Huichol-Atengo, Jalisco. SAP Servicios Ambientales Profesionales, S. C. 2011. Disponible em: <<http://www.sapconsultores.com.mx/publicaciones/article002.pdf>>. Acceso em: Abril de 2018.
- ICA. Dinámica Autopista Kantunil-Cancún Proyecto Mayab. Reporte integrado de actividades. Empresas Ingenieros Civiles Asociados, S.A.B. de C.V., 2014. Disponible em: <<https://www.ica.com.mx/>>. Acceso em: Fevereiro de 2018.
- JONES, D.; BEKKER, H.; VAN DER REE, R. Road Ecology in an Urbanizing World. In: R. Van der Ree, D. J. Smith and C. Grilo (eds.) *Handbook of Road Ecology*, John Wiley & Sons, 391-397pp, 2015.
- LARA-GÓMEZ, G. Mortalidad de fauna Silvestre por Infraestructura Carretera en la Región 08 Costa Sur del Estado de Jalisco, México. In: SÁNCHEZ, A. J. et al. (comps.) *Perspectivas en Zoología Mexicana*, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 265p, 2008.
- LLORENTE, J.; LUIS, A. Conservation-oriented analysis of mexican butterflies: Papilionidae (Lepidoptera: Papilionoidea). *The biological diversity of Mexico: origins and distributions*, TP Ramammorthy, J. Fa, R. Bye y A. Lot (eds.). Oxford University Press, New York, p. 147-177, 1993.
- LÓPEZ-COBOS, E. et al. Carreteras ¿Vías de comunicación para la gente o vías de comunicación de las especies invasoras? *Mesoamericana*, 15(2): 260, 2011.
- LÓPEZ, R. Un jaguar menos: automóvil a exceso de velocidad lo mata. July 11th 2014. In: *Novedades Quintana Roo*. SIPSE. México, 2014. Disponible em: <[http://sipse.com/novedades/un-jaguar-menos-automovil-a-exceso-de-velocidad-lo-mata-101266.html?utm\\_source=dlvr.it&utm\\_medium=facebook](http://sipse.com/novedades/un-jaguar-menos-automovil-a-exceso-de-velocidad-lo-mata-101266.html?utm_source=dlvr.it&utm_medium=facebook)>. Acceso em: julho de 2014.
- LUNA-RUIZ, R.C. et al. Densidad de puntos de mortalidad de fauna en carreteras de la zona costera tabasqueña In: CONTRERAS-SÁNCHEZ, W.M. et al. *Perspectiva Científica desde la UJAT / 1ª. Ed.* Villahermosa, Tabasco, México: Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, 2013. 120-125, 2013.
- MARTÍNEZ-CALDERAS, J. M. Nuevos registros y distribución del ocelote (*Leopardus pardalis*) en el noroeste de México. M.Sc. Thesis. Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. 96p., 2009.
- MARTÍNEZ-KÚ, D. H.; ESCALONA-SEGURA, G.; VARGAS-CONTRERAS, J. A. Primer registro del zorrillo manchado del sur *Spilogale angustifrons* Howell 1902 para el estado de Campeche, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 23: 175-177, 2007.
- MAS, J-F.; VELÁZQUEZ, A.; COUTURIER, S. La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación ambiental*. 1(1): 23-39, 2009.
- MENDOZA-RAMÍREZ E. et al. Atropellamiento en carreteras como una fuente de mortalidad de fauna silvestre en Michoacán. Pp. 163. In: *Memorias del IV Congreso Mexicano de Ecología*,

- Conocimiento Ecológico para la Solución de Problemas Ambientales. Villahermosa, Tabasco, México. From the 18 to the 22th of march 2013. Sociedad Científica Mexicana de Ecología A.C. México, 2013.
- MITTERMEIER, R. A. et al. Hotspots: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions (Cemex), Conservation International and Agrupación Sierra Madre, Monterrey, Mexico, 1999.
- MITTERMEIER, R. A.; ROBLES-GIL, P.; MITTERMEIER, C. G. Megadiversidad los países biológicamente más ricos del mundo. CEMEX, México, 1997.
- MORALES-MÁVIL, J. E. et al. Mortalidad de vertebrados silvestres en una carretera asfaltada de la región de Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Ciencia y el Hombre-UV*, 27: 7-23, 1997.
- NORMA Oficial Mexicana. NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. Segunda Sección. México, 2010.
- PACHECO-FIGUEROA, C. J. et al. Mortalidad de fauna en carreteras de la zona costera tabasqueña In: CONTRERAS-SÁNCHEZ, W. M. et al. (Eds.) *Perspectiva Científica desde la UJAT / 1ª. Ed.* Villahermosa, Tabasco, México: Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, 2013. 205-209, 2013.
- POLACO, O. J.; GUZMÁN, A. F. Mortalidad animal de vertebrados silvestres en las carreteras de México. X Simposio sobre fauna silvestre Gral. Mv. Manuel Cabrera Valtierra: 48-53, 1992.
- POLACO, O. J.; GUZMÁN, A. F. Mortalidad animal en carretera y colectas biológicas. *Zoología Informa*, 23: 1-7, 1991.
- POLACO, O. J.; GUZMÁN, A. F. Mortalidad anual de mamíferos en una carretera al sur de Nuevo León. In: MEDELLÍN, R.; CEBALLOS, G. (editores). *Avances en el Estudio de Mamíferos de México.* Asociación Mexicana de Mastozoología A.C. 463p, 1993.
- POZO-MONTUY, G.; BONILLA-SÁNCHEZ, M.; POZO-JUAREZ, F. Las carreteras y su impacto sobre la fauna silvestre en una región de la Cuenca Baja del Usumacinta en *Perspectivas en Zoología Mexicana*. In: SÁNCHEZ A. J. et al. (comps.) *Perspectivas en Zoología Mexicana* Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 265p, 2008.
- POZO-MONTUY, G.; SÁNCHEZ-OLMOS, J. C.; ÁLVAREZ-FLORES, J. L. Impacto de las obras de ampliación en carretera Villahermosa Escárcega sobre la población de saraguatos mayas (*Alouatta pigra*): Análisis y perspectivas para mitigar el atropellamiento de primates sobre las carreteras del sureste de México. In: *Memorias del V Congreso Mexicano de Primatología.* From June 29th to July 2th, 2015.
- PUC-SÁNCHEZ, J. I. et al. Las carreteras como una fuente de mortalidad de fauna silvestre en México. *Biodiversitas*, 111, 2013. Disponible em: <<http://www.biodiversidad.gob.mx/Biodiversitas/Articulos/biodiv111art3.pdf>>. Acesso em: Fevereiro de 2018.
- RAMAMOORTHY, T. P. et al. (eds.) *Biological diversity in Mexico: Origins and distributions.* New York: Oxford University Press, 1993.
- RAMÍREZ-RAMÍREZ, M.I.; JIMÉNEZ-CRUZ, M.; MARTÍNEZ-PACHECO, A.I. Estructura y densidad de la red de caminos en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 57: 68-80, 2005.
- RENDÓN, A. AND POLACO, O.J. Mortalidad en carreteras de la tortuga del desierto *Gopherus berlandieri*. *Boletín de la Sociedad Herpetologica Mexicana*, 7(1): 11-12, 1996.
- RÍOS-PIETER A. Dictamen de la Comisión de Medio Ambiente y Recursos Naturales a la proposición con punto de acuerdo que exorta al ejecutivo federal a realizar medidas de prevención y mitigación en la ampliación de la carretera Villahermosa-Escarcega, Tabasco, para la protección del mono saraguato y la fauna silvestre en general, 2014. Disponible em: <[http://infosen.senado.gob.mx/sgsp/gaceta/62/3/2015-04-16-1/assets/documentos/DICT\\_Med\\_Amb\\_Mono\\_Saraguato.pdf](http://infosen.senado.gob.mx/sgsp/gaceta/62/3/2015-04-16-1/assets/documentos/DICT_Med_Amb_Mono_Saraguato.pdf)>. Acesso em: Fevereiro de 2018.

- RODRÍGUEZ-ARCÍA, A.; VEGA-RIVERA, J. H.. Vertebrate road kills in a dry forest of Jalisco, Mexico: Is the presence of a Biosphere Reserve important? 100th ESA Annual Meeting (August 9 -- 14, 2015) Road Ecology - Moving Forward. Tuesday, August 11, 2015: 8:00 AM-11:30 AM 314, Baltimore Convention Center OOS 14-3, 2015. Disponível em: <<http://eco.confex.com/eco/2015/webprogram/start.html>>. Acesso em: Fevereiro de 2018.
- ROSIQUE DE LA CRUZ, R. A. et al. El Tamandua mexicana vulnerable ante el crecimiento carretero en Tabasco In: CONTRERAS-SÁNCHEZ, W. M. et al. (Eds.) Perspectiva Científica desde la UJAT / 1ª. Ed. – Villahermosa, Tabasco, México: Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, 2016. 433-439, 2013.
- RZEDOWSKI, J. El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. Acta Botánica Mexicana, n. 15, p. 47-64, 1991.
- SÁNCHEZ-COLÓN, S. et al. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. In: R. Dirzo, R. González y I. March (eds.), Capital natural de México, Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 2008.
- SCT (Secretaría de Comunicaciones y Transporte) et al. Cineminuto Volcán de los Murciélagos Calakmul, 2011. Disponível em: <<https://www.youtube.com/watch?v=vHThGlvj80M>>. Acesso em: Fevereiro de 2018.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2008. Mexico's State of the Environment Report 2008. Environmental Statistical Compendium. Chapter 4. Biodiversity tables and indicator factual sheets are available just in Spanish. Disponível em: <[http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe\\_2008\\_ing/04\\_biodiversidad/cap4\\_1.html](http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_2008_ing/04_biodiversidad/cap4_1.html)>. Acesso em: Fevereiro de 2018.
- TCHIKOUÉ, H. Taller Teórico Práctico: Planeación, proyección, diseño, construcción, mantenimiento y rehabilitación de los caminos forestales. Comisión Nacional Forestal-Universidad Autónoma Chapingo-División de Ciencias Forestales, Inedit, 2002.
- VAN DER REE, R. et al. Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: road ecology is moving towards larger scales. Ecology and Society, 16(1): 48, 2011. Disponível em: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art48/>>. Acesso em: Fevereiro de 2018.
- VILLASEÑOR, J. L. et al. Estimación de la riqueza de especies de Asteraceae mediante extrapolación a partir de datos de presencia-ausencia. Boletín de la Sociedad Botánica de México, n. 76, 2005.
- WCMC (World Conservation Monitoring Centre). Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources. Chapman & Hall, London. XX+594pp, 1992

## Apoios

---



## Realização

---



# Índice

---

---

## A

AFUGENTAMENTO · 184, 186, 187  
AMBIENTAL · 32, 54, 55, 59, 64, 66,  
121, 122, 123, 124, 125, 126, 129,  
131, 132, 133, 134, 136, 138, 139,  
140, 141, 143, 144, 146, 170, 189,  
195, 204, 205, 206, 210, 211, 218,  
222, 223, 224, 225, 230, 235, 267,  
268  
ANFÍBIO · 25, 33, 58, 59, 91, 113  
ASSOREAMENTO · 156  
ATROPELAMENTO · 23, 31, 32, 35,  
36, 39, 42, 56, 57, 66, 99, 100,  
131, 182, 187, 188, 189, 191, 193,  
194

---

## C

CARCAÇA · 28, 32, 39, 40, 41, 54,  
56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 66,  
67, 68, 69  
CARNÍVORO · 30, 40, 41, 43, 47, 90,  
110, 168, 169, 183  
CASCATA TRÓFICA · 167, 168, 169,  
170  
CONECTIVIDADE · 36, 38, 39, 42,  
75, 108, 109, 110, 115, 122, 190  
CONTEXT SENSITIVE SOLUTION ·  
138, 139  
CÓRREGO · 150, 151, 152, 153, 154,  
155, 156, 157, 158

---

## D

DNA MITOCONDRIAL · 25, 26, 27,  
32, 34, 39, 43

---

## E

ECOLOGIA DE ESTRADAS · 21, 22,  
23, 24, 25, 26, 29, 30, 32, 42, 45,  
55, 88, 120, 121, 122, 170  
EFEITO DE BARREIRA · 31  
EFEITO DE BORDA · 190  
EFEITOS · 23, 30, 31, 32, 34, 35, 36,  
37, 40, 41, 42, 55, 56, 73, 74, 75,  
76, 77, 78, 79, 80, 81, 82, 83, 84,  
88, 89, 90, 93, 96, 108, 109, 110,  
111, 112, 113, 114, 131, 162, 163,  
164, 167, 170, 183, 189  
EQUILÍBRIO DE HARDY-WEINBERG ·  
25, 36  
ESFORÇO AMOSTRAL · 56, 57, 74,  
77, 82, 84  
ESPÉCIES EXÓTICAS · 190  
ESTRADA · 9, 10, 22, 23, 24, 31, 32,  
36, 37, 38, 39, 42, 43, 45, 55, 58,  
62, 78, 89, 90, 92, 97, 98, 99, 101,  
102, 109, 110, 111, 112, 115, 125,  
126, 127, 129, 130, 131, 143, 144,  
145, 150, 151, 152, 153, 154, 156,  
158, 161, 170, 189, 190, 191, 192,  
196, 198  
EXTINÇÃO · 194

---

## F

FAUNA · 9, 23, 36, 38, 39, 40, 41, 54,  
55, 56, 60, 64, 65, 67, 69, 70, 74,  
75, 81, 84, 109, 113, 115, 121,  
131, 144, 182, 183, 184, 185, 186,  
189, 190, 191, 192, 193, 198, 202,  
203, 204, 205, 206, 207, 208, 209,  
210, 211, 212, 218, 223, 224, 225,

226, 227, 229, 230, 231, 232, 233,  
234, 235, 236, 237, 238, 241, 254,  
255, 259, 260, 262, 264, 266, 267,  
268

FERROVIA · 23, 54, 62, 81, 109, 121,  
124, 126, 131, 136, 137, 142, 143,  
145

FLUXO GÊNICO · 23, 25, 27, 29, 30,  
31, 32, 33, 35, 36, 37, 38, 42, 74,  
79, 84

FRAGMENTAÇÃO · 23, 31, 33, 36,  
38, 41, 74, 75, 81, 108, 109, 121,  
124, 125, 131, 134, 163, 183, 185,  
190, 194

---

## G

GENÉTICA · 22, 23, 24, 29, 41, 42,  
45, 46, 48

GEOPROCESSAMENTO · 120, 134,  
135, 137, 141

---

## M

MACROECOLOGIA · 112

MAMÍFEROS · 24, 27, 39, 41, 43, 62,  
63, 70, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 79,  
80, 81, 82, 83, 86, 91, 93, 110,  
113, 164, 165, 167, 168, 169, 170,  
171, 172, 183, 184, 198, 199, 211,  
212, 254, 267, 268

MARCADORES MOLECULARES · 21,  
22, 24, 25, 26, 30, 32, 33, 36, 37,  
38, 39, 40, 41, 42, 45, 48

MEDIDAS MITIGADORAS · 193

MICO-LEÃO-DOURADO · 194

MICROSSATÉLITES · 26, 27, 28, 32

MÍNIMO POLÍGONO CONVEXO · 96

MODELAGEM · 120, 135, 137, 139,  
140, 142, 143, 144, 146, 162, 163,  
164, 170

MODELO · 43, 67, 82, 83, 93, 97, 98,  
102, 112, 113, 134, 135, 140, 144,  
162, 164, 165, 170, 171, 177

MORTALIDADE · 23, 31, 35, 36, 44,  
56, 59, 71, 75, 76, 89, 95, 109,  
112, 165, 166, 183, 189, 191

---

## P

PAISAGEM · 29

PASSAGENS AÉREAS · 189

PASSAGENS DE FAUNA · 188

POLÍTICA · 120, 121, 122, 125, 130,  
131, 132, 133, 134, 135, 138, 145,  
170, 190, 207, 231

PREDADOR · 162, 164, 167, 168,  
169, 170, 171, 175

PRIMATAS · 191

PROBABILIDADE DE DETECÇÃO ·  
54, 62, 63, 64

---

## Q

QUALIDADE DE ÁGUA · 154

---

## R

RÁDIO-TRANSMISSOR · 100

RODOVIA · 23, 24, 25, 30, 31, 32, 33,  
35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 42, 43,  
54, 55, 58, 62, 67, 70, 75, 76, 77,  
78, 79, 80, 81, 83, 84, 89, 90, 93,  
94, 96, 107, 109, 110, 111, 114,  
116, 121, 124, 125, 126, 127, 128,  
129, 130, 131, 133, 136, 140, 145,  
151, 152, 156, 162, 163, 164, 165,  
170, 171, 172, 181, 182, 183, 184,  
185, 186, 187, 188, 189, 190, 191,  
192, 194, 195, 196

---

## S

SOLUÇÃO SENSÍVEL AO  
CONTEXTO · 136, 138



---

T

TRÁFEGO · 24, 31, 41, 58, 59, 66, 67,  
69, 75, 76, 79, 83, 98, 99, 100,  
101, 130, 143, 191, 193

TRANSECTO · 62, 81, 82

TRANSPORTE · 22, 23, 42, 45, 75,  
120, 121, 122, 124, 125, 126, 127,  
128, 129, 130, 131, 132, 133, 134,  
135, 136, 137, 138, 139, 140, 141,  
142, 143, 145, 146, 151, 202, 219,  
220, 221, 222, 223, 232, 235, 238,  
239, 241

---

U

UNIDADES DE CONSERVAÇÃO ·  
192

---

V

VELOCIDADE · 55, 58, 59, 64, 66, 97,  
98, 99, 124, 125, 126, 185





