UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE ENERGIA E AMBIENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA AMBIENTAL

JULIA CAMARA DE ASSIS

ECOLOGIA DE ESTRADAS NO MOSAICO DA CANTAREIRA: CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E PLANEJAMENTO

SÃO PAULO
2014

JULIA CAMARA DE ASSIS

ECOLOGIA DE ESTRADAS NO MOSAICO DA CANTAREIRA: CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E PLANEJAMENTO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental (PROCAM) da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Mestre em Ciência.

Orientadora: Profa. Dra. Sueli Angelo Furlan

VERSÃO ORIGINAL
(versão original disponível na Biblioteca que aloja o Programa e na Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP)

SÃO PAULO
2014

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

FICHA CATALOGRÁFICA

Assis, Julia Camara de.
Ecologia de estradas no mosaico da Cantareira: conservação ambiental e planejamento./ Julia Camara de Assis; orientadora : Sueli Angelo Furlan. – São Paulo, 2014.
109 f.: il.; 30 cm.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental) – Universidade de São Paulo

1. Ecologia de paisagem. 2. Proteção de ambiental. 3. Planejamento ambiental. 5. Medidas de mitigação. I. Título

DEDICATÓRIA

Ao meu pai, minha mãe, meu irmão e minha irmã.

Aos meus familiares mais chegados que direta ou indiretamente contribuíram
e que me fizeram ser quem eu sou e estar onde estou.

A tantas outras pessoas que partilharam momentos importantes desta estrada
ora enlameada, ora esburacada, ora duplicada, ora arriscada,
mesmo sem saber aonde ela nos levaria,
passando por encruzilhadas e bifurcações.

É importante sim, ter chegado até aqui,
mas mais imprescindível é, agora, escolher uma nova estrada para seguir.

AGRADECIMENTOS

Aos professores e colegas de todas as disciplinas que cursei e que contribuíram para a minha formação e amadurecimento no meio acadêmico.

Aos membros do meu Comitê de Orientação, professora Ana Lúcia Brandimarte e professor Milton Cezar Ribeiro, por suas colaborações nas reuniões.

Ao PROCAM/IEE por sediar a vivência da experiência acadêmica, e seus funcionários pela solicitude burocrática ao longo do processo.

À oportunidade de participar dos Planos de Manejo Rodoanel, que me permitiu conhecer tantas pessoas, entre professores, alunos e técnicos, em especial à Celia Cortez pela incrível parceria ao longo do projeto e fora dele.

Ao LCB e ao Rogério pelos inúmeros favores de última hora. À monitoria em Biogeografia, aos colegas monitores e aos alunos por toda a vivência em sala de aula e em campo. Ao Grupo de Estudos em Ecologia de Paisagens, pelas discussões e ideias compartilhadas.

Ao Rodrigo Caracciolo e à Lara Chacon pela convivência, pelas conversas e risadas. Ao Tadeu Gaspareto pelos galhos quebrados. Ao Waldir Campos pela força e ajuda na revisão.

Ao Ricardo Sartorello por todo o seu apoio e paciência nas situações mais limítrofes. Por estar presente nos momentos decisivos. Pela parceria nos trabalhos, nos eventos científicos e em tantos outros acontecimentos. Por me aguentar com as minhas implicâncias e chatices.

Ao André Luiz Ferreira por ter colocado a Ecologia de Estradas no meu caminho no momento mais oportuno, por ter me ensinado um milhão de coisas sempre que eu precisei. Pelos cafés, conversas, conselhos e risadas. Com certeza esta amizade me tornou uma pessoa mais rica.

Ao LEEC e todos os seus membros e agregados que de alguma forma fizeram parte do processo, ao John Ribeiro pela ajuda técnica sempre que solicitada e ao Bruno Borges pela acolhida e conveniência da companhia nas idas e vindas entre Rio Claro e Bragança.

À Renata Muylaert por tornar minhas idas a Rio Claro tão inspiradoras e divertidas, sem contar sua hospitalidade e alto-astral, sempre fundamentais, e na reta final mesmo de longe.

Aos colegas *experts* de Rio Claro e cia: Renata op. cit., Giordano Ciocheti, Leonardo Rizatti, Alessandro Rocha, Danilo Boscolo, Marina Isidoro e Paola Tukumoto, pela colaboração e dedicação em campo, pela companhia no calor do asfalto e pela provisão de dados.

À Marie-Josée Fortin pela atenção dedicada em minha recepção no Canadá, e ao Henrique Giacomini, pela hospitalidade, pela parceria e por ter transformado minha ‘visita’ acadêmica em uma ‘experiência’ acadêmica, fundamental para o rumo desta dissertação.

Ao Miltinho, por toda sua colaboração como co-orientador, professor e terapeuta, pelos encaminhamentos oportunos das ideias, pela receptividade/ disponibilidade e incentivo.

E finalmente, à professora Sueli Angelo Furlan, por sua orientação e convivência nestes longos anos de USP desde 2008 na minha iniciação científica até agora. Sempre acalmando os ânimos com o seu sorriso terno e proporcionando oportunidades incríveis.

RESUMO

ASSIS, J. C. **Ecologia de estradas no mosaico da Cantareira: conservação ambiental e planejamento.** 2014. 109p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

A modificação de padrões espaciais de uso da terra geram consequências para os indivíduos, espécies, comunidades e ecossistemas. A expansão da malha viária e intensificação do tráfego nas estradas influenciam a conectividade da paisagem e comprometem processos ecológicos. A incorporação dos efeitos das estradas sobre a biodiversidade nas análises da paisagem propicia a compreensão dos impactos resultantes e subsidiam a escolha de medidas de mitigação adequadas. Pouco se sabe sobre a magnitude dos efeitos das estradas sobre a biodiversidade nos Neotrópicos, o que dificulta a elaboração de diretrizes para a implantação de estradas juntamente com a mitigação de seus impactos. Estudos que avaliem a permeabilidade das estradas são muito necessários no atual cenário de crescente implantação de empreendimentos lineares. Partindo do princípio de que é essencial manter ou restabelecer a conectividade da paisagem e dos fluxos biológicos, o presente trabalho buscou analisar a estrutura da paisagem no Mosaico da Cantareira (SP, Brasil) considerando as rodovias existentes na região e sua influência potencial para a conectividade entre os remanescentes florestais. Esta região circunscreve importantes unidades de conservação de proteção integral do Mosaico da Cantareira, composto por formações da Mata Atlântica. No Capítulo I, há uma análise sobre a conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas, considerando diferentes potenciais de influência das estradas sobre a conectividade dos remanescentes na paisagem. No Capítulo II, é proposto um índice de permeabilidade das rodovias em relação a cinco grupos taxonômicos de fauna a partir de dados obtidos através da consulta a especialistas. Algumas proposições e inferências pertinentes ao efeito de borda e ao efeito barreira das estradas sugerem que as pesquisas futuras se dediquem a propor medidas de mitigação ou compensação das interferências causadas pelas estradas na paisagem. Algumas métricas de paisagem permitem a incorporação de efeitos conhecidos, mesmo com a ausência de dados empíricos locais. O conhecimento acumulado por especialistas em grupos taxonômicos da fauna constitui uma fonte de informação muito relevante, mesmo com a incerteza e subjetividade inerentes a este tipo de informação. As principais características da paisagem na escala local que afetaram diretamente a permeabilidade das estradas foram intensidade de tráfego, gerando ruído e luminosidade, topografia local, presença de passagens funcionais, de habitat nos lados da via e de corpos d'água. Foi detectada uma variação da permeabilidade das estradas entre os grupos taxonômicos, principalmente devido à estratégia e capacidade de locomoção de cada um. Este resultado demonstra que é necessário condicionar a inclusão de infraestruturas de passagens mais generalistas que contemplem uma gama variada de grupos taxonômicos e grupos funcionais. Devem ser adotadas medidas mitigadoras para efeitos possíveis das estradas, mesmo que não haja uma comprovação empírica, para que seu monitoramento gere informações mais precisas em longo prazo. Ecólogos devem ser consultados a respeito do planejamento, pavimentação e ampliação de estradas, para auxiliar decisões imediatas e gerar protocolos que preencham as lacunas e contemplem delineamentos pertinentes para análises de longo prazo.

Palavras-chave: Ecologia de Paisagem; Efeito Barreira; Índice de Permeabilidade das Estradas; Efeito de borda; Medidas de Mitigação.

ABSTRACT

ASSIS, J. C. R**oad ecology in the Cantareira Mosaic of protected areas: environment conservation and planning.** 2014**.** 109p. Thesis Master's Dissertation – Graduate Program of Environmental Science (PROCAM), Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2014.

Changes in spatial patterns of land use have consequences for individuals, species, communities and ecosystems. Road network expansion and traffic intensification affect landscape connectivity and threat ecological processes. Incorporating road effects on biodiversity in landscape analysis improves the choice of adequate mitigation measures for the resulting impacts. Little is known about the magnitude of road effects on neotropical biodiversity, for this reason elaborating guidelines for road construction and mitigation is difficult. The current scenery of increasing linear enterprises requires information about road permeability. Assuming its essential for biodiversity conservation to maintain or reestablish landscape connectivity and biological flow, this research analyzed landscape structure in the Cantareira Mosaic of protected areas (São Paulo, Brazil) considering existing roads and their potential influence over forest remnants connectivity. This region includes important natural reserves with Brazilian Atlantic Forest remnants. In Chapter I, we analyze biodiversity conservation in fragmented landscapes considering various potential road influences on landscape connectivity. In Chapter II, we propose the Road Permeability Index based on expert knowledge of five fauna taxa with different mobility. Several propositions and inferences concerning edge and barrier effects of roads suggest that future research should propose mitigation and compensation measures to prevent road interference on landscape. It is plausible to incorporate known road effects to some landscape metrics even without empirical local data. In this sense, expert knowledge about wildlife constitutes a relevant source of information regardless its uncertainty. Traffic intensity, its noise and light, topography, crossing structures, habitat and water bodies were the main landscape features with local effect on road permeability. A variation in road permeability was identified between the five taxa considered in the study case mainly due to their kind of mobility. This demonstrates the necessity of adoption of more general crossing structures to embrace different groups of organisms. Other mitigation measures must be adopted based on possible impacts regardless empirical data so that their monitoring may generate this detailed information in the long term. Ecologists must be consulted during road planning and in case of widening and paving of roads. These experts can assist decisions and provide protocols to fill in knowledge gaps and suggest pertinent monitoring and experimental designs for long term analysis.

Keywords: Landscape Ecology; Barrier Effect; Road Permeability Index; Edge Effect; Mitigation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Zona sob efeito de estradas (*road-effect zone*) e três mecanismos que determinam sua largura e forma. A área sombreada corresponde à zona sob efeito da estrada. P = efeito que se estende a partir de um ponto da estrada. Fonte: figura adaptada de Forman et al. (2003) por Ferreira (2013).....21

Figura 2 - Relações teóricas entre proporção de habitat, conectividade estrutural, fragmentação do habitat (medida pela proporção de limites entre unidades de habitat e não habitat na paisagem) e a extinção global de espécies. Existem valores críticos de proporção de habitat (Pc) em que a fragmentação se torna alta e a conectividade baixa, produzindo um rápido aumento na extinção global de espécies. (Fonte: Ferreira (2013) traduzido de Metzger e Décamps (1997)).....29

Figura 3 - Localização da área do corredor de dispersão do contínuo Cantareira-Mantiqueira, com a Cantareira ao norte da RMSP e as principais rodovias em destaque, incluindo o trecho norte e leste do Rodoanel Mário Covas em fase de implantação. 32

Figura 4 - Revisão do Zoneamento da Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo. (Fonte: Instituto Florestal, http://www.iflorestal.sp.gov.br acessado em 04/2011). 37

Figura 5 - Novas Unidades de Conservação do Contínuo Cantareira, criadas em março de 2010. (Fonte: Fundação Florestal, em http://www.fflorestal.sp.gov.br acessado em 03/2011). 38

Figura 6 - As três Áreas de Proteção Ambiental do conjunto Pircantareira presentes na área de estudo: APA Piracicaba/Juqueri-Mirim (Área II), APA Sistema Cantareira, APA Represa Bairro da Usina. (Fonte: Blog do Conselho Gestor, http://cgapapiracantareira.blogspot.com.br/p/apas-piracantareira.html, Acessado em 12/2013) 39

Figura 7 - Carta de localização das Unidades de Conservação do Sistema Cantareira usadas como referência para a delimitação da área de estudo. 43

Figura 8 - Mapeamento de Uso da Terra gerado por máxima verossimilhança a partir de imagem ALOS, resolução de 10m do ano de 2008. 51

Figura 9 - Área acumulada dos remanescentes de cobertura florestal em classes de tamanho. Porcentagem da Área (%A) e Porcentagem do Número de Manchas (%NM) complementam a informação acerca da composição dos remanescentes. 52

Figura 10 - Carta das classes de tamanho das manchas de cobertura florestal na área de estudo. 53
Figura 11 - Área em ha e porcentagem de remanescentes protegidos em Unidades de Conservação (UCs). (A) somatória das 4 maiores manchas de cobertura florestal e de todas as manchas menores que 50 ha com suas respectivas porcentagens dentro de UCs. *Soma das porcentagens das manchas maiores de das menores que 50 ha contidas nas UCs. (B) Destaque para as maiores UCs de Proteção Integral; PE: Parque Estadual, MN: Monumento Natural. . 54
Figura 12 - Variação da (a) área bob influência de borda, (b) área núcleo total, (c) do número de áreas núcleo e (d) do tamanho médio das áreas núcleo com diferentes profundidades de borda. 55
Figura 13 - Ilustração representativa da influência das estradas na cobertura florestal, variando em profundidade de 30 a 500m (ver Tabela 1). Detalhe da Rodovia Fernão Dias no trecho em que corta o PE Cantareira; Cobertura florestal nativa representada em preto, matriz em branco e tons de cinza representam áreas influenciadas pelas estradas. 56
Figura 14 - Área total em ha e o número de manchas de cobertura florestal sob influência das estradas considerando diferentes profundidades e os mesmos dados para as áreas dentro de UCs. 56
Figura 15 - Representação do Índice de Proximidade com raio de busca de 300 m, enfatizando em verde mais escuro as manchas melhor conectadas e em vermelho as manchas mais isoladas. 57
Figura 16 - Agrupamentos funcionais de manchas de cobertura florestal considerando diferentes capacidades de deslocamento pela matriz: (i) 0m, (ii) 50m, (iii) 100m e, (iv)150m; separados por cores, sendo em verde ( ) o maior agrupamento. 58
Figura 17 - Representação do *moving window* gerado com uma janela de 100m para o cálculo da proporção de cobertura florestal *pixel* a *pixel*. 60
Figura 18 - Porcentagem da área de estudo com diferentes proporções de cobertura florestal. 61
Figura 19 - Representação da densidade de estradas calculada com *Kernel*, com atribuição de pesos conforme a tabela. 62
Figura 20 - Resultado do produto entre a proporção de cobertura florestal e a densidade de estradas. O valor mais alto (1) representa a combinação de maior cobertura florestal e áreas mais livres de estradas, o menor valor (0) representa menor cobertura florestal e áreas com maior densidade de estradas. 63

Figura 21 - Áreas contendo diferentes classes de valores resultantes das métricas contínuas. A cor que equivale a sobreposição evidencia a grande similaridade entre os resultados do movingwindow para a cobertura florestal e o produto resultante de interação deste com a densidade de estradas. Porém, nas duas classes extremas, fica evidente a inversão de incremento de área. 64
Figura 22 - Representação de possíveis formas de impacto das estradas e do tráfego na persistência das populações. A mortalidade por atropelamento e a inacessibilidade contribuem para a subdivisão e isolamento de populações. (Traduzido e adaptado de Jaeger et al, 2005 por Julia Assis, 2013.) 68
Figura 23 - Carta de localização dos 28 locais onde foram amostradas informações sobre a permeabilidade de estradas junto aos especialistas ao longo das rodovias Fernão Dias e Dom Pedro I, SP. 75
Figura 24 - Representação do RPI para cada táxon. O tamanho do círculo representa a magnitude do RPI. 78
Figura 25 – A magnitude geral das influências dos atributos da paisagem e estruturas da estrada na permeabilidade está representada pela média dos valores absolutos de E_{ijk} de todos os táxons. As influências específicas para cada táxon (w_{jk}) estão apresentadas com seus respectivos sinais. w_{jk} próximos a -1 são considerados como fortes influências negativas, enquanto valores próximos a 1 são fortemente positivas, e valores em torno do zero são fracamente influentes. 79
Figura 26 - Contribuição relativa geral de cada táxon para a permeabilidade da rodovia para a fauna, considerando informações levantadas por especialistas em 28 pontos amostrais das rodovias Fernão Dias e Dom Pedro I, SP, Brasil. As barras representam os valores médios dos pontos amostrados e as linhas representam os erros padrão. 80
Figura 27 - Magnitude de influência média (w_{kj}) de variáveis da estrada e da paisagem na estimativa do Índice de Permeabilidade da Estrada (RPI) para diferentes táxons, considerando informações levantadas por especialistas em 28 pontos amostrais das rodovias Fernão Dias e Dom Pedro I, SP, Brasil. 81
Figura 28 - Valores médios e intervalos de confiança de 95% do Índice de Permeabilidade da Estrada (RPI) para cada táxon considerando separadamente as duas rodovias amostradas com os especialistas: Fernão Dias e Dom Pedro I, SP, Brasil. 81

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Descrição das Unidades de Conservação do Mosaico da Cantareira. 35
Quadro 2 - Descrição das classes mapeadas. 44
Quadro 3 - Qualidade da concordância assinalada aos diferentes intervalos de valores do coeficiente *Kappa* Adaptado de Landis e Koch (1977) e Santos (2006). 45
Quadro 4 - Descrição das métricas de mancha, classe e paisagem utilizadas. 47
Quadro 5 - Passos fundamentais em protocolos para a obtenção de dados baseados em conhecimentos de especialistas. Adaptado de McBride e Burgman (2012). 71
Quadro 6 - Descrição das variáveis incluídas no processo de elicitação e no desenvolvimento do índice. 76

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Alcance dos efeitos de estradas em estudos mencionados por (E) Eigenbrod et al. (2008) e (G) Goosem (2007). 20
Tabela 2 - Correspondência entre classes mapeadas e observações em imagem de alta resolução para o cálculo do Coeficiente *Kappa* de um total de 385 pontos aleatórios analisados. 49
Tabela 3 - Área total do maior agrupamento funcional formado com diferentes capacidades de deslocamento na matriz e respectiva porcentagem em relação à área total de cobertura florestal. 58

LISTA DE SIGLAS

ANTT	Agência Nacional de Transportes Terrestres
APA	Área de Proteção Ambiental
ARTESP	Agência Reguladora de Serviços Públicos Delegados de Transporte do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DNIT	Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes
EE	Estação Ecológica

EIA	Estudo de Impacto Ambiental
EMPLASA	Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano SA
FAPESP	Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo
FE	Floresta Estadual
FF	Fundação Florestal
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
INPA	Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia
MNE	Monumento Natural Estadual
PE	Parque Estadual
PN	Parque Nacional
PNM	Parque Natural Municipal
RBCV	Reserva da Biosfera do Cinturão Verde de São Paulo
RBMA	Reserva da Biosfera da Mata Atlântica
RMC	Região Metropolitana de Campinas
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
RPI	Índice de Permeabilidade da Estrada ou *Road Permeability Index*
SMA	Secretaria Estadual de Meio Ambiente
UC	Unidade de Conservação
UCs	Unidades de Conservação
UGRH	Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 16
1.1. As estradas e a conservação ambiental 16
1.2. O alcance dos efeitos das estradas 19
1.3. Ecologia de Estradas no Brasil 22
1.4. Objetivos da dissertação 27
2. CAPÍTULO I: CONSERVAÇÃO EM PAISAGENS FRAGMENTADAS 28
2.1. Fragmentação e conectividade 28
2.2. O Sistema de Áreas Protegidas do Contínuo da Cantareira 30
2.3. Os efeitos das rodovias na paisagem 40
2.4. Material e Métodos 42
2.4.1. Delimitação da área de estudo 42
2.4.2. Bases de dados e mapeamento 44
2.4.3. Coeficiente *Kappa* 45
2.4.4. Métricas descritivas 46
2.4.5. Métricas contínuas 48
2.5. Resultados 49
2.5.1. Coeficiente Kappa 49
2.5.2. Métricas descritivas 52
2.5.3. Métricas contínuas 59
2.6. Discussão 64
3. CAPÍTULO II: ÍNDICE DE PERMEABILIDADE DA ESTRADA 67
3.1. A permeabilidade das estradas 67
3.2. A proposta do Índice de Permeabilidade da Estrada (RPI) 70
3.2.1. Elicitação do conhecimento dos especialistas 70
3.2.2. Identificação e codificação das variáveis 71
3.2.3. Índice de Permeabilidade da Estrada (RPI) 72
3.3. Estudo de caso: Permeabilidade das rodovias Fernão Dias e Dom Pedro I 72
3.3.1. Área de estudo 72
3.3.2. Obtenção de dados 73
3.3.3. Análise dos dados 74
3.4. Resultados 76
3.5. Discussão 82
3.5.1. Índice de Permeabilidade da Estrada (RPI) 82
3.5.2. Estudo de caso 82
3.5.3. Considerações 83
4. CONCLUSÕES 85
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 88
APÊNDICE A 96

1. INTRODUÇÃO

1.1. As estradas e a conservação ambiental

Existe uma variedade de padrões espaciais e processos de modificação da paisagem que geram consequências para os indivíduos, espécies, comunidades e ecossistemas. A perda de habitat e o processo de fragmentação figuram como protagonistas neste cenário de mudanças que inclusive afetam as interações entre as espécies e os processos ecológicos (COLLINGE, 2009). O estudo da paisagem, de sua estrutura e da relação entre as manchas do mosaico de usos da terra, bem como da qualidade dos remanescentes florestais, são fundamentais para a indicação de áreas prioritárias para a conservação e para o delineamento de uma "rede de vegetação" (*emerald network*, segundo FORMAN no *Road Ecology Brazil* 2010) capaz de sustentar os processos ecológicos em longo prazo.

Sem a intensificação de ações de conservação ambiental, paisagens fragmentadas, como as da Mata Atlântica, não são capazes de manter populações viáveis e comunidades representativas da biodiversidade original e, certamente, se tornarão áreas biologicamente empobrecidas e homogêneas (SILVA e TABARELLI, 2000; LOPES et al., 2009 apud TABARELLI et al., 2010). Redes de áreas protegidas conectadas por corredores florestais, trampolins ecológicos (*stepping stones*) e imersas em uma matriz permeável onde o uso da terra coexista com a biodiversidade da floresta, representam as mais atraentes estratégias para o planejamento da conservação da biodiversidade. De certa forma, a concatenação destas abordagens é essencial para a conservação de biotas extremamente fragmentadas (SANTOS et al., 2008 apud TABARELLI et al., 2010).

A persistência das populações depende da conservação da diversidade genética, que por sua vez é diretamente dependente da manutenção dos fluxos gênicos. No entanto, compreender processos e padrões de fluxo gênico e adaptações locais demanda um conhecimento detalhado de como as características da paisagem influenciam a estruturação e adaptação local das

populações. Esta compreensão é crucial, não apenas para aprimorar o conhecimento ecológico, mas também para manejar adequadamente a diversidade genética de populações ameaçadas (MANEL et al., 2003).

A genética de paisagem emerge como um campo científico que integra ecologia de paisagens e genética de populações, empregando avançadas técnicas de genética molecular para testar hipóteses de ecologia de paisagem (HOLDEREGGER e WAGNER, 2006). Além disso, viabiliza identificar como características geográficas e ambientais influenciam a movimentação de organismos e a conectividade de habitats, estruturando a variabilidade genética das populações e dos indivíduos, detectando descontinuidades genéticas e sua correlação com características da paisagem, tal como barreiras (MANEL et al., 2003).

Em paisagens fragmentadas, áreas urbanas e infraestruturas, como estradas e ferrovias, podem atuar como barreiras que dificultam a movimentação dos organismos e reduzem fluxos gênicos. A redução da troca genética nas populações gera outros efeitos negativos como a endogamia, que por sua vez resulta em gerações fracas ou estéreis (FORMAN et al., 2003).

No campo da Ecologia de Paisagens, emergiu, nas últimas décadas, uma linha de pesquisa em Ecologia de Estradas, visando especificamente elucidar como estes empreendimentos lineares interferem nos processos ecológicos, especialmente no que se refere aos fluxos biológicos e a permeabilidade da paisagem (FORMAN et al., 2003).

Com a expansão da urbanização sobre amplos espaços regionais por meio das redes de transportes, o tecido urbano se estendeu gerando e integrando novas centralidades e periferias (MONTE-MÓR, 2003) e demonstrando que essa expansão tem forte vinculação com os eixos rodoviários. Por outro lado, a escassez de espaço para o tráfego na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), devida, sobretudo, ao aumento excessivo da frota de veículos automotores, resultou na demanda pela ampliação da malha rodoviária. Nas últimas décadas, o governo do Estado de São Paulo investiu na ampliação da capacidade das ligações entre os principais centros de produção e consumo e os sistemas portuários, no sentido de melhorar as condições de tráfego e de desempenho logístico do sistema rodoviário existente. Essas medidas vieram acompanhadas pela convergência destas ligações para o interior da metrópole, onde criaram um grande ponto crítico no sistema de transportes (SÃO PAULO, 2011a).

A principal iniciativa do governo do estado de São Paulo no sentido de suprir as demandas por rodovias e minimizar o efeito mencionado anteriormente foi a criação de um anel viário para conectar as principais rodovias. A intenção é que este rodoanel, denominado Rodoanel Mário Covas (SP-21), promova a separação dos fluxos internos, aliviando o sobrecarregado sistema viário metropolitano e que sirva de alternativa para os fluxos de longa distância entre as sub-regiões da metrópole (SÃO PAULO, 2011a). Desta forma, existe a expectativa de que quando estiver concluído, o tráfego de passagem seja desviado da metrópole interna para a macro metrópole da RMSP (BRASIL, 2011).

Além da expansão da malha viária, existem muitas obras de manutenção e melhoria de rodovias que visam à criação de novas faixas de circulação e o alargamento de faixas e acostamentos. O resultado destas ações geralmente intensifica o tráfego de veículos e aumenta os limites de velocidade, gerando mais efeitos sobre os remanescentes florestais adjacentes. A grande questão derivada deste procedimento é que tais obras, mesmo que sejam incluídas no processo de Avaliação de Impactos Ambientais (AIA), muitas não exigem exaustivos Estudos de Impacto Ambiental.

Dentre os efeitos sobre o ambiente resultantes da implantação de uma rodovia estão a supressão de vegetação, o corte e aterro do terreno, e efeitos de borda sobre os remanescentes de vegetação. No contexto da Ecologia de Estradas, um dos conceitos utilizados para a definição desses efeitos de borda é o de *road-effect zone*, segundo Forman et al. (1997), ou zona sob efeito de estradas. Essa zona corresponde à área na qual significativos efeitos ecológicos se estendem a partir da estrada, sendo a extensão desta zona normalmente bem maior que a largura da própria estrada somada à sua faixa de domínio (FORMAN, 1995; RECK, 1993; REIJNEN, 1995; WILDTIERE, 1995 apud FORMAN e ALEXANDER, 1998). O conjunto dos efeitos ecológicos causados por estradas identificados para espécies, solo, água e atmosfera varia em distância de metros a quilômetros (FORMAN, 1995).

O efeito de borda causa alterações bióticas e abióticas. As principais alterações abióticas são aumento da radiação solar e temperatura, risco de erosão e assoreamento, redução da umidade relativa e da resistência à ação do vento. Dentre as alterações bióticas, destacam-se as mudanças na estrutura e dinâmica da comunidade vegetal, na diversidade e abundância da fauna e nas interações entre ambas.

1.2. O alcance dos efeitos das estradas

Os efeitos podem ser quantificados quanto ao seu alcance, com relação a determinadas espécies ou a outras variáveis. Os dados de distância encontrados na literatura foram compilados, sendo que Eigenbrod, Hecnar e Fahrig (2008), mencionam quatro estudos que quantificaram a extensão da zona sob efeito de estradas e Goosem (2007) apresenta uma compilação de dados acerca do alcance dos efeitos de rodovias, medido para diferentes variáveis (Tabela 1) (ASSIS e BARBIERI, 2011).

Forman e Alexander (1998), também citam estudos que mencionam que vários mamíferos de grande e médio porte tendem a apresentar menor densidade populacional na faixa a de 100 a 200 m da rodovia. Jaeger et al. (2005), propuseram a evitação da superfície da estrada e das emissões e distúrbios do tráfego (ruído, iluminação, poluentes) como respostas para esse comportamento com relação às estradas. Estes comportamentos indicam que quanto mais intenso o tráfego de veículos em uma estrada, maior é a perda efetiva de habitat para as espécies (FAHRIG e RYTWINSKI, 2009). Considerando a variação do tráfego, uma via com velocidade média de 120 km/h apresentou efeitos com alcance de 305 m para espécies mais sensíveis, em áreas arborizadas, com fluxo de 10.000 veículos por dia; aumentando para 810 m com fluxo de 50.000 veículos por dia (REIJNEN, 1995; REIJNEN et al, 1995 apud FORMAN e ALEXANDER, 1998).

A zona sob efeito de estradas (*road-effect zone*) possui alguns mecanismos que determinam sua largura e forma, como a declividade e orientação do relevo, a direção do vento e o comportamento ou a adequação do habitat (*habitat suitability*) (FORMAN et al., 2003). Além disso, as distâncias de efeito podem ser maiores em um lado da rodovia do que do outro. Os efeitos ilustrativos apresentados na Figura 1 estão baseados em vários estudos e demonstram distâncias distintas dos efeitos nos dois lados da rodovia ao longo de um mesmo trecho da estrada.

Tabela 1 - Alcance dos efeitos de estradas em estudos mencionados por (E) Eigenbrod et al. (2008) e (G) Goosem (2007).

Espécie / Variável Analisada	Alcance do efeito	Referência
Poluentes do solo	10m	(G) Diprose et al., 2000
Luz natural	15m	(G) Pohlman et al., 2007
Penetração herbácea	15m	(G) Pohlman, 2006
Temperatura do ar	25m	(G) Pohlman et al., 2007
Stress de umidade	25m	(G) Pohlman et al., 2007
Aumento de lianas lenhosas	25m	(G) Pohlman, 2006
Composição florística	25m	(G) Pohlman, 2006
Salamandras	35m*	(E) Semlitsch et al., 2007
Aves	40 a 2.800m	(E) Reijnen et al., 1995
Densidade de troncos	~40m	(G) Pohlman, 2006
Diâmetro da haste	50m	(G) Pohlman, 2006
Faróis dos veículos	50m	(G) Wilsom e Goosem, 2007
Comunidade de rãs	50m	(G) Goosem et al., 2007
Comunidade de pássaros	50m	(G) Dawe e Goosem, 2007
Anfíbios	100 a 1.000m	(E) Forman e Deblinger, 2000
Ruídos	>200m	(G) Dawe e Goosem, 2007
Anuros	250 a 500m	(E) Eigenbrod et al., 2009
Tartarugas do deserto	400m	(E) Boarman e Sazaki, 2006
Comunidade de morcegos	3.000m	(G) Delaval et al., 2006

*estudo realizado em estradas secundárias.

Forman (2000) sugere algumas abordagens que poderiam ter um efeito significativo na redução da extensão da área afetada por estradas e veículos. Ele menciona cinco ações que podem fazer diferença: (1) aumentar a permeabilidade das estradas ao movimento de animais por meio de passagens de fauna inferiores (túneis), superiores (pontes), e outras medidas tecnológicas de mitigação, reduzindo assim, o bloqueio de corredores de fauna e a subdivisão de populações em subpopulações menores e menos estáveis; (2) fechar e remover estradas e acessos a áreas remotas em regiões ecologicamente importantes, para reduzir o distúrbio causado pelo acesso humano; (3) aumentar o uso de bermas, subdivisão do talude da estrada, trechos de rodovia em trincheiras e outras técnicas de construção para reduzir a distância da área ecologicamente afetada pelo ruído do tráfego; (4) concentrar o tráfego em rodovias primárias, especialmente em áreas rurais, de forma a diminuir a intensificação do uso de rodovias secundárias; (5) reduzir o ruído do tráfego mudando o desempenho dos pneus, a aerodinâmica dos veículos, a superfície da estrada, diminuindo a proporção de caminhões e as distâncias médias percorridas por veículos (FORMAN, 2000).

Algumas destas medidas são de difícil implantação, mas devem ser consideradas para o planejamento da conservação em áreas com elevada densidade viária ou quando são elaborados os Estudos de Impacto Ambiental (EIA) para a duplicação ou implantação de novas rodovias.

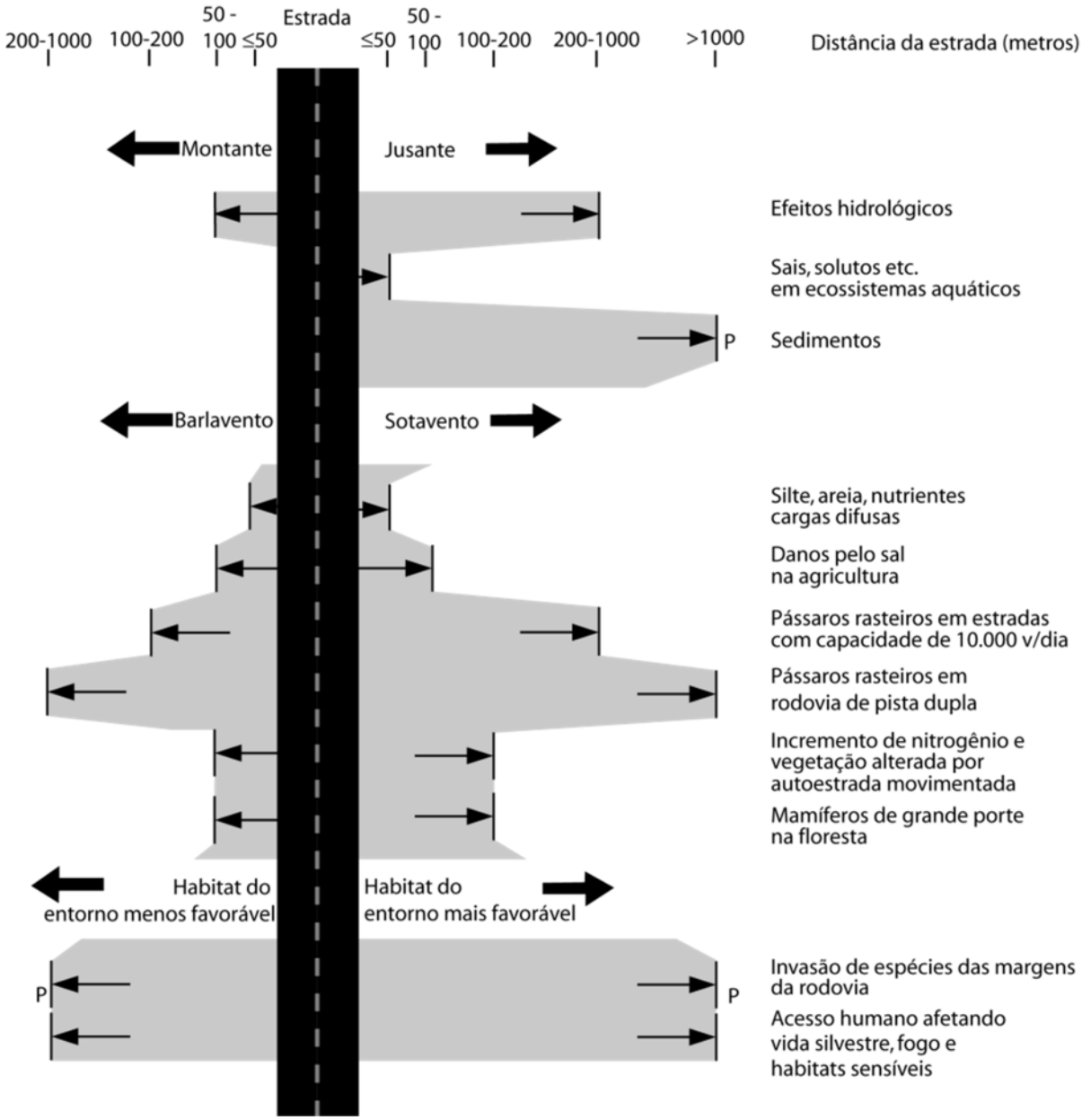


Figura 1 - Zona sob efeito de estradas (*road-effect zone*) e três mecanismos que determinam sua largura e forma. A área sombreada corresponde à zona sob efeito da estrada. P = efeito que se estende a partir de um ponto da estrada. Fonte: figura adaptada de Forman et al. (2003) por Ferreira (2013).

1.3. Ecologia de Estradas no Brasil

No Brasil, as pesquisas relacionadas à ecologia de estradas ainda estão apoiadas em publicações estrangeiras, que tratam de biomas geralmente muito distintos dos brasileiros. Ainda são poucos os trabalhos nacionais e essa escassez de estudos que retratem a complexidade dos efeitos das rodovias dificulta o diálogo entre a produção científica, órgãos governamentais e empresas responsáveis pelo sistema rodoviário brasileiro.

A maioria dos trabalhos publicados por pesquisadores brasileiros que abordam os efeitos ecológicos de rodovias estão relacionados ao atropelamento e à mortalidade da fauna. Alguns discutem efeitos de amostragem de atropelamentos e outros tratam de temas mais específicos, como, por exemplo, a distribuição de espécies exóticas e nativas ao longo de estradas (BARBOSA et al., 2010). Outros abordam a influência da densidade de estradas associada a outras características da paisagem como fator relevante no processo de fragmentação (FREITAS, HAWBAKER e METZGER, 2010) ou, ainda, quantificam e propõem ações mitigadoras para o atropelamento da fauna (BAGER e ROSA, 2010; ANDRADE e MOURA, 2011).

Sem a consolidação de um conhecimento mais abrangente acerca dos efeitos das estradas em formações tipicamente brasileiras, muitas diretrizes e decisões de mitigação destes potenciais efeitos são definidas sem embasamento científico ou com base em publicações estrangeiras. Mesmo no contexto internacional, no qual ocorre a massiva publicação de artigos científicos, a interdisciplinaridade desta temática a torna difusa, permeando periódicos com os mais diversos escopos: desde ecologia molecular e conservação genética até revistas de geografia do transporte e ecologia aplicada.

Visando impulsionar o desenvolvimento da pesquisa em ecologia de estradas no país, pesquisadores pioneiros nesta temática organizaram o primeiro congresso sobre ecologia de estradas da América Latina. Em 2010 foi realizado o *Road Ecology Brazil 2010*[1]. Naquela ocasião, um dos fundadores da escola americana de ecologia de paisagens, Richard T. T. Forman, apresentou uma visão global da ecologia de estradas na atualidade na conferência de

[1]Evento realizado entre 23 e 25 de agosto de 2010 em Lavras/ MG na Universidade Federal de Lavras (Endereço eletrônico: http://www.dbi.ufla.br/roadecology/index.html).

abertura do evento. Os principais aspectos da ecologia de estradas levantados por ele permeavam desde os efeitos das estradas para as populações de fauna e sua densidade e distribuição na paisagem até estratégias de desenvolvimento econômico aliado a novas tecnologias construtivas para rodovias com grande fluxo de veículos.

Este pesquisador e professor da Universidade de Harvard, além de pioneiro da ecologia de paisagens, também atuou como protagonista no desenvolvimento da ecologia de estradas. Reunido com mais 13 coautores, entre eles especialistas da área de transporte e ecólogos, ele publicou o livro *Road Ecology: Science and solutions*, com o objetivo de tornar conceitos de ecologia de paisagens acessíveis aos profissionais que desenham, planejam e constroem estradas e promover o diálogo entre planejadores do transporte e ecólogos de paisagens (HESS, 2004).

A conferência de abertura protagonizada por Forman assegurou para todo o evento um tom integrador, enfatizando a relevância das pesquisas ecológicas, mas reverenciando a necessidade de comunicação entre os resultados e apontamentos das pesquisas e os tomadores de decisão, nos poderes público e privado. Ao final de sua apresentação, Forman considerou os seres humanos como uma espécie urbana, que precisa da mobilidade segura e eficiente de pessoas e bens, e questionou onde colocaremos as estradas de forma que também seja possível manter a conectividade dos sistemas naturais. Forman (2010) enfatizou, posteriormente ao evento, a importância da ampla representação de autoridades do Ministério dos Transportes e outros órgãos do governo, como o Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT) e a Agência Nacional de Transportes Terrestres (ANTT), que participaram do evento, em busca de soluções promissoras para questões associadas às estradas.

Outras duas conferências importantes desta edição do evento contaram com a experiência amazônica de Philip Fearnside do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e a visão da pesquisadora Miriam Goosem, cuja produção científica é muito emblemática na temática de passagens de fauna sobre rodovias (*overpassings*) para a fauna arborícola. Ambos contribuíram com as discussões desenvolvidas ao longo do evento, elevando sua complexidade ao incluir as articulações políticas e ecológicas fundamentais nesse campo de pesquisa.

O pesquisador titular do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Philip Fearnside, explicitou as polêmicas decisões governamentais de investimento em estradas pavimentadas na Amazônia brasileira. De maneira enfática e concreta, Fearnside apresentou uma série de

trabalhos publicados que abordam as estradas amazônicas e suas controvérsias. A rodovia federal BR-319 que liga Manaus a Porto Velho recebeu destaque especial e foram questionadas por ele as razões para que ela exista e seja pavimentada. Suas colocações geraram dúvidas sobre os reais motivos da existência desta rodovia e evidenciou a falta de transparência no processo decisório governamental. Além disso, ele questionou os modais de transporte adotados no país e suas conexões e interligações, feitas sem planejamento ou inclusão de alternativas menos impactantes e mais sustentáveis.

Com um direcionamento para florestas tropicais, a pesquisadora australiana Miriam Goosem abordou os efeitos das estradas em escala local. Demonstrou a importância das passagens de fauna e apresentou estudos desenvolvidos com passagens que ligam o dossel da floresta de um lado a outro da estrada e como o monitoramento comprova sua utilização. Apresentou ainda diversos exemplos de passagens subterrâneas e apontou a necessidade de pesquisas direcionadas ao monitoramento. Em seu fechamento, destacou a importância da combinação de diversos tipos de passagens, para obtenção de maior sucesso na conectividade da paisagem para a biodiversidade como um todo.

Outros temas também foram abordados neste evento. Entre eles o histórico da ecologia de estradas no Brasil, o papel das estradas na dinâmica da floresta tropical e a metodologia em ecologia de estradas, utilizando modelagem para a identificação de *hotspots* de atropelamento e enfatizando a importância do delineamento amostral na obtenção de dados robustos.

Nas mesas redondas realizadas no *Road Ecology Brazil 2010*, foram debatidos os seguintes temas: licenciamento ambiental e padrões mínimos de monitoramento e mitigação de impacto ambiental, com a participação de representantes de órgãos do governo (Ministério dos Transportes, ANTT, DNIT); rodovias e a floresta amazônica – biodiversidade e socioeconomia, com a participação de representantes de órgãos ambientais do governo e pesquisadores, com destaque especial a Philip Fearnside; e outros impactos ambientais causados por empreendimentos lineares no Brasil.

Como visão geral desta primeira edição do *Road Ecology Brazil*, destacou-se a importância da articulação entre os setores envolvidos na questão dos transportes: a pesquisa, os órgãos do governo, as empresas construtoras e as concessionárias. Do ponto de vista acadêmico, foram iluminadas as questões a serem investigadas em curto, médio e longo prazos e, além da troca de informações, foi aberto um canal de comunicação entre os pesquisadores e os outros agentes atuantes.

Em 2011, foi realizada a segunda edição deste evento, o *Road Ecology Brazil 2011*[2], com a intenção de consolidar seu papel que, a partir daquele ano, de acordo com seus idealizadores, se tornaria bianual, intercalando-se com a realização do Congresso Brasileiro de Ecologia de Paisagens. Em 2011, a conferência de abertura foi realizada pela pesquisadora canadense Lenore Fahrig, que é professora e diretora do Laboratório de Pesquisas em Geomática e Ecologia de Paisagens na Universidade de Carleton, em Ottawa.

Em sua conferência no *Road Ecology Brazil 2011*, Fahrig abordou o desdobramento da seguinte questão: "Como podemos mitigar os efeitos das estradas sobre as populações de fauna?". Ela apresentou mecanismos de mitigação destes efeitos, bem como os resultados de suas pesquisas e as lacunas de conhecimento acerca dos efeitos de evitação, bem como formas de testar a efetividade das medidas mitigadoras com desenhos experimentais eficientes. Um dos focos de sua pesquisa consiste na aplicabilidade dos resultados gerados na tomada de decisão do uso e ocupação da terra.

Outras conferências realizadas nesta edição do evento abordaram a mortalidade por atropelamento e o efeito de evitação, Unidades de Conservação (UCs) e impactos causados por estradas ou rodovias e a legislação aplicada à ecologia de estradas.

As mesas-redondas abarcaram outros temas, entre eles o planejamento de rodovias, com a participação de Philip Fearnside (INPA), um representante do DNIT e um da ANTT, além de Nilton Cáceres da Universidade Federal de Santa Maria. O aspecto mais relevante deste primeiro debate tornou-se evidente a partir da dificuldade de comunicação entre os representantes dos órgãos governamentais, que defenderam suas instituições com discursos prontos e sem participação ativa no debate com os pesquisadores.

Além das conferências, palestras e mesas-redondas, foram realizados mini-cursos, *workshops* e sessões de pôsteres para a apresentação de trabalhos e pesquisas relacionadas a rodovias e empreendimentos lineares. Como produto, foram publicados trabalhos completos e resumos nos anais do evento (ROAD ECOLOGY BRAZIL 2011, 2011). Dos 44 trabalhos publicados, mais da metade tratava de atropelamentos (24), dez abordavam os efeitos no entorno, cinco eram sobre mitigação e compensação e cinco tratavam de outros temas (ROAD ECOLOGY BRAZIL 2011, 2011).

---

[2] Evento realizado entre 17 e 19 de outubro de 2011 em Lavras/ MG na Universidade Federal de Lavras (endereço eletrônico: http://www.dbi.ufla.br/reb2011/index. php).

Nesta segunda edição do *Road Ecology Brazil*, ficou evidente a ênfase dada aos trabalhos sobre atropelamentos com uma abordagem menos integradora em comparação ao ano anterior. O desmembramento da pesquisa e o afunilamento dos temas diminuíram a complexidade das discussões apresentadas e limitou o diálogo com os representantes dos outros setores que não os pertencentes às universidades.

Outros efeitos das rodovias, além dos atropelamentos, como o ruído do tráfego, a subdivisão das populações e a interrupção ou incremento de fluxos ecológicos horizontais constituem uma fronteira real (FORMAN, 1998) ao desenvolvimento da pesquisa dentro desta temática da ecologia de estradas. O desenho e operação de redes de estradas que minimizem impactos ecológicos demandam uma compreensão de como as estradas afetam as populações de vida selvagem e de como os efeitos negativos podem ser mitigados (ROEDENBECK et al., 2007).

É importante que os ecólogos da paisagem estejam preparados para compartilhar conhecimentos com engenheiros, planejadores, *designers*, economistas e políticos. Estes profissionais têm a experiência sobre os sistemas viários com a tradição de buscar soluções práticas. Sendo assim, estimular o diálogo e a interação entre estes profissionais poderá resultar em novas soluções ecológicas (FORMAN, 1998).

Enquanto os norte-americanos estão à frente em estudos relacionados ao comportamento de travessia da fauna nos vários tipos de estradas, o Brasil, em sua recente jornada, ainda restringe suas abordagens de pesquisa aos levantamentos de animais atropelados. Mesmo assim, é necessário gerar subsídios e respostas às autoridades responsáveis pela construção e duplicação de rodovias.

1.4. Objetivos da dissertação

A franja metropolitana, com seu rápido crescimento populacional, extensivos projetos rodoviários e paisagens com intensa modificação, é um campo fértil para a colaboração entre os profissionais que planejam o transporte e o uso e ocupação da terra e ecólogos (Hess, 2004). Sabemos que a conservação praticada exclusivamente através da criação de UCs não é viável se não for combinada com outras ações de proteção. Reconhecendo a importância da conservação dos remanescentes dentro e fora de UCs, assim como a necessidade de manter ou restabelecer a conectividade da paisagem e dos fluxos biológicos, o presente trabalho tem como objetivo analisar a estrutura da paisagem no Mosaico da Cantareira[3] considerando as rodovias existentes na região e sua relevância para a conectividade entre os remanescentes florestais.

Após a apresentação da temática principal desta dissertação, incluindo uma breve revisão sobre ecologia de estradas no Brasil, o desenvolvimento do trabalho encontra-se organizado em dois capítulos.

O Capítulo I se apoia nos fundamentos de Ecologia de Paisagens para analisar e discutir a conservação em paisagens fragmentadas, enfatizando a incorporação da influência das estradas sobre a conectividade dos remanescentes na paisagem na área que circunscreve importantes UCs de proteção integral do Mosaico da Cantareira.

No Capítulo II é proposto um índice de permeabilidade com a finalidade de investigar a permeabilidade das rodovias para diversos grupos taxonômicos de fauna a partir de dados obtidos através da consulta a especialistas em diversos táxons.

[3] Apesar de não existir um Mosaico de Unidades de Conservação segundo a Lei do SNUC (“um conjunto de unidades de conservação de categorias diferentes ou não, próximas, justapostas ou sobrepostas, e outras áreas protegidas públicas ou privadas”) que prevê a gestão conjunta e integrada considerando os diferentes objetivos de conservação das distintas categorias de UCs incluídas, este conjunto existe e, por isso, foi chamado de Mosaico da Cantareira.

2. CAPÍTULO I: CONSERVAÇÃO EM PAISAGENS FRAGMENTADAS

2.1. Fragmentação e conectividade

Existem vários conceitos associados ao termo fragmentação. Andrén (1994) considera que a fragmentação do habitat apresenta três componentes principais: a perda de habitat original, a redução no tamanho das manchas de habitat e o aumento do isolamento entre elas. Todos estes componentes contribuem para o declínio da diversidade biológica do habitat original. Wilcove, McLellan e Dobson (1986) assumem a fragmentação como um processo no qual uma grande extensão de habitat é transformado em certo número de manchas menores com uma soma total de área menor do que a inicial e isoladas umas das outras por uma matriz diferente.

Os efeitos negativos da perda de habitat podem ser percebidos por medidas diretas de biodiversidade, como a riqueza de espécies, a abundância e distribuição da população e diversidade genética, e também por medidas indiretas de fatores que afetam a biodiversidade (FAHRIG, 2003). A perda de habitat tem sido considerada por alguns autores como a responsável pela alteração das relações entre as espécies e pela redução do número de espécies mais especializadas e de grande porte, podendo também ter efeito negativo na reprodução, dispersão e taxa de predação.

Em uma simulação que considerou o tamanho dos fragmentos em relação à proporção de habitat na paisagem, (ANDRÉN, 1994) descreveu que os mapas gerados indicam que, quando a proporção de habitat é inferior a 60%, existe a quebra de uma mancha contínua em manchas menores. De acordo com (METZGER e DÉCAMPS, 1997), num processo de perda de habitat, existe um limiar no qual o grau de conectividade estrutural cai drasticamente e, como consequência, um grande número de espécies pode não ter mais disponibilidade dos recursos que necessitam e as taxas de extinção aumentam rapidamente (Figura 2). Neste caso, algumas

espécies invasoras ou exóticas, mais adaptadas a paisagens fragmentadas, podem ser beneficiadas pela ocorrência de áreas de borda (METZGER e DÉCAMPS, 1997).

Cada população apresenta um limiar diferente de conectividade, de acordo com seus requisitos biológicos. De maneira geral, são previstos efeitos maiores da fragmentação quando a proporção de habitat é de 20 a 30% (FAHRIG, 2003) e, neste caso, a distribuição espacial do habitat na paisagem, incluindo a conectividade estrutural, se torna mais relevante para a persistência das espécies (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003).

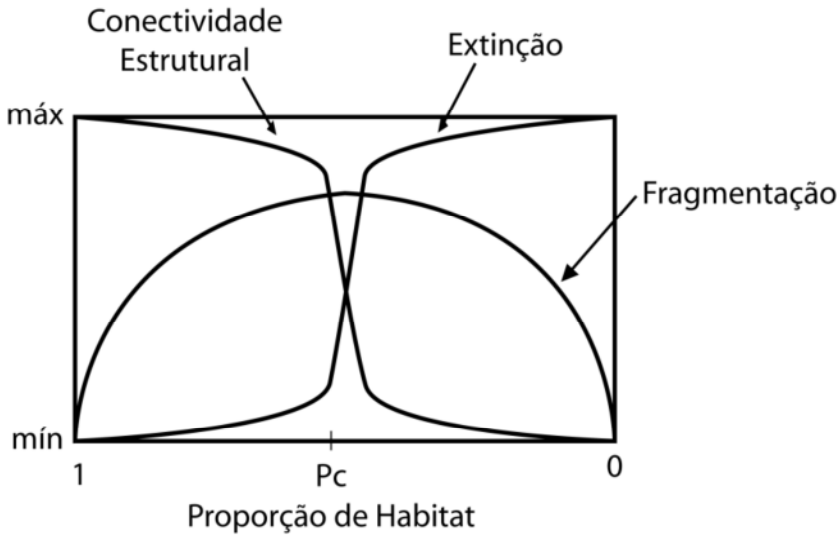


Figura 2 - Relações teóricas entre proporção de habitat, conectividade estrutural, fragmentação do habitat (medida pela proporção de limites entre unidades de habitat e não habitat na paisagem) e a extinção global de espécies. Existem valores críticos de proporção de habitat (Pc) em que a fragmentação se torna alta e a conectividade baixa, produzindo um rápido aumento na extinção global de espécies. (Fonte: Ferreira (2013) traduzido de Metzger e Décamps (1997)).

A conectividade pode ser definida como a capacidade da paisagem em facilitar fluxos biológicos (TAYLOR et al., 1993; TISCHENDORF e FAHRIG, 2000 apud UEZU, METZGER e VIELLIARD, 2005) e pode ser estrutural ou funcional. A conectividade entre manchas de habitat é considerada importante para a movimentação de genes, indivíduos, populações e espécies através de múltiplas escalas de tempo (MINOR e URBAN, 2007).

A conectividade estrutural pode ser definida e quantificada com base na distância entre fragmentos, densidade, complexidade, largura e qualidade da rede de corredores, densidade de *stepping stones* (pontos de ligação ou trampolins ecológicos) e permeabilidade da matriz (METZGER e DÉCAMPS, 1997). Sendo que o corredor é uma faixa de uma determinada unidade da paisagem que difere das áreas adjacentes em ambos os lados (FORMAN, 1995) e

os *stepping stones* são manchas nas quais um determinado organismo pode ficar temporariamente durante uma movimentação entre manchas de habitat (FORMAN, 1995).

Segundo Uezu, Metzger e Vielliard (2005), a conectividade funcional é mais complexa. Ela depende não apenas do padrão espacial da paisagem, mas também das interações entre este padrão e as características biológicas das espécies alvo, como a habilidade delas de se movimentarem em áreas de não habitat (GREENBERG, 1989; SIEVING et al., 1996 apud UEZU, METZGER e VIELLIARD, 2005).

Outra abordagem para pensar a conectividade em paisagens fragmentadas diz respeito à restauração de 'gargalos', ou importantes áreas onde havia uma ligação anterior, mas que foi perdida. A existência de uma pequena quantidade de remanescentes gera um cenário no qual ações imediatas de restauração deveriam ser adotadas, para garantir a persistência das espécies no futuro próximo (RODRIGUES et al., 2009). Neste caso, a escolha de locais estratégicos é fundamental para maximizar os ganhos com a restauração. A prioridade para a restauração também deve ser atribuída à ligação entre fragmentos menores no entorno de fragmentos maiores, especialmente quando estes constituem áreas protegidas (RIBEIRO et al., 2009). O incremento da área de fragmentos pequenos pode favorecer a melhoria da qualidade do habitat, minimizando os efeitos de borda.

Ações de restauração devem ser aliadas à criação de um mosaico de áreas protegidas que articule UCs de proteção integral com as de uso sustentável (BIM, 2012). Esta estratégia de conservação pode ser capaz de efetivamente promover a perpetuação da diversidade das espécies e dos processos ecológicos no contexto de uma paisagem fragmentada.

2.2. O Sistema de Áreas Protegidas do Contínuo da Cantareira[4]

A proteção de pelo menos 10% do habitat total original é recomendada como uma estratégia global de conservação (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2009). Dos 11,7% de remanescentes da Mata Atlântica brasileira, algumas áreas protegidas são contíguas, como no caso de cinco grandes blocos na Serra do Mar com

[4] Esta nomenclatura foi utilizada no Relatório Final da Criação de Sistema de Áreas Protegidas do Contínuo da Cantareira: Serras do Itaberaba e Itapetinga (SÃO PAULO, 2010).

áreas de cerca de 100.000 ha cada (RIBEIRO et al., 2009): (1) PE Serra do Mar e Parque Nacional (PN) da Bocaina; (2) Mosaico Jacupiranga e PN do Superagui; (3) Paranapiacaba; (4) PE Serra do Tabuleiro e (5) Mosaico Juréia-Itatins. No entanto, a maior parte dos remanescentes está distribuída em pequenos fragmentos que estão isolados uns dos outros e são compostos de florestas secundárias em estádio inicial ou médio de sucessão (METZGER, 2000; METZGER et al., 2009). Os poucos fragmentos maiores se mantém em locais onde o terreno é muito acidentado o que dificulta a ocupação humana (SILVA et al., 2007).

Estes remanescentes distribuídos em fragmentos com até 50 hectares totalizam 20,2% dos remanescentes e também possuem um papel fundamental na conservação da conectividade da paisagem (RIBEIRO et al., 2009). Eles podem ser o principal meio de garantir os fluxos biológicos entre fragmentos maiores e a efetiva conservação da diversidade biológica. Uma forma de assegurar a conservação destes fragmentos é por meio da criação de UCs e da elaboração de seus Planos de Manejo, que podem interferir na dinâmica de uso e ocupação das terras em seu entorno, dentro de sua zona de amortecimento (SECRETARIA DOS TRANSPORTES, 2013).

A RMSP apresentou ao longo de sua história elevados índices de urbanização e industrialização, cujos índices demográficos diminuíram na capital nas últimas décadas, mas que continuam crescendo nos demais municípios (RAIMUNDO, 2006). Quando avaliamos de forma ampla a expansão da mancha metropolitana de São Paulo é possível perceber que os fragmentos de floresta remanescentes no entorno desta grande metrópole estão sob risco constante de ocupação ou instalação de outros usos antrópicos (GASPARETO, 2011).

A região da Serra da Cantareira sofre pressões antrópicas, fruto da urbanização ocorrida em São Paulo, principalmente a partir de meados do século XX com as mudanças no contexto econômico nacional. Nesta região localiza-se o Parque Estadual (PE) da Cantareira, área de mananciais importantes para o abastecimento de água de parte da RMSP. Este parque foi criado em um período de intensa industrialização e aumento populacional na década de 1960. Naquele período, o ritmo de crescimento da periferia foi mais acelerado e eram as populações mais pobres que ocupavam as regiões mais distantes (MELLO-THÉRY e CORREIA, 2009). Esse processo de ocupação resultava no desmatamento e crescente perda de habitat nas áreas periféricas da metrópole.

O corredor de dispersão de fauna formado pelo complexo Cantareira-Mantiqueira (Figura 3), ao norte da RMSP, está inserido, em sua mais expressiva porção, no cone formado pelas

rodovias Fernão Dias (BR-381) e Dutra (SP-60) e apresenta a rodovia Dom Pedro I (SP-65) atravessando transversalmente este corredor, segundo Mazzei (2007). A mesma, analisando os dados coletados nesta pesquisa sobre grandes felinos, constatou que o PE da Cantareira e o PE do Juquery (Quadro 1) configuram-se como o limite sul desse grande corredor. Ao mesmo tempo, estes dois parques somados ao PE do Jaraguá também ao norte da RMSP contribuem para frear os intensos processos de ocupação da terra. (RAIMUNDO, 2006).

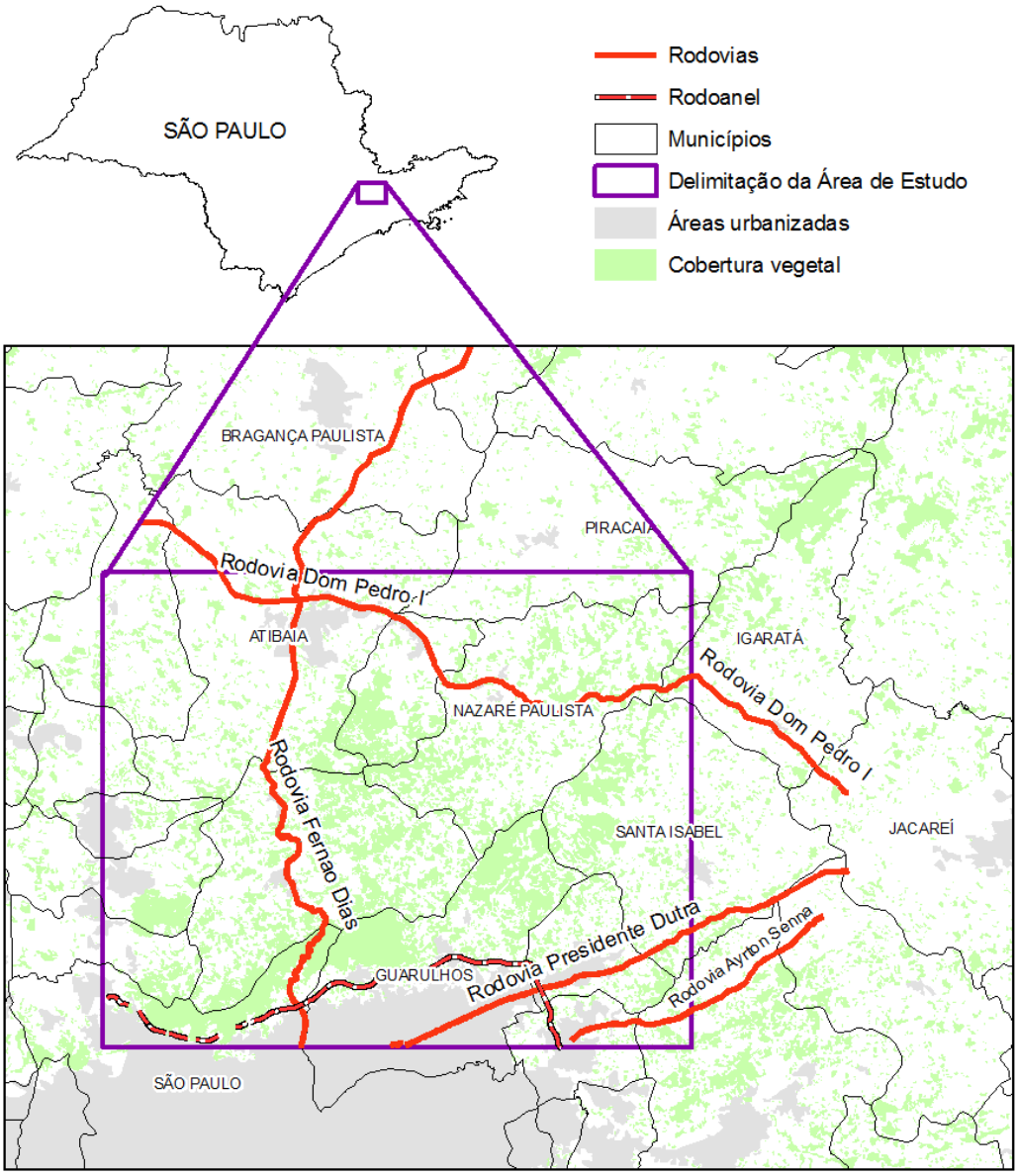


Figura 3 - Localização da área do corredor de dispersão do contínuo Cantareira-Mantiqueira, com a Cantareira ao norte da RMSP e as principais rodovias em destaque, incluindo o trecho norte e leste do Rodoanel Mário Covas em fase de implantação.

Outras políticas ambientais também podem atuar na conservação destas áreas que não estão em UCs. Nos anos 1980, diversos setores da sociedade civil e segmentos governamentais se mobilizaram para promover o reconhecimento dos remanescentes de Mata Atlântica como Reserva da Biosfera, fato que se consolidou na década de 1990. O título de Reserva da Biosfera, concedido pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO), é uma forma de captação de recursos internacionais e reforça a necessidade de cumprimento da legislação vigente (MAZZEI, 1999).

A Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo (RBCV) foi reconhecida pela UNESCO em junho de 1994, como parte integrante da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (RBMA) e abrange uma área de 1.540.032 ha e, incluindo a área urbana, o total de 1.760.311 ha, abrangendo o território de 73 municípios e 10% da população nacional (MELLO-THÉRY e CORREIA, 2009).

Desde então, formas de conservar os remanescentes de Mata Atlântica vêm sendo constante alvo de pesquisas e proposições que com o passar do tempo se provam ou não efetivas. A RBCV de São Paulo representa uma importante tentativa de preservar os remanescentes florestais de Mata Atlântica e conter os avanços não planejados da metrópole (Figura 4). Um importante passo para a aplicação do conceito de Reserva da Biosfera para a região metropolitana é permitir a tomadores de decisão integrar programas e projetos de conscientização que realizem, ao longo da sua gestão, estratégias de articulação eficazes (RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA, 2008), principalmente no que diz respeito à integração das políticas públicas territoriais. É essencial que os planos diretores dos municípios que compõem a RMSP abordem esta temática e sejam implantados de fato, estabelecendo taxas de ocupação da terra, reduzindo os avanços sobre esses espaços naturais (RAIMUNDO, 2006).

Em 2007, o Programa Biota/FAPESP produziu, junto com a Secretaria Estadual do Meio Ambiente, uma série de mapas que constituem o suporte científico para orientar as estratégias de conservação, preservação e restauração da biodiversidade nativa do Estado de São Paulo (Biota/FAPESP, 2011). Este corredor, na região do Contínuo da Cantareira em direção a Serra da Mantiqueira, compreende uma das áreas consideradas prioritárias para a conservação da biodiversidade, de acordo com o Mapa de Áreas Prioritárias para a Conservação[5] (Portaria MMA nº 09/2007), e de acordo com o Mapa de Áreas Prioritárias para Conectividade do

[5] Disponível em http://www.mma.gov.br/.

Estado de São Paulo[6]. Neste segundo mapa, esta área é reconhecida como um potencial corredor de ligação entre os fragmentos da região da Serra da Cantareira e os maciços florestais da Mantiqueira (MAZZEI, 2007; SÃO PAULO, 2010).

O Continuo Cantareira ainda possui importantes remanescentes florestais. A Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA) criou em 2010 quatro novas UCs nas proximidades do PE da Cantareira, ao norte da RMSP. São elas o PE Itaberaba, o PE Itapetinga, o Monumento Natural Estadual (MNE) Pedra Grande e a Floresta Estadual (FE) de Guarulhos (Quadro 1

). Juntos, eles passam a proteger uma área total de 28,6 mil ha – quase quatro vezes a área do PE da Cantareira (Figura 5). Além destas UCs, também compõem este mosaico de áreas protegidas a Estação Ecológica (EE) Tanque Grande, o Parque Natural Municipal (PNM) da Cultura Negra – Sítio da Candinha, ambos no município de Guarulhos, e mais quatro Áreas de Proteção Ambiental (APA) (Quadro 1).

As APAs constituem uma modalidade de UC de uso sustentável, geralmente com áreas muito extensas e complexas relações políticas, econômicas e sociais. Podem abranger mais de um município e se sobrepor a outras modalidades de UCs e por isso não foram consideradas nas análises. As APAs da região apresentavam apenas parte de sua área dentro da área delimitada neste estudo (Figura 6).

As UCs de maior destaque neste mosaico são: PE da Cantareira, PE do Juquery, PE Itapetinga e PE Itaberaba, Monumento Estadual da Pedra Grande. Um dos objetivos da criação destes parques é garantir a produção de água com qualidade para a RMSP. Esta região está situada em uma área de cabeceira de três Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRH): a Paraíba do Sul; a Piracicaba, Capivari e Jundiaí e a Alto Tietê. A área é responsável pela produção de água que abastece a maior parte da Região Metropolitana de Campinas (RMC) e parte da RMSP através do Sistema Cantareira (SARTORELLO, 2012).

Outras preocupações que levaram o Governo do Estado de São Paulo a decidir pela implantação dessas novas áreas protegidas foram a manutenção do conforto climático e a conservação da biodiversidade (SÃO PAULO, 2011b). Nesta região, estes novos parques passam a integrar um sistema de áreas protegidas fundamental para a RMSP.

[6] Disponível em http://www.agencia.fapesp.br/.

Quadro 1 - Descrição das Unidades de Conservação do Mosaico da Cantareira.

Nome	Modalidade de Proteção	Área (ha)	Jurisdição	Municípios	Criação	Cobertura Vegetal
Cantareira	Parque Estadual	7.916,52	Estadual	Caieiras Guarulhos Mairiporã São Paulo	Dec. Est. 41.626 de 30/01/1963	Mata Atlântica – Floresta Ombrófila Densa Montana
Itaberaba	Parque Estadual	15.113,11	Estadual	Guarulhos Arujá Santa Isabel Nazaré Paulista Mairiporã	Dec. Est. 55.662 de 30/03/2010	Mata Atlântica – Floresta Ombrófila Densa Montana
Itapetinga	Parque Estadual	10.191,63	Estadual	Atibaia Mairiporã Bom Jesus dos Perdões Nazaré Paulista	Dec. Est. 55.662 de 30/03/2010	Mata Atlântica – Floresta Ombrófila Densa Montana – Floresta Estacional Semidecidual
Juquery	Parque Estadual	2.058,09	Estadual	Caieiras Franco da Rocha	Dec. Est. 36.859 de 05/06/1993	Cerrado – Campo Limpo, Sujo e Campo Cerrado Mata Atlântica – Floresta Estacional Semidecidual
Guarulhos	Floresta Estadual	92,2	Estadual	Guarulhos	Dec. Est. 55.662 de 30/03/2010	Mata Atlântica – Floresta Ombrófila Densa Montana – Floresta Estacional Semidecidual
Tanque Grande	Estação Ecológica	70,7	Municipal	Guarulhos	Dec. Mun. 28.273/2010	Mata Atlântica – Floresta Ombrófila Densa Montana – Floresta Estacional Semidecidual
Cultura Negra Sítio da Candinha	Parque Natural Municipal	106,1	Municipal	Guarulhos	Lei Municipal 6.475/2008	Mata Atlântica – Floresta Ombrófila Densa Montana – Floresta Estacional Semidecidual

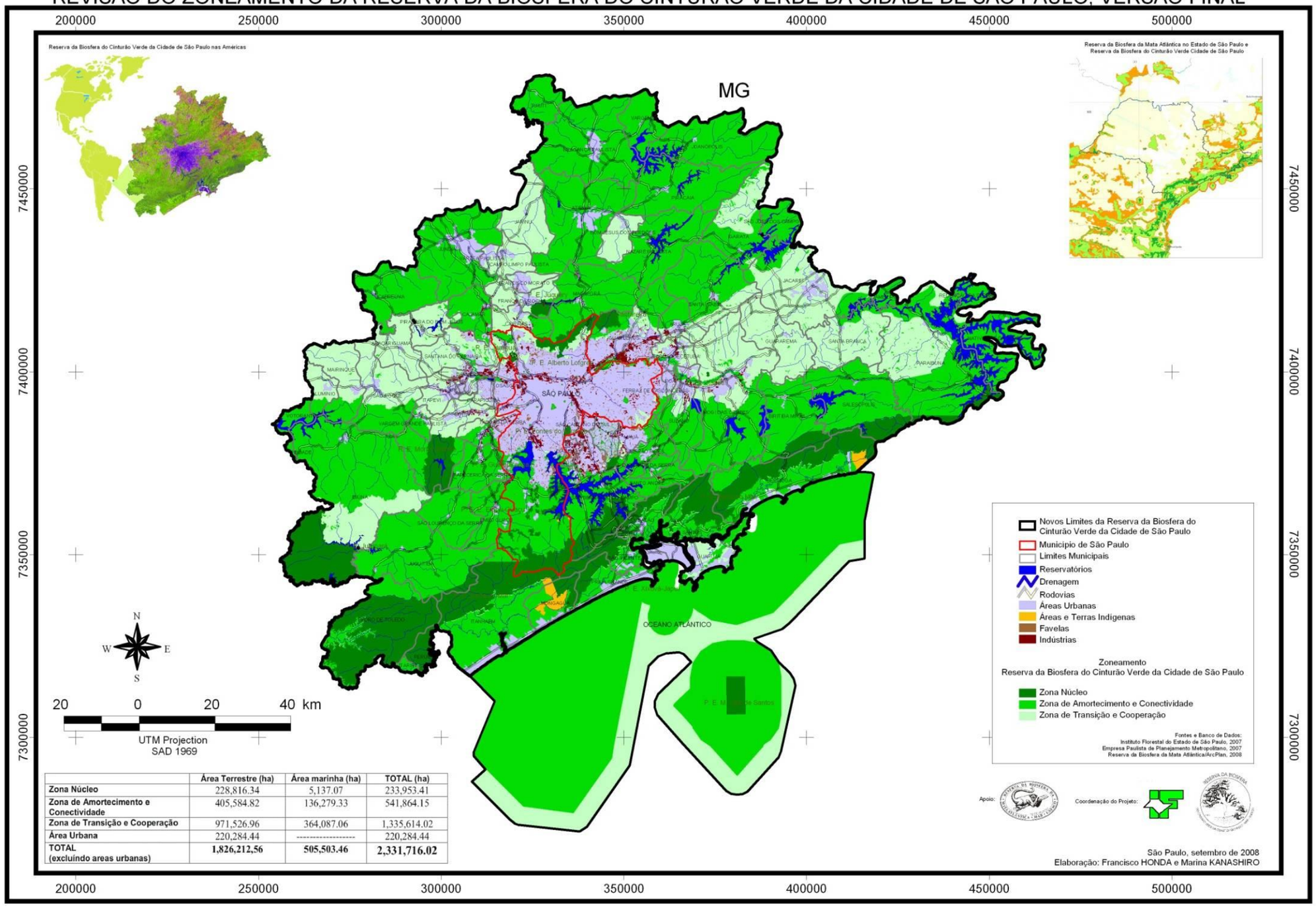
continua...

continuação

Quadro 1 - Descrição das Unidades de Conservação do Mosaico da Cantareira.

Nome	**Modalidade de Proteção**	**Área (ha)**	**Jurisdição**	**Municípios**	**Criação**	**Cobertura vegetal**
Rio dos Pilões	Reserva Particular do Patrimônio Natural	560	Municipal	Santa Isabel	Portaria 84/99-N DOU 192-E 06/10/1999	Mata Atlântica – Floresta Ombrófila Densa Montana – Floresta Estacional Semidecidual
Bacia do rio Paraíba do Sul	Área de Proteção Ambiental	292.597,12	Federal	Diversos	Dec Fed. no. 87.561 de 13/09/1982	Principalmente Mata Atlântica
Piracicaba-Juqueri-Mirim Área II	Área de Proteção Ambiental	280.000	Estadual	Amparo, Bragança Paulista, Campinas, Holambra, Jaguariúna, Joanópolis, Monte Alegre do Sul, Morungaba, Nazaré Paulista, Pedra Bela, Pedreira, Pinhalzinho, Piracaia, Santo Antônio da Posse, Serra Negra, Socorro, Tuiuti, Vargem	Dec. Est. 26.882 de 11/03/87 e Lei Estadual no. 7438 de 06/07/97	Principalmente Mata Atlântica
Represa Bairro da Usina	Área de Proteção Ambiental	1.018,37	Estadual	Atibaia	LeiEst. no. 5.280 de 04/09/86	Principalmente Mata Atlântica
Sistema Cantareira	Área de Proteção Ambiental	249.200	Estadual	Atibaia, Bragança Paulista, Joanópolis, Mairiporã, Nazaré Paulista, Piracaia, Vargem	Lei Est. no. 10.111 de 04/12/98	Principalmente Mata Atlântica

REVISÃO DO ZONEAMENTO DA RESERVA DA BIOSFERA DO CINTURÃO VERDE DA CIDADE DE SÃO PAULO, VERSÃO FINAL



	Área Terrestre (ha)	Área marinha (ha)	TOTAL (ha)
Zona Núcleo	228,816.34	5,137.07	233,953.41
Zona de Amortecimento e Conectividade	405,584.82	136,279.33	541,864.15
Zona de Transição e Cooperação	971,526.96	364,087.06	1,335,614.02
Área Urbana	220,284.44	----------	220,284.44
TOTAL (excluíndo areas urbanas)	**1,826,212,56**	**505,503.46**	**2,331,716.02**

Figura 1 – Revisão do Zoneamento da Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo. (Fonte: Instituto Florestal, http://www.iflorestal.sp.gov.br acessado em 04/2011).

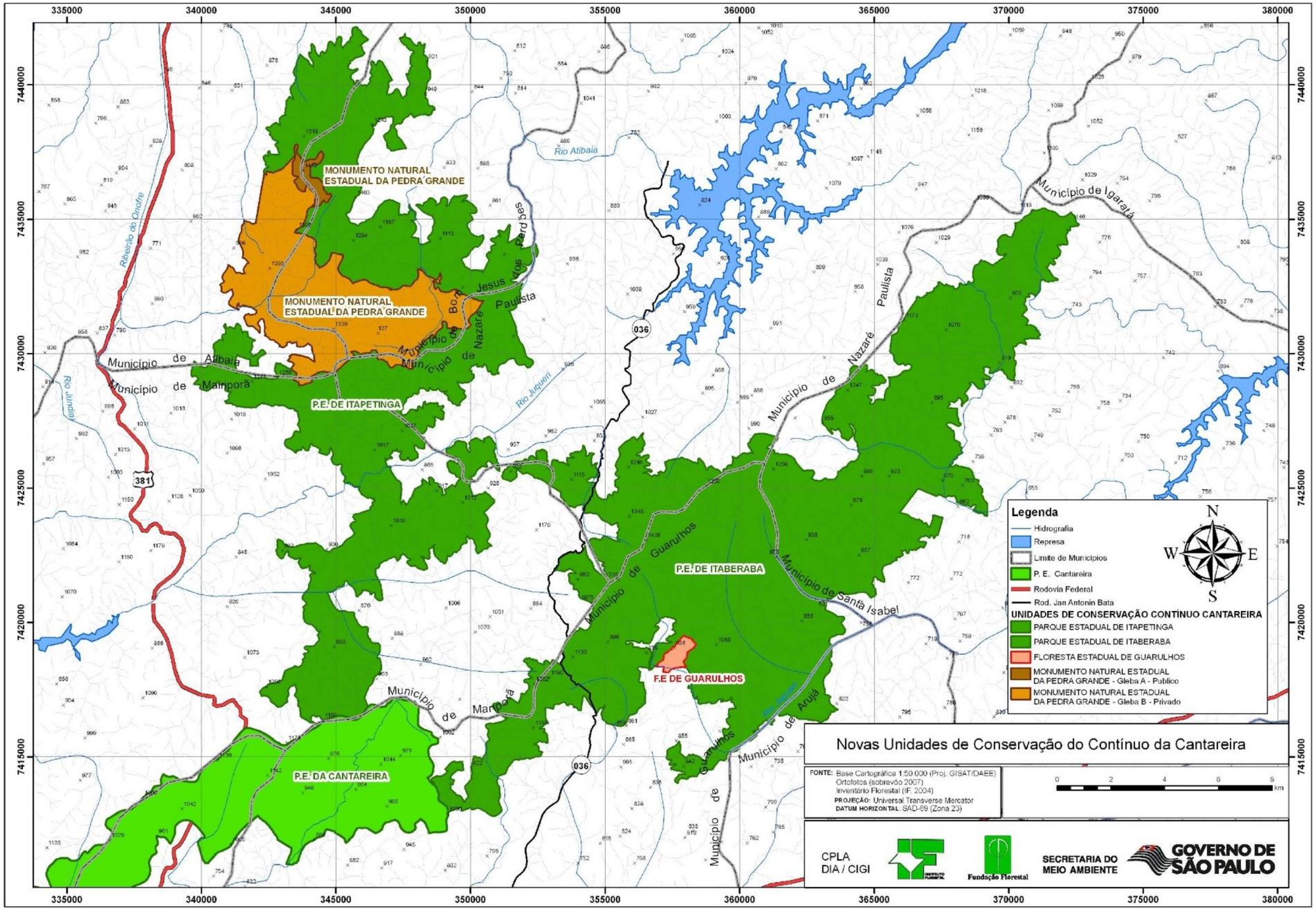


Figura 5 – Novas Unidades de Conservação do Contínuo Cantareira, criadas em março de 2010. (Fonte: Fundação Florestal, em http://www.fflorestal.sp.gov.br acessado em 03/2011).

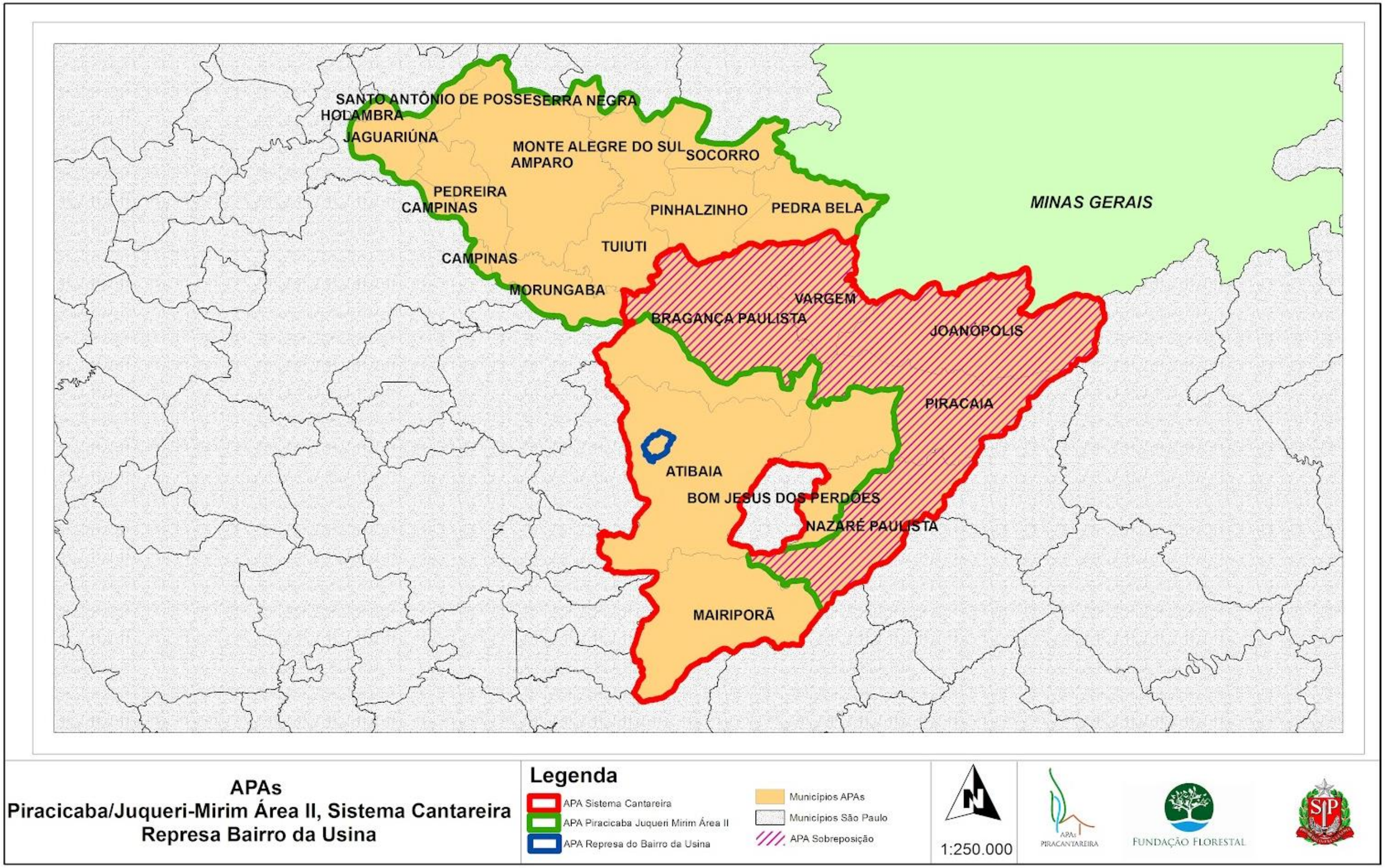


Figura 2: As três Áreas de Proteção Ambiental do conjunto Pircantareira presentes na área de estudo: APA Piracicaba/Juqueri-Mirim (Área II), APA Sistema Cantareira, APA Represa Bairro da Usina.

(Fonte: Blog do Conselho Gestor, http://cgapapiracantareira.blogspot.com.br/p/apas-piracantareira.html, Acessado em 12/2013).

2.3. Os efeitos das rodovias na paisagem

Dentro da Política Nacional do Meio Ambiente, o uso e implementação do instrumento de Avaliação de Impacto Ambiental determina que o licenciamento de estradas de rodagem com duas ou mais faixas de rolamento dependerá da elaboração de EIA e respectivo Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) (BRASIL, 1986).

Os objetivos primordiais do EIA/RIMA compreendem, de acordo com a Resolução CONAMA no. 001 de 23/01/86:

> Contemplar todas as alternativas tecnológicas e de localização de projeto, confrontando-as com a hipótese de não execução do projeto; Identificar e avaliar sistematicamente os impactos ambientais gerados nas fases de implantação e operação da atividade; Definir os limites da área geográfica a ser direta ou indiretamente afetada pelos impactos, denominada área de influência do projeto, considerando, em todos os casos, a bacia hidrográfica na qual se localiza; Considerar os planos e programas governamentais, propostos e em implantação na área de influência do projeto, e sua compatibilidade (BRASIL, 1986).

Porém, ainda há muita dificuldade na quantificação e valoração dos impactos ambientais potenciais resultantes da implantação de novas rodovias e mesmo no caso de duplicação ou ampliação de rodovias existentes. As rodovias são construídas sem que haja uma discussão mais robusta quanto à localização e às tecnologias passíveis de serem desenvolvidas e aprimoradas. O que guia estas escolhas atualmente ainda é o interesse de conectar locais para o escoamento de produção e pessoas (secundariamente), além da viabilidade econômica com a avaliação custo/benefício, que geralmente prestigia projetos de engenharia mais simples e baratos. Neste sentido, dificilmente projetos mais sustentáveis e ambientalmente menos impactantes são priorizados.

Entender o processo de fragmentação da paisagem depende da compreensão de seus efeitos sobre outros processos ecológicos e suas consequências para a conservação da biodiversidade. O desenvolvimento de ferramentas de análise da paisagem fornece subsídios à tomada de decisão e embasamento a práticas de planejamento da conservação, em especial na proximidade de áreas urbanizadas e perturbadas. Considerando a particularidade dos efeitos gerados por empreendimentos lineares e mais especificamente por estradas (RIBEIRO et al.,

2009), é essencial somar às análises de paisagem, uma abordagem integradora, que agregue as particularidades inerentes a este tipo de infraestrutura.

As rodovias, apesar de apresentarem largura reduzida quando comparadas a outras feições da paisagem, devido ao fluxo de veículos associado a elas, geram perturbações que são disseminadas em suas margens. As bordas das estradas, ou bermas, mesmo sendo totalmente resultantes de ações humanas, são muito peculiares em sua configuração linear, e são afetadas pela dinâmica dos transportes, o que as distingue de outros tipos de bordas. As mudanças microclimáticas produzidas pelas estradas e a dissipação de poluentes, ruídos e luminosidade, afetam a serapilheira e a composição vegetal, os macroinvertebrados do solo, as aves de interior, répteis, anfíbios, mamíferos e a riqueza global de espécies (WILLARD e MARR, 1971; HASKELL, 2000; GODEFROID e KOEDAM, 2004 apud COFFIN, 2007) (ver Figura 1). Além destes efeitos, as estradas ainda são capazes de alterar o comportamento de organismos que eram anteriormente aptos a se deslocar por uma determinada área e que devido à presença de uma estrada e do tráfego associado a ela, passam a evitar esta área. Ainda que o efeito de evitação não seja constatado (JAEGER et al., 2005), os organismos que tentam atravessar a rodovia correm o risco de serem atropelados.

O desenho experimental no campo da ecologia de estradas é difícil de ser realizado como seria desejável. Além da dificuldade da replicabilidade amostral, já bastante debatida no contexto da ecologia de paisagens, a escala temporal incluindo a coleta de dados antes, durante e após a implantação de uma estrada também apresenta dificuldades. De modo geral, a dimensão temporal não é incorporada nos estudos ecológicos dos efeitos das estradas, principalmente devido ao descompasso entre o tempo de planejamento e implantação de rodovias e o tempo de planejamento e execução da pesquisa científica (FAHRIG e RYTWINSKI, 2009).

O aumento da fragmentação da paisagem, quando são consideradas as estradas menores, tem implicação para a biodiversidade e para o manejo dos ecossistemas, especialmente para espécies com requerimento de grandes áreas de habitat interior (ANDRÉN, 1994). Muitos pesquisadores se prendem aos efeitos das estradas maiores, enquanto as estradas menores também podem ter efeitos ecológicos substanciais e cumulativos, devendo, portanto, ser consideradas em estudos de impacto de estradas em escalas amplas (HAWBAKER e RADELOFF, 2004).

Ainda existem lacunas na compreensão dos efeitos mais amplos da fragmentação resultante de estradas em comunidades e ecossistemas (VAN DER REE et al., 2011). Esta falta de conhecimento também vem acompanhada pela ausência de ferramentas quantitativas para embasar práticas de manejo e para caracterizar padrões espaciais e efeitos potenciais das estradas na paisagem (FREUDENBERGER et al., 2013).

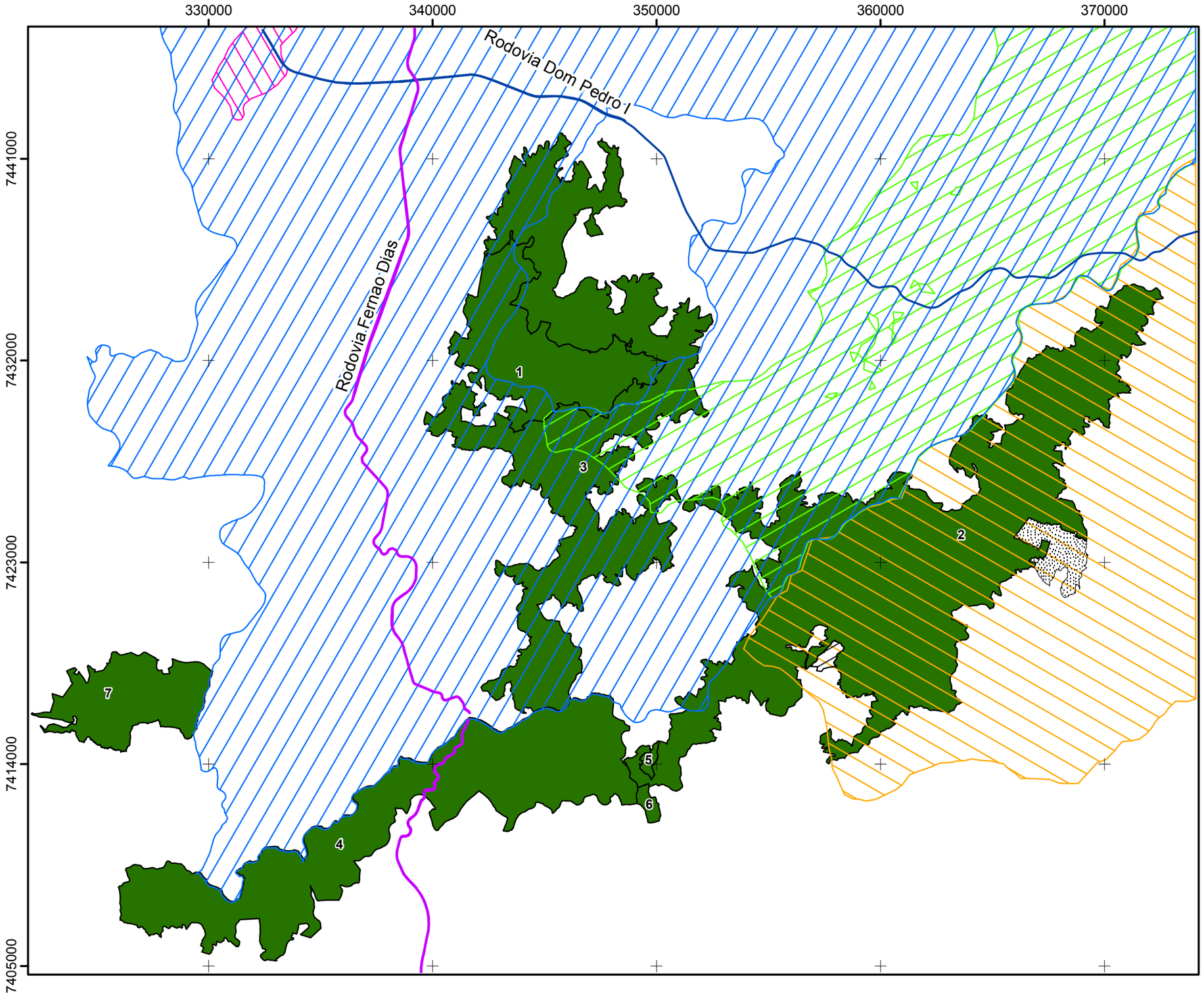
A composição e configuração do habitat são elementos fundamentais para o planejamento da conservação e para assegurar a funcionalidade da complexa rede de processos ecológicos que ocorrem na paisagem. Este capítulo se apoia nos fundamentos de Ecologia de Paisagens para analisar a estrutura da paisagem e discutir a conservação em paisagens fragmentadas, enfatizando a incorporação da influência das estradas sobre a conectividade dos remanescentes. A área utilizada como exemplo circunscreve importantes UCs do sistema Cantareira.

2.4. Material e Métodos

2.4.1. Delimitação da área de estudo

Os limites para este estudo foram definidos em função do mosaico de UCs de proteção integral do Sistema de Áreas Protegidas do Contínuo Cantareira: PE da Cantareira, PE Juquery, PE Itaberaba, PE Itapetinga e MNE Pedra Grande. Este recorte da área de estudo (Figura 7) oferece condições para as análises do contexto da paisagem, relacionando os fragmentos englobados pelas UCs e as manchas de remanescentes florestais do entorno.

Mapa de Localização das Unidades de Conservação no Mosaico Cantareira



UCs de Uso Sustentável

- FE Guarulhos
- RPPN Rio dos Pilões

Área de Proteção Ambiental

- Piracicaba-Juqueri-Mirim A2
- Represa Bairro da Usina
- Sistema Cantareira
- Bacia do Rio Paraíba do Sul

UCs de Proteção Integral

1 - MNE Pedra Grande;
2 - PE Itaberaba;
3 - PE Itapetinga;
4 - PE Cantareira;
5 - EE Tanque Grande;
6 - PNM Sítio da Candinha;
7 - PE Juquery

N

Projeção:
Universal Transversa de Mercator
Datum:
WGS 1984 UTM Zone 23S

Elaborado por Julia Assis, 2013

0 1,5 3 6 9 km

Figura 7 - Carta de localização das UCs do Sistema Cantareira usadas como referência para a delimitação da área de estudo.

2.4.2. Bases de dados e mapeamento

O uso do formato *raster* como produto cartográfico permite a padronização e análise estatística dos dados. Estudos ecológicos e análises da paisagem utilizam mapas matriciais de uso da terra e as estradas tendem a desaparecer quando o tamanho das células (*pixel*) é muito grande (HAWBAKER e RADELOFF, 2004). Mapas no formato matricial, desenvolvidos para incorporar informações de estradas e tráfego, podem ser utilizados em estudos ecológicos que analisam dados em *raster* e com resolução adequada. No entanto, em muitos casos estes mapas devem ser cuidadosamente preparados com a resolução apropriada, uma vez que geralmente não estão disponíveis a priori (FREUDENBERGER et al., 2013).

As imagens ALOS de 2007 cedidas pelo LEEC/UNESP Rio Claro, foram utilizadas como base de informação após serem georreferenciadas no *software ArcGIS 9.3*, utilizando as ortofotos da Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano SA (EMPLASA) disponíveis para esta região em banco de dados *on-line*. Este sensor foi escolhido pela adequação da escala e resolução das imagens. A imagem foi utilizada com uma composição colorida com as bandas que melhor representam as diferenças na cobertura vegetal (R4G3B2 – Falsa-cor com infravermelho). As classes mapeadas foram definidas e descritas (Quadro 2) totalizando 5 classes: áreas urbanizadas, corpos d'água, silvicultura, campo, e cobertura florestal.

Quadro 2 - Descrição das classes mapeadas.

Classe	**Descrição**
Campo	Campos naturais, áreas de cerrado (especialmente no PE Juquery), pastagens ou campos antrópicos, culturas não arbóreas, áreas de silvicultura em fase de corte e rebrota, solos expostos e terrenos em fase construtiva de aterramento.
Cobertura florestal nativa	Principalmente floresta ombrófila densa, em diversos estágios de sucessão, podendo incluir pequenas áreas de reflorestamentos de eucalipto, quando os indivíduos arbóreos possuem copas maiores; também inclui áreas de silvicultura ou indivíduos esparsos misturados à vegetação natural.
Área urbanizada	Qualquer tipo de aglomeração urbana ou áreas construídas; ruas e estradas pavimentadas ou não.
Corpo d'água	Lagos, reservatórios, córregos e rios com largura detectável na imagem.
Silvicultura	Geralmente áreas com cultivo de eucaliptos, em alguns casos Pinus.

O mapeamento foi gerado com uma classificação automática feita no *software ArcGIS 9.3* através da ferramenta *Máxima Verossimilhança*, seguindo os passos de criação de assinaturas espectrais para cada classe, com posterior refinamento e generalização de polígonos.

2.4.3. Coeficiente *Kappa*

O mapeamento resultante teve sua confiabilidade testada com o cálculo do Coeficiente *Kappa*. Este cálculo indica a concordância entre observações e mapeamento, levando em conta os erros e acertos de mapeamento, descartando os acertos esperados ao acaso. Este índice varia entre 0 e 1, sendo 1 o máximo de concordância possível (SANTOS, 2006; FERREIRA, 2013).

Foram gerados 385 pontos aleatórios distribuídos dentro da área de estudo. Cada um deles foi verificado quanto ao seu mapeamento e o mesmo foi observado em uma imagem de alta resolução (Ortofotos EMPLASA, 2011) para sua conferência. Depois da verificação, foi calculado o Coeficiente *Kappa*, com posterior validação do resultado de acordo com a proposta do Quadro 3.

Quadro 3 - Qualidade da concordância assinalada aos diferentes intervalos de valores do coeficiente *Kappa*
Adaptado de Landis e Koch (1977) e Santos (2006).

Coeficiente *Kappa*	Qualidade / Força da Concordância
< 0,00	Péssima
0,00-0,20	Ruim
0,21-0,40	Razoável
0,41-0,60 1	Moderada
0,61-0,80	Considerável
0,81-1,00	Excelente

2.4.4. Métricas descritivas

Foram calculadas métricas de composição e configuração para descrição e análise da estrutura da paisagem na área de estudo (Quadro 4). O tamanho ou área do fragmento (Quadro 4) tem se mostrado um importante fator no que se refere à extinção de espécies e migração, sendo que sua redução implica no aumento da concorrência interespecífica, reduzindo o tamanho das populações e a diversidade de espécies (ANDRÉN, 1994; METZGER e DÉCAMPS, 1997; FAHRIG, 2003). Além desta métrica, foram calculados a área média, o número de manchas (Quadro 4) de cobertura florestal, representados posteriormente em classes de tamanho, a área total de remanescentes protegidos pelas UCs com a intenção de verificar, de acordo com este mapeamento, a proporção de remanescentes protegidos e sua distribuição nas diferentes modalidades de UCs.

A área núcleo (Quadro 4) representa a área do fragmento que não está sob influência da borda, descontado a profundidade da influência a partir de seu perímetro em direção ao interior. Para análise da influência da borda, foram consideradas diferentes distâncias no cálculo da área núcleo, de 0 até 120 m de profundidade. Para verificar a importância da influência das estradas, foram calculadas as áreas totais de borda para diferentes distâncias a partir das estradas: 30, 50, 100, 200, 300, 400 e 500 m. Para este procedimento, a zona sob efeito das estradas foi considerada uniforme.

Para medir a conectividade da classe de cobertura florestal, foi utilizado o Índice de Proximidade (Quadro 4). Esta métrica fornece indícios do arranjo dos remanescentes na paisagem considerando o tamanho das manchas vizinhas. No cálculo deste índice, desenvolvido por Gustafson e Parker (1992), para cada mancha, o tamanho e a distância de todas as manchas da mesma classe (dentro de um raio de busca especificado) são enumerados para fornecer um índice de isolamento da mancha. Sendo assim, uma mancha, com várias outras manchas grandes próximas a ela, terá um índice com valor maior, representando maior conectividade e uma mancha com poucos vizinhos pequenos terá um valor resultante menor, indicando menor conectividade e maior isolamento. O valor do índice será zero para uma mancha que não tiver nenhum vizinho da mesma classe dentro do raio de busca especificado. O valor do índice aumenta conforme a vizinhança é mais ocupada por manchas da mesma

classe e conforme estes vizinhos estão mais próximos e menos fragmentados. O valor máximo do índice varia de acordo com o raio de busca e a distância mínima entre as manchas.

Quadro 4 - Descrição das métricas de mancha, classe e paisagem utilizadas.

Nome da Métrica	**Nome original em inglês**	**Sigla**	**Valores/ unidade**	**Descrição**
Tamanho da mancha / Área	*Patch size / Area*	A	> 0 hectares (ha)	Calcula o tamanho total da mancha.
Tamanho médio das manchas	*Mean patch size*	MPS	≥ 0 hectares (ha)	Mede o tamanho médio das manchas de determinada classe.
Número de manchas	*Number of patches*	NP	≥ 0, inteiro sem unidade	Número de manchas por classe ou o total de ocorrência na paisagem.
Área núcleo	*Core area*	CA	≥ 0 hectares (ha)	Tamanho da área núcleo de interior do fragmento de acordo com a distância estipulada para a influência da borda.
Número de áreas núcleo	*Number of core area*	NCA	≥ 0, inteiro sem unidade	Indica o número de áreas núcleos que compõem uma mancha.
Índice de Proximidade	*Proximity Index*	PROX	≥ 0 sem unidade	Calcula a proximidade entre a mancha e seus vizinhos de mesma classe num determinado raio de busca, considerando também a área deles.

Sob o ponto de vista de espécies que toleram o efeito de borda e são capazes de se movimentar por certas distâncias pela matriz, a conectividade pode ser representada por agrupamentos de manchas que estão a uma determinada distância umas das outras. Estes agrupamentos configuram manchas funcionais de habitat pelas quais um dado grupo de organismos é capaz de se locomover, transpondo a matriz existente entre elas. Foram estabelecidas as distâncias de 50, 100 e 150 m de capacidade hipotética de deslocamento pela matriz e, a partir destas distâncias, foram identificados os agrupamentos de manchas de cobertura florestal. O maior agrupamento formado em cada distância teve sua área total e número de manchas calculados.

2.4.5. Métricas contínuas

A ferramenta janela móvel (*Moving Window*) calcula a métrica desejada a partir de uma janela que pode ser redonda, retangular ou quadrada e deve ter suas dimensões definidas. Assim, o *pixel* central da janela tem seu valor determinado por todos os valores adjacentes contidos dentro da janela. Neste estudo, a proporção de habitat foi calculada *pixel* a *pixel*, tomando como referência uma janela de 100x100 m. O resultado da aplicação do *Moving Window* gera um gradiente de porcentagem de habitat, sendo que para cada *pixel* é atribuído o valor resultante do cálculo feito na janela que envolve o próprio *pixel*.

A densidade de *Kernel* calcula a densidade de feições num dado ponto e pode ser calculada para pontos ou linhas. O campo 'população' pode ser empregado para atribuir pesos às feições, por exemplo, rodovias duplicadas podem ser associadas a pesos maiores do que estradas não pavimentadas. Consequentemente, os resultados da densidade podem ser interpretados como a influência das estradas sobre habitats adjacentes. Conceitualmente, uma superfície suavemente curva é encaixada sobre cada linha, sendo o valor maior na linha e menor quanto mais longe da linha, atingindo zero no raio de busca a partir da linha. A superfície é definida de modo que o volume sob a superfície seja igual ao produto do comprimento da linha e o valor atribuído ao campo 'população'. Assim, a densidade de cada célula *raster* de saída é calculada pela soma dos valores de todas as superfícies do *kernel* sobrepostos no centro daquela célula. O uso da função *kernel* para linhas é uma adaptação da função quadrática do *kernel* para densidade de pontos (conforme descrito por SILVERMAN, 1986 apud ESRI, 2011).

A incorporação das estradas nas análises utilizou o mapeamento em 1:50.000 do IBGE e para compatibilizar esta base com os objetivos propostos foi adotado um sistema de pesos para diferenciar a potencial influência dos diferentes tipos de estradas. Os pesos variaram de 5 a 1, sendo 5 correspondentes às rodovias duplicadas com tráfego mais intenso; 4 foi adotado para rodovias pavimentadas com pista simples e contendo duas a quatro faixas de rolamento; 3 designando as ferrovias; 2 referente ao arruamento urbano com tráfego de velocidade mais reduzida, porém mais adensado; 1 foi atribuído às estradas não pavimentadas.

Posteriormente, por meio de álgebra de mapas, foi gerado um produto destes dois mapeamentos anteriores: proporção de habitat e influência das estradas. A finalidade deste produto é facilitar a identificação de áreas que combinem maior proporção de cobertura florestal e menor densidade de estradas.

2.5. Resultados

2.5.1. Coeficiente Kappa

A concordância entre observações e mapeamento dos 385 pontos foi tabelada e serviu de base para o cálculo do coeficiente (Tabela 2). O resultado indicou 85,71% de concordância entre pontos mapeados e observados, 33,66% de concordâncias ao acaso e o Coeficiente *Kappa* foi de 78,46%, resultado que indica concordância considerável, bem próxima de excelente (Quadro 3).

Tabela 2 - Correspondência entre classes mapeadas e observações em imagem de alta resolução para o cálculo do Coeficiente *Kappa* de um total de 385 pontos aleatórios analisados.

Classe	Concordância entre classe mapeada e observada	Discordância entre classe mapeada e observada
Campo	152	35
Área Urbanizada	43	16
Reflorestamento	9	0
Cobertura Florestal nativa	117	4
Corpos d'água	7	0
Sem Informação	2	0
Total	330	55

O resultado do mapeamento foi considerado satisfatório e foi utilizado como base para todos os procedimentos derivados deste produto inicial (Figura 8). As classes mapeadas representam agrupamentos pertinentes. A classe “Campo” ficou relativamente superestimada, pois foram incorporadas áreas de pequenas propriedades rurais com infraestruturas esparsas, áreas de monocultura de eucalipto em fase de corte ou rebrota e áreas agrícolas. A classe “Cobertura florestal nativa” foi mapeada adequadamente e a diferenciação desta com a “Silvicultura” foi bastante satisfatória (Tabela 2).

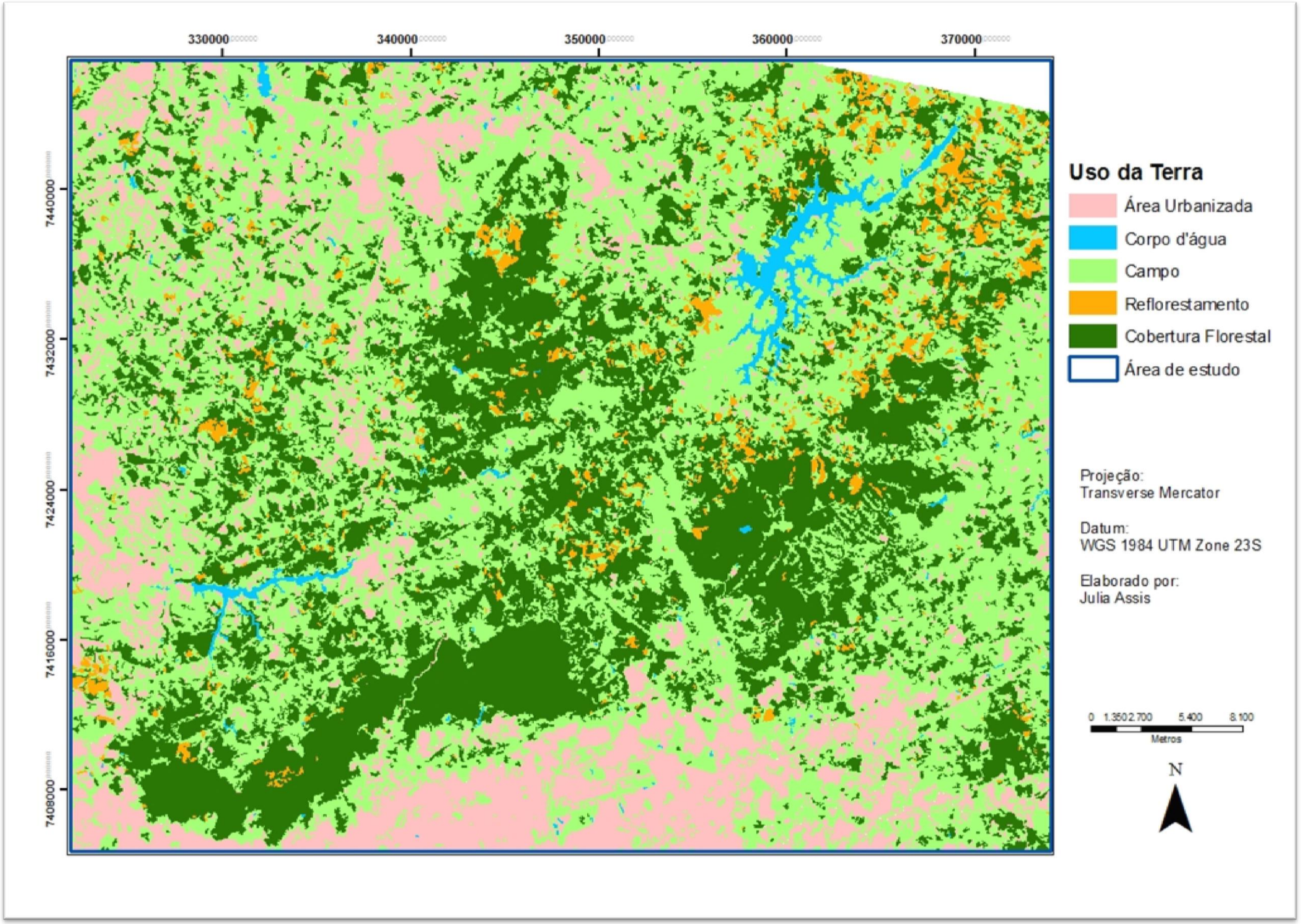


Figura 8 – Mapa de Uso da Terra gerado por máxima verossimilhança a partir de imagem ALOS de 2008, com resolução de 10m.

2.5.2. Métricas descritivas

A área de estudos apresenta dimensões de 42 por 52 km e área total com 217860 ha ou 2178,6 km^2. Deste total, a área de remanescentes de cobertura florestal nativa mapeada corresponde a 31% (67616,75 ha), distribuídos em 2139 manchas e 7194 km de borda (Figura 9). Quatro manchas contínuas apresentam áreas maiores que 1500 ha e somam 34336 ha (48,5% dos remanescentes) (Figura 10), dos quais 72% (Figura 11A) dentro das UCs. Em contrapartida, 15633 ha equivalem à soma total das áreas das 2022 manchas de cobertura florestal com área menor que 50 há (Figura 9), dos quais apenas 4% inseridos em UCs (Figura 11A). As manchas de cobertura florestal foram agrupadas em classes de tamanho possibilitando a visualização do arranjo das manchas no recorte da paisagem (Figura 10).

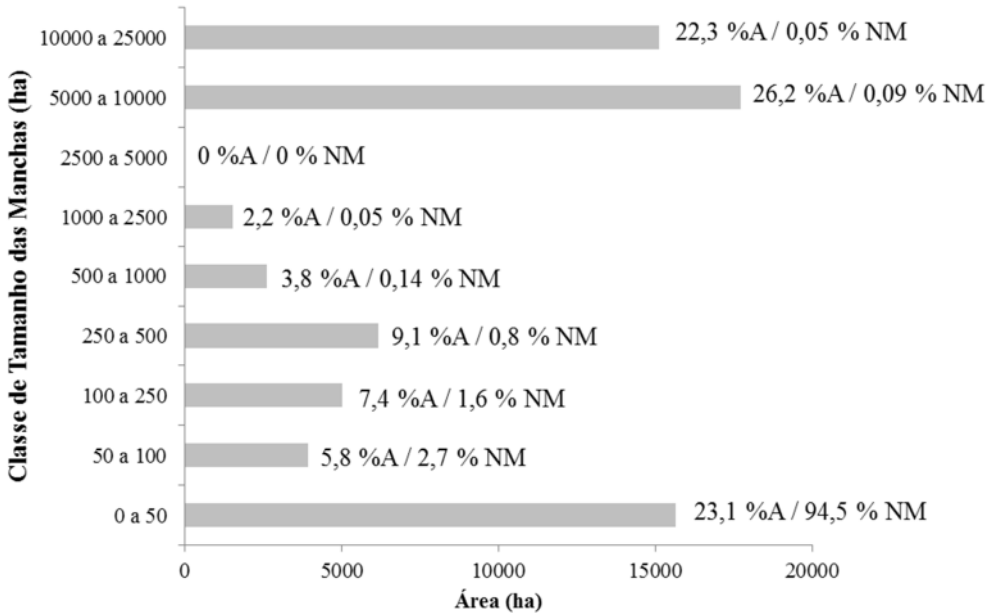
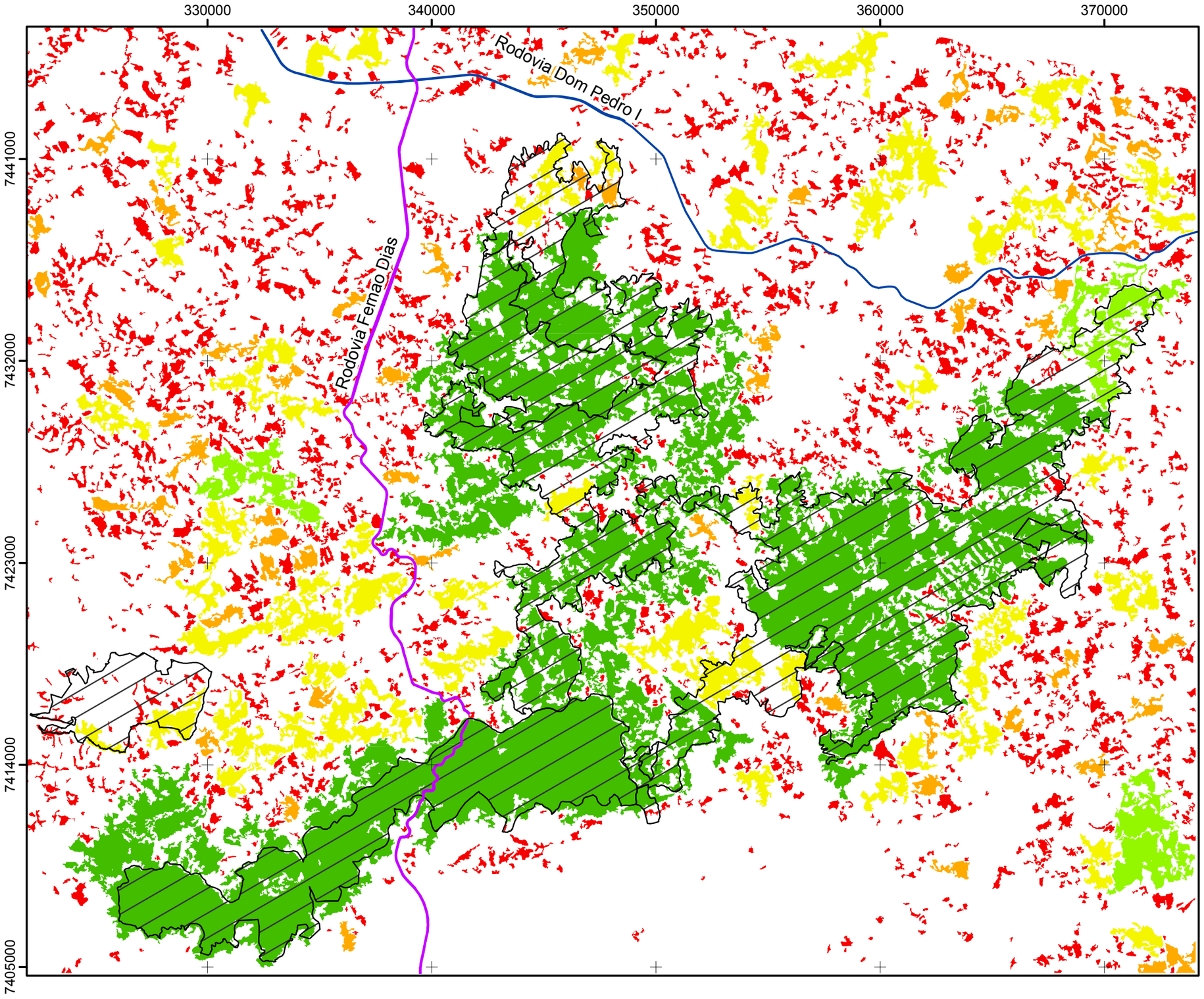


Figura 9 - Área acumulada dos remanescentes de cobertura florestal em classes de tamanho. Porcentagem da Área (%A) e Porcentagem do Número de Manchas (%NM) complementam a informação acerca da composição dos remanescentes.

Mapa Classes de Tamanho das Manchas de Remanescentes Florestais



Rod. Dom Pedro I (SP-065)

Rod. Fernão Dias (BR-381)

Principais UCs

Classes de Área (ha)

- 0,01 - 50
- 50 - 100
- 100 - 500
- 500 - 1000
- 1000 - 15200

N

Projeção:
Universal Transversa de Mercator
Datum:
WGS 1984 UTM Zone 23S

Elaborado por Julia Assis, 2013

0 1,5 3 6 9 km

Figura 10 - Carta das classes de tamanho das manchas de cobertura florestal na área de estudo.

Dos 31% de área da paisagem composta por remanescentes florestais, 12,6% estão em UCs, sem incluir áreas contidas na modalidade APA. Isto equivale a 40,5% do total de remanescentes na área de estudo (27381,58 ha), dos quais grande parte contida principalmente em três Parques Estaduais e um Monumento Natural (Figura 11B).

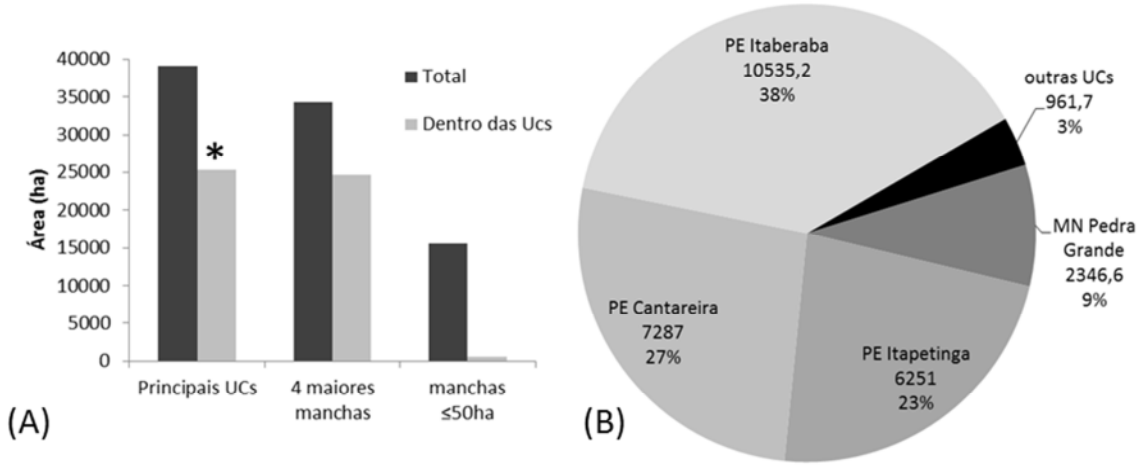


Figura 11 - Área em ha e porcentagem de remanescentes protegidos em Unidades de Conservação (UCs). (A) somatória das 4 maiores manchas de cobertura florestal e de todas as manchas menores que 50 ha com suas respectivas porcentagens dentro de UCs. *Soma das porcentagens das manchas maiores de das menores que 50 ha contidas nas UCs. (B) Destaque para as maiores UCs de Proteção Integral; PE: Parque Estadual, MN: Monumento Natural.

Na avaliação da disponibilidade de habitat resultante para espécies sensíveis a diferentes influências de borda é visível o aumento da quantidade de borda (Figura 12a). Consequentemente, é proporcional a diminuição da área núcleo total (Figura 12b) que representa o habitat disponível para estas espécies. Considerando as distâncias até 30 m como as mais influentes nas condições bióticas e abióticas das manchas de cobertura florestal, constata-se que de 10 a 30% dos remanescentes encontram-se alterados. Com a distância de 100 m, 63,2% da área total de remanescentes pode ser considerada área núcleo.

É interessante ressaltar que até 30 m, o número de áreas núcleo aumenta mesmo com a diminuição da área (Figura 12c), assemelhando-se ao efeito resultante do processo de fragmentação (Figura 2Figura 1). A partir dos 30 m, esse número começa a diminuir, pois as manchas com menor área passam a estar totalmente sob efeito de borda. O aumento do número de áreas núcleo até 30 m seguido pelo declínio com distâncias maiores reflete diretamente no tamanho médio das áreas núcleo, que apresenta uma diminuição mais abrupta com as distâncias menores (Figura 12d).

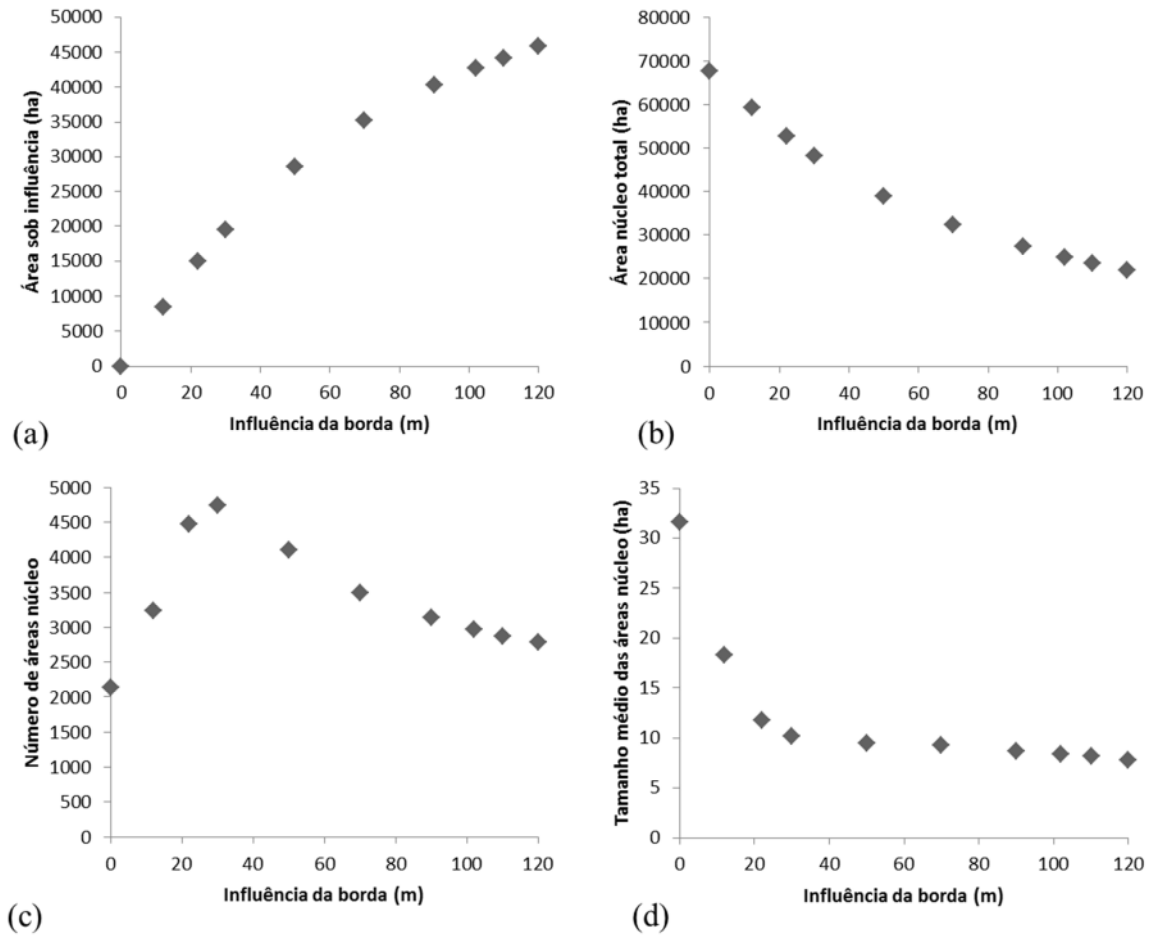


Figura 12 - Variação da (a) área bob influência de borda, (b) área núcleo total, (c) do número de áreas núcleo e (d) do tamanho médio das áreas núcleo com diferentes profundidades de borda.

Em contrapartida, a área sob influência das estradas (Figura 13) é relativamente pequena se comparada à área sob influência de borda dos outros tipos de usos da terra (aproximadamente 15 vezes menor com a profundidade de 30 m). Sua configuração linear, no entanto, pode representar uma barreira significativa para os fluxos biológicos na paisagem.

A área e o número de manchas sob influência da estrada aumenta conforme a profundidade dos efeitos considerados (Figura 14), entretanto ainda são necessários estudos mais detalhados sobre quais os efeitos de borda gerados pelos diferentes tipos de estradas em especial em florestas tropicais (ver Tabela 1). Nas UCs, mesmo que a área total diretamente influenciada pelas estradas seja pequena, elas não estão livres destes efeitos (Figuras 13 e 14). A realização de estudos a este respeito dentro das UCs é fundamental para orientar ações de gestão e direcionar os programas de pesquisa dos planos de manejo.

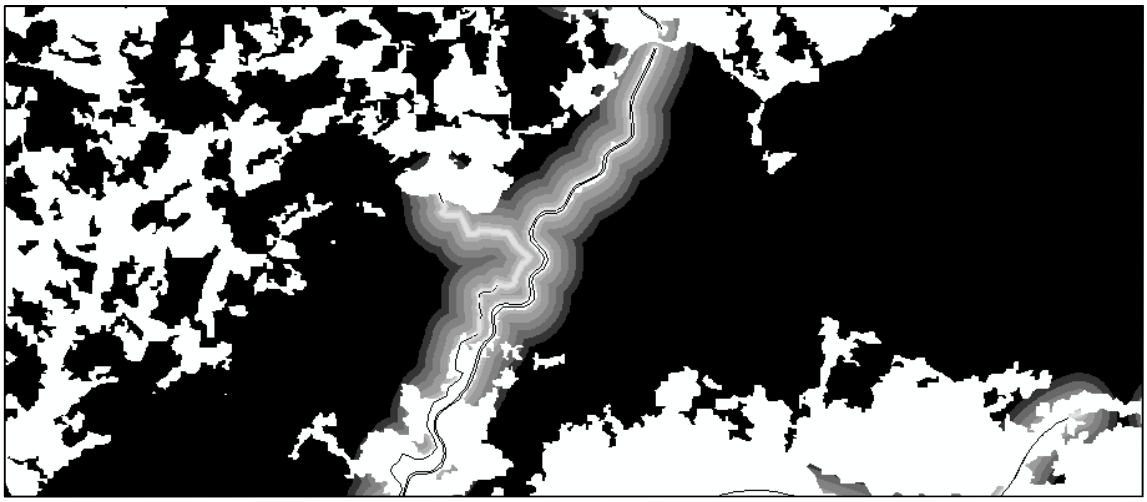


Figura 13 - Ilustração representativa da influência das estradas na cobertura florestal, variando em profundidade de 30 a 500m (ver Tabela 1). Detalhe da Rodovia Fernão Dias no trecho em que corta o PE Cantareira; Cobertura florestal nativa representada em preto, matriz em branco e tons de cinza representam áreas influenciadas pelas estradas.

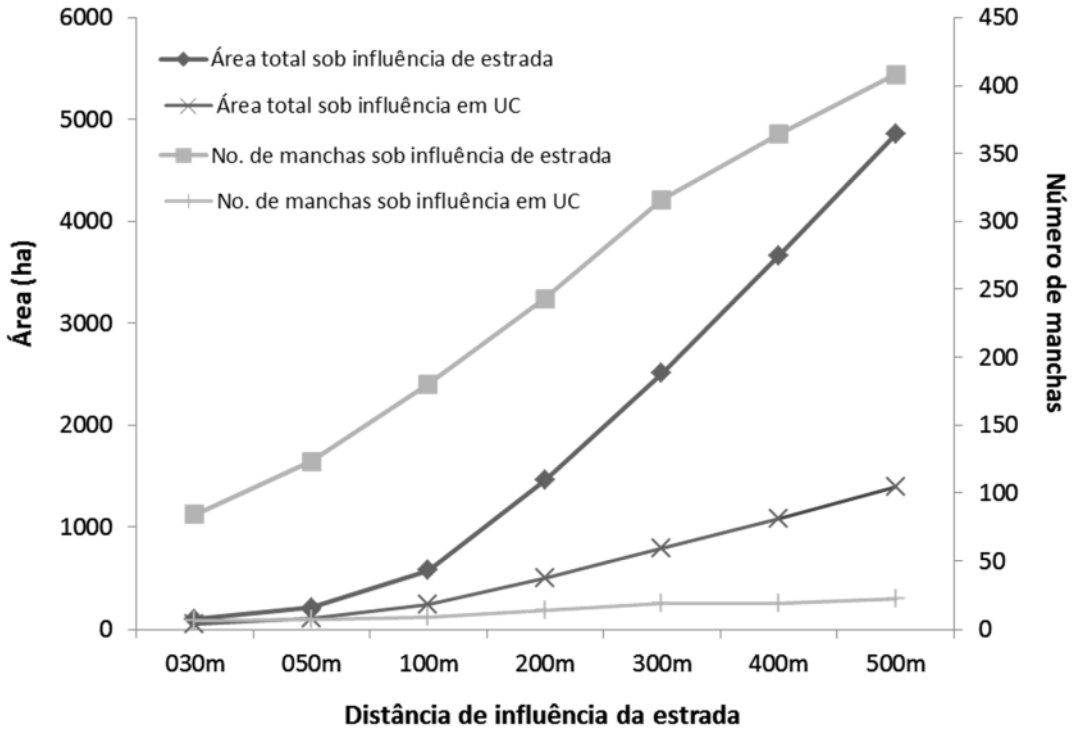
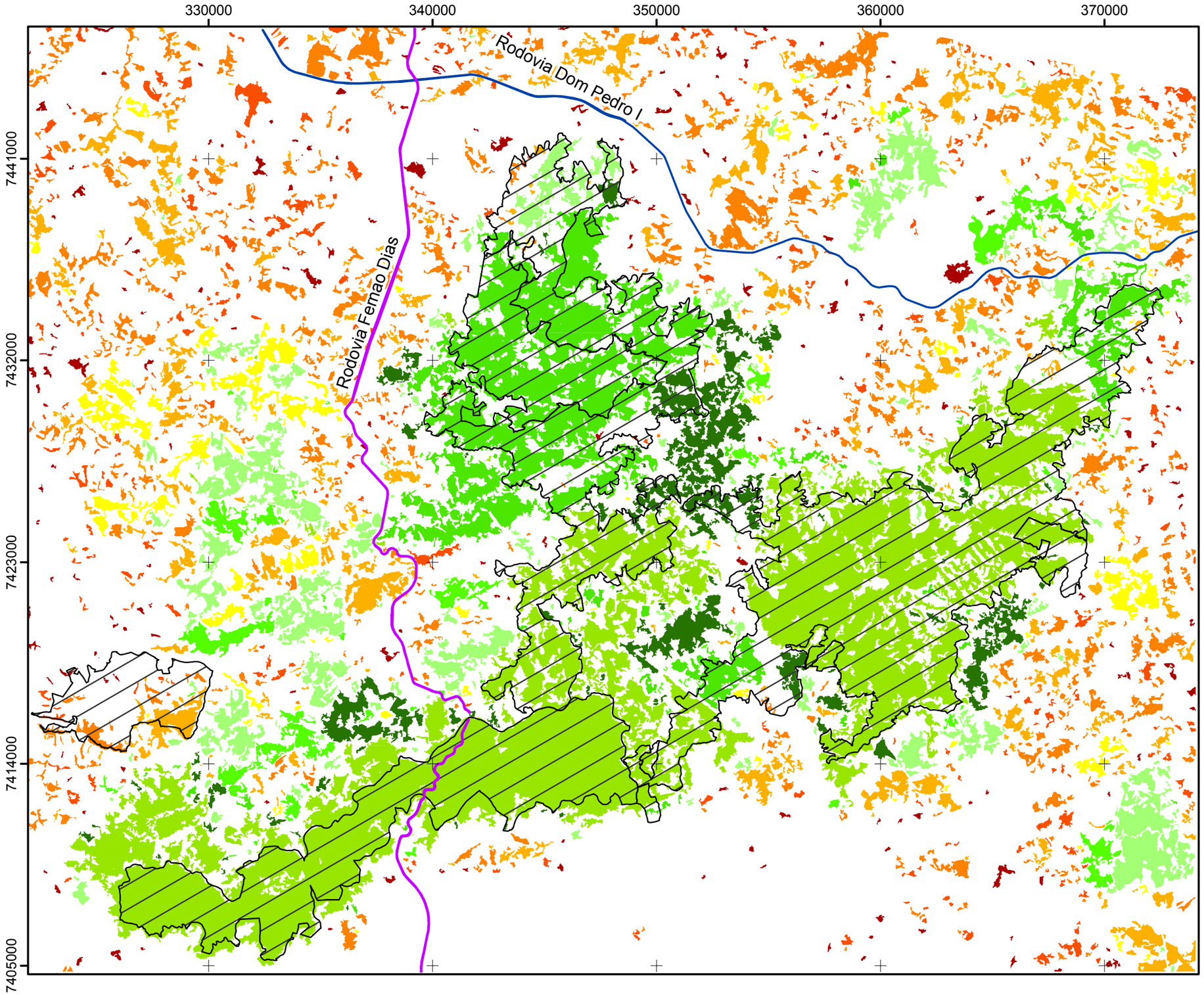
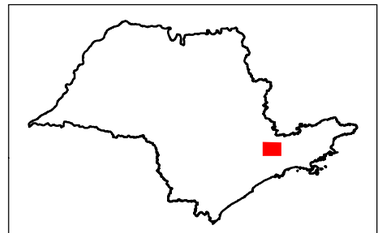


Figura 14 - Área total em ha e o número de manchas de cobertura florestal sob influência das estradas considerando diferentes profundidades e os mesmos dados para as áreas dentro de UCs.

O resultado do Índice de Proximidade, apesar de ser adimensional e apresentar uma gama muito ampla de valores, permite uma análise comparativa e o ranqueamento das manchas de mais a menos conectadas conforme ilustrado na Figura 15.

Mapa do Índice de Proximidade





Localização da área no estado de São Paulo

Rod. Dom Pedro I (SP-065)

Rod. Fernão Dias (BR-381)

Principais UCs

Índice de Proximidade

- 0 - 1
- 1 - 10
- 10 - 100
- 100 - 500
- 500 - 1000
- 1000 - 5000
- 5000 - 10000
- 10000 - 20000
- 20000 - 50000
- > 50000

N

Projeção:
Universal Transversa de Mercator
Datum:
WGS 1984 UTM Zone 23S

Elaborado por Julia Assis, 2013

0 1,5 3 6 9 km

PROCAMUSP

Figura 15 - Representação do Índice de Proximidade com raio de busca de 300m, enfatizando em verde mais escuro as manchas melhor conectadas e em vermelho as manchas mais isoladas.

O resultado da conectividade funcional gerada a partir das três capacidades de deslocamento na matriz foi comparado utilizando como referência o maior agrupamento funcional formado (Tabela 3). A maior mancha de cobertura florestal está parcialmente contida no PE da Cantareira (Figura 16i). O maior agrupamento funcional formado com a menor capacidade de deslocamento (50 m) aproxima-se de ser o triplo da maior mancha de cobertura, pois incorpora as principais manchas dos PE Itaberaba e Itapetinga (Figura 16).

Tabela 3 - Área total do maior agrupamento funcional formado com diferentes capacidades de deslocamento na matriz e respectiva porcentagem em relação à área total de cobertura florestal.

Capacidade de deslocamento na matriz	Área da mancha funcional maior (ha)	% do total de remanescentes	Número de manchas do agrupamento maior
0m	15108,08	22,34	1
50m	**44163,11**	65,31	407
100m	53810,94	79,58	1000
150m	61379,20	90,78	1526

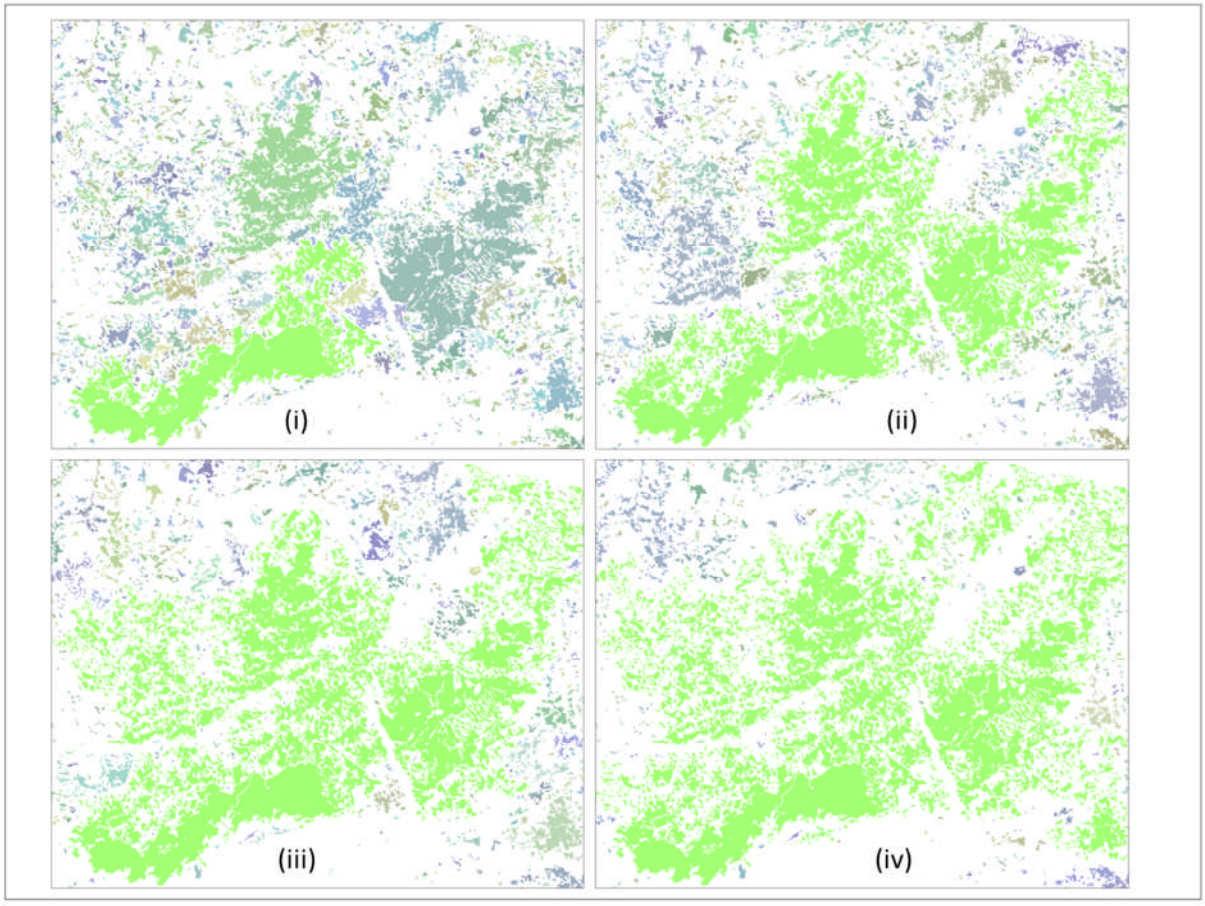


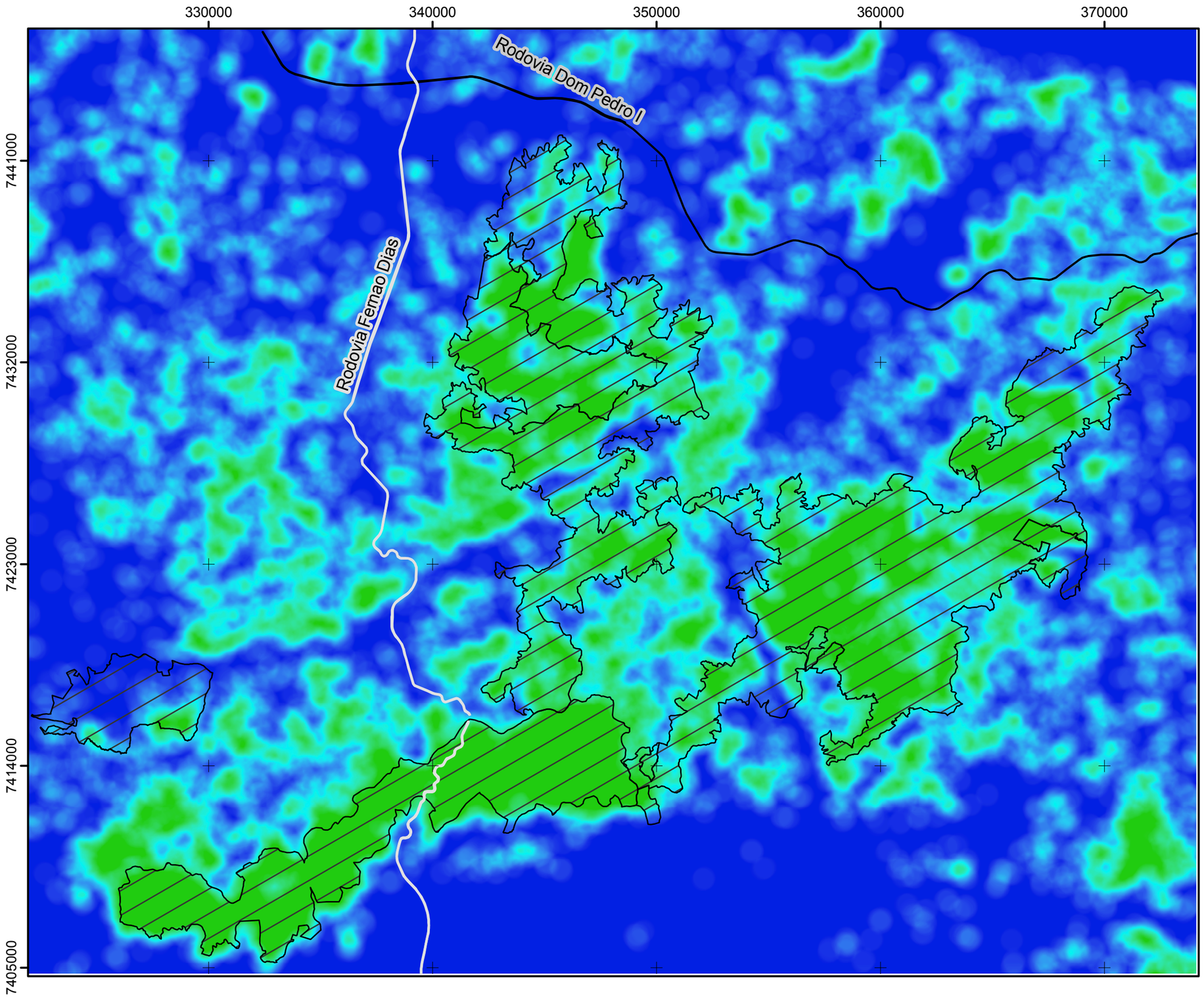
Figura 16 - Agrupamentos funcionais de manchas de cobertura florestal considerando diferentes capacidades de deslocamento pela matriz: (i) 0m, (ii) 50m, (iii) 100m e, (iv)150m; separados por cores, sendo em verde ( ) o maior agrupamento.

Com as outras capacidades (100 e 150 m), a ária do maior agrupamento aumenta conforme mais manchas são agregadas, chegando a incluir mais de 90% da cobertura florestal da área de estudo com a capacidade de deslocamento de 150 m.

2.5.3. Métricas contínuas

A Figura 17 ilustra o resultado do cálculo da proporção de cobertura florestal gerado com o *moving window*. A representação deste gradiente permite a identificação de gargalos e a identificação de pontos chave para a conectividade entre blocos maiores de remanescentes florestais. Aproximadamente 11400 ha da paisagem apresenta proporção de cobertura florestal acima de 90%, enquanto o total de 69070 ha apresenta menos de 10%. Outro resultado importante desta métrica consiste na identificação dos limiares de fragmentação. 58% da área tem proporção de cobertura florestal igual ou inferior a 30%, 24% tem proporção entre 30 e 60%, e apenas 18% tem proporção superior a 60% (Figura 18).

Mapa de Proporção de Cobertura Florestal



Rod. Fernão Dias (BR-381)

Rod. Dom Pedro I (SP-065)

Principais UCs

Proporção de Cobertura Florestal

Máximo : 1

Mínimo : 0

N

Projeção:
Universal Transversa de Mercator
Datum:
WGS 1984 UTM Zone 23S

Elaborado por Julia Assis, 2013

0 1,5 3 6 9 km

Figura 17 - Representação do moving window gerado com uma janela da 100m para o cálculo da proporção de cobertura florestal pixel a pixel.

1= 100% de cobertura florestal;
0= 0% de cobertura florestal.

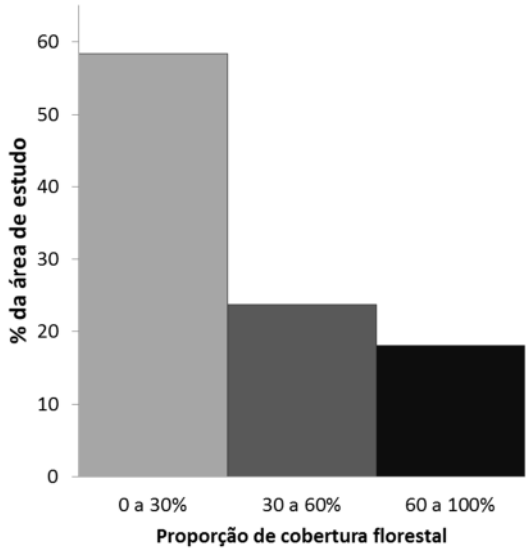
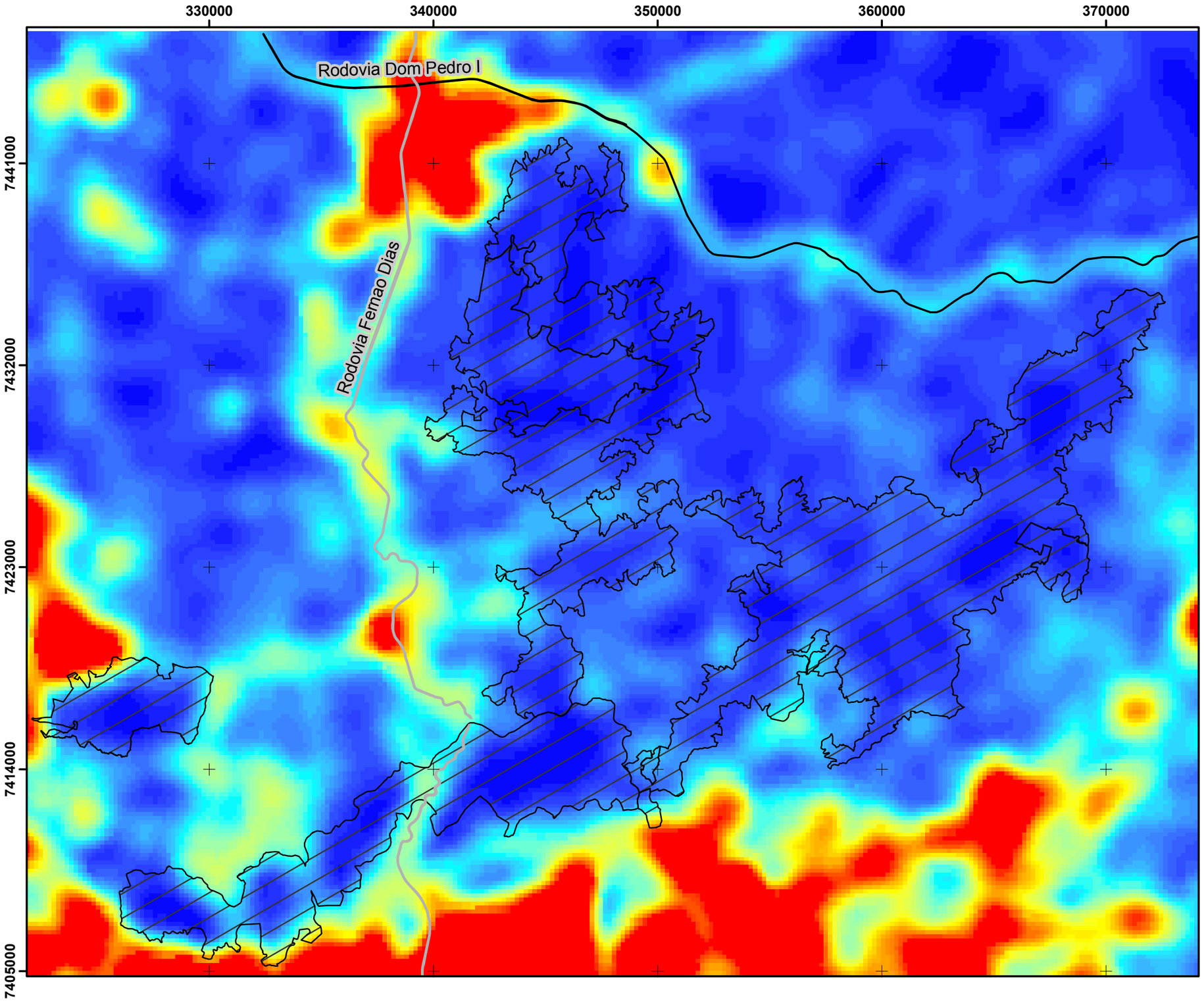


Figura 18 - Porcentagem da área de estudo com diferentes proporções de cobertura florestal.

A densidade de estradas (Figura 19), ponderada pelos pesos atribuídos aos diferentes tipos, identifica as áreas mais influenciadas e os potenciais pontos de ruptura na paisagem. A interpretação deste resultado permite inferir que as áreas com menor densidade de estradas são menos afetadas pelos efeitos resultantes que aumentam proporcionalmente conforme aumenta a densidade de estradas. No Mapa de Densidade de Estradas (Figura 19) a porção mais próxima à mancha urbana da RMSP apresenta uma elevada densidade de estradas que incluem os arruamentos e os trechos norte e leste do Rodoanel Mário Covas (ainda em fase construtiva). Outros aglomerados urbanos também ficaram bem representados com os tons mais quentes em vermelho e a maior parte das áreas das UCs aparece representada por tons mais frios que representam áreas mais livres de estradas. A principal exceção é constituída pelo PE Cantareira cortado pela Rodovia Fernão Dias e margeado pelo trecho norte do Rodoanel Mário Covas.

A interação entre o mapa de proporção de cobertura florestal e a densidade de estradas gerou um resultado que agrega fragilidade aos pontos com maior densidade de estradas e intensifica a importância de remanescentes em áreas com menor densidade (Figura 20). A diferença dos valores resultantes pode ser percebida principalmente na alteração da área total da classe entre 0,9 e 1 que diminui de 11400 ha para 8800 ha quando adicionamos os efeitos das estradas e no aumento da área total da classe com valores entre 0 e 0,1 de 69000 ha para 74000 ha (Figura 21).

Mapa da Densidade de Estradas



PESO	TIPO DE ESTRADA
5	Rodovias duplicadas com tráfego intenso
4	Rodovias pavimentadas com pista simples
3	Ferrovias
2	Arruamento urbano adensado com tráfego moderado
1	Estradas não pavimentadas

Rod. Fernão Dias (BR-381)

Rod. Dom Pedro I (SP-065)

Principais UCs

Densidade de Kernel

Máximo : 1

Mínimo : 0,01

N

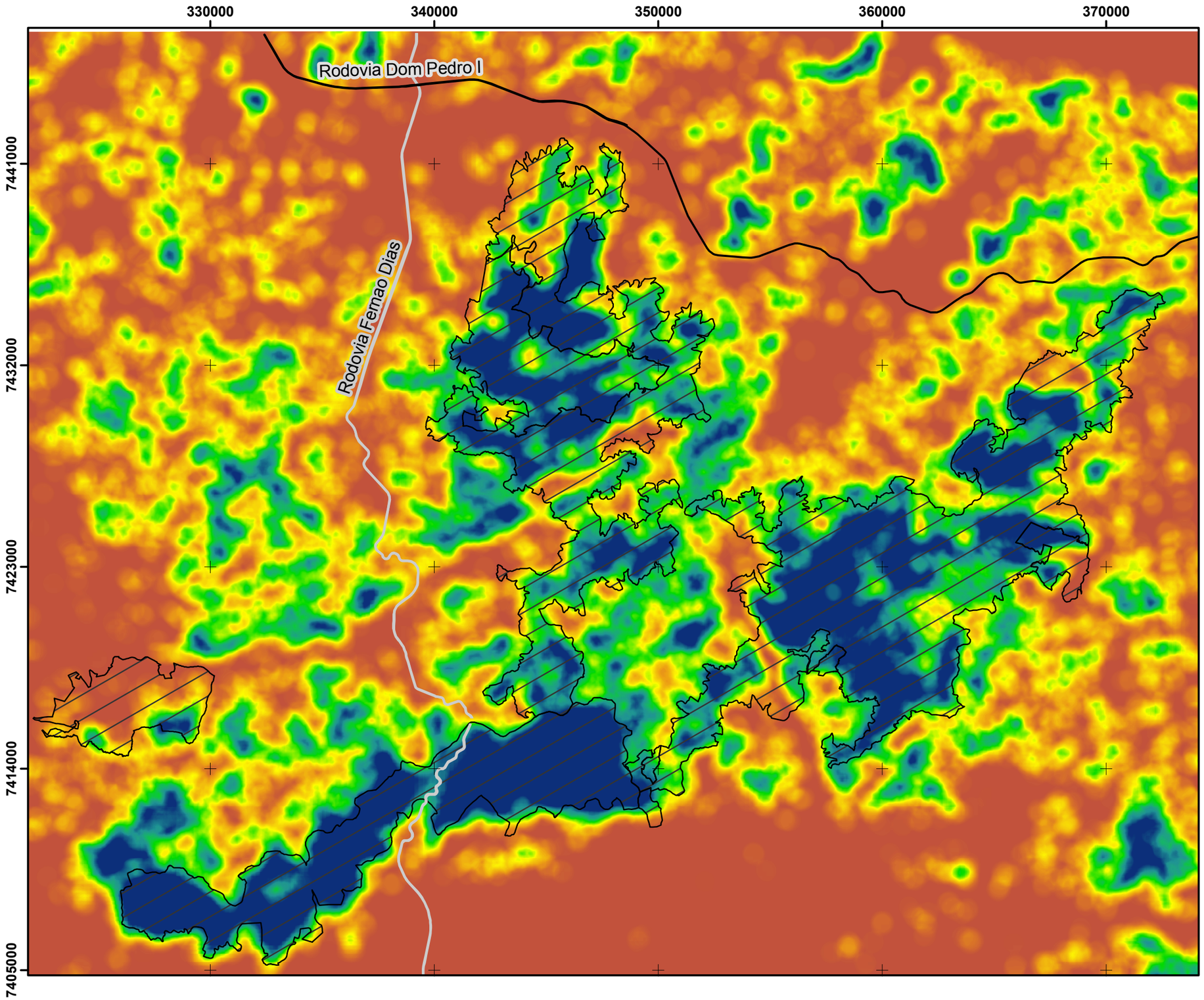
Projeção:
Universal Transversa de Mercator
Datum:
WGS 1984 UTM Zone 23S

Elaborado por Julia Assis, 2013

0 1,5 3 6 9 km

Figura19 - Representação da densidade de estradas calculada com Kernel, com atribuição de pesos conforme a tabela.

Mapa da Interação resultante entre Proporção de Cobertura Florestal e Densidade de Estradas



Rod. Fernão Dias (BR-381)

Rod. Dom Pedro I (SP-065)

Principais UCs

Moving Window x Kernel

Máximo : 1

Mínimo : 0

N

Projeção:
Universal Transversa de Mercator
Datum:
WGS 1984 UTM Zone 23S

Elaborado por Julia Assis, 2013

0 1,5 3 6 9 km

Figura 20 - Resultado do produto entre a proporção de cobertura florestal e a densidade de estradas. O valor mais alto (1) representa a combinação de maior cobertura florestal e áreas mais livres de estradas, o menor valor (0) representa menor cobertura florestal e áreas com maior densidade de estradas.

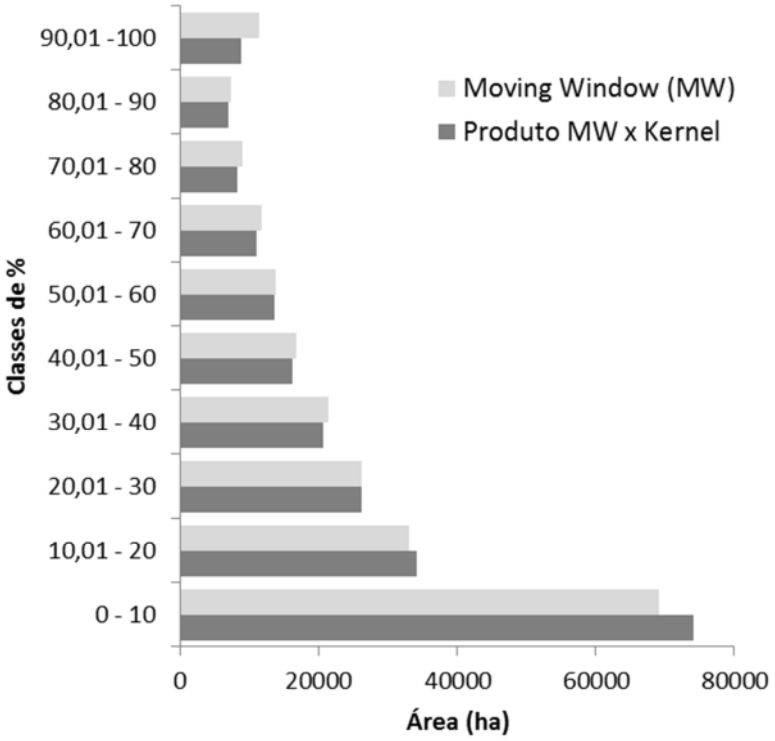


Figura 21 - Áreas contendo diferentes classes de valores resultantes das métricas contínuas. A cor que equivale a sobreposição evidencia a grande similaridade entre os resultados do movingwindow para a cobertura florestal e o produto resultante de interação deste com a densidade de estradas. Porém, nas duas classes extremas, fica evidente a inversão de incremento de área.

2.6. Discussão

A composição dos remanescentes de cobertura florestal neste recorte da paisagem segue o padrão geralmente encontrado para toda a Mata Atlântica brasileira: poucas manchas com grandes áreas e muitas manchas com áreas pequenas (< 50 ha) que, no entanto, totalizam uma quantidade bastante relevante para a conectividade da paisagem. 70% das 4 manchas maiores estão dentro das UCs e apesar de o desenho do mosaico apresentar fragilidades, a proporção deste contínuo que está protegida é significativa. Entretanto, o foco da conservação deve abarcar estratégias para garantir a permanência dos pequenos fragmentos, fundamentais para a permeabilidade e conectividade da paisagem. Neste contexto, as APAs, que cobrem boa parte da área, podem representar, a priori, uma modalidade de UC capaz de gerenciar a conservação destes fragmentos.

O status da conectividade nesta área é razoável para espécies com habilidade de transpor pelo menos 50 m na matriz. Porém, espécies mais sensíveis que evitam a matriz e as bordas dos fragmentos de cobertura florestal encontram-se mais isoladas e vulneráveis. Para estas espécies, que preferem áreas menos perturbadas, ainda existem remanescentes capazes de assegurar sua existência. Existem levantamentos de espécies da fauna que ocorrem nesta área feitos para a proposta de criação do PE Itapetinga e PE Itaberaba (SÃO PAULO, 2010). Utilizando dados disponíveis acerca da biologia e ecologia destas espécies é viável aplicar este método para capacidades de deslocamento reais. Recomenda-se a utilização de espécies ameaçadas e grupos funcionais para gerar subsídios a ações de conservação. Melhorar o desenho (forma) do mosaico de UCs, pela incorporação de algumas áreas, poderia refletir positivamente nas condições de permanência destas espécies.

O contraste da borda, onde ocorre o contato entre os remanescentes florestais e outros usos da terra, determina os tipos e intensidades das alterações que ocorrerão naquela zona. Possivelmente, uma cultura de eucaliptos pode ser menos influente do que uma área com pastagens ativas e sem cercas, nas quais o gado acessa as áreas de floresta em busca de água e áreas sombreadas pisoteando e degradando o sub-bosque. Mas na paisagem, ao considerarmos os efeitos de borda causados por uma rodovia duplicada, constata-se que estes ultrapassam aqueles gerados por outros tipos de matrizes menos contrastantes. As estradas podem interferir na permeabilidade da paisagem reduzindo fluxos, aumentando a mortalidade de indivíduos e reduzindo o tamanho das populações.

Por outro lado, os efeitos de borda de uma estrada não pavimentada não são os mesmos que os de uma rodovia pavimentada e duplicada. A este respeito, é preciso avançar nas pesquisas relacionadas às estradas para compreender, mensurar e incorporar estes efeitos nas análises de paisagem que visam ao planejamento da conservação. Por enquanto, a integração destes efeitos nas análises de paisagem pode ser feita com combinações de métricas e a incorporação de variáveis representativas destes efeitos, como a distância e a densidade de estradas. A utilização de métricas contínuas pode orientar o planejamento de ações locais e direcionar a percepção dos gestores dentro do contexto mais amplo da UC. Analises da funcionalidade da paisagem aumentam a percepção da importância das UCs no contexto no qual estão inseridas e enfatiza a importância da gestão integrada da conservação.

A exigência de análises de paisagem nos Estudos de Impacto Ambiental, obrigatórios para a implantação e duplicação de rodovias, viabilizaria o estabelecimento de condicionantes

pertinentes a cada caso. Por exemplo, os monitoramentos propostos como medidas de compensação configuram um meio de assegurar o levantamento de informações fundamentais para o desenvolvimento e avanço das pesquisas para elucidar os efeitos das rodovias sobre as populações biológicas. Geralmente são feitos levantamentos exaustivos, porém insuficientes, para subsidiar as escolhas por locais e tecnologias adequados às obras viárias, e a previsão e a valoração dos impactos sobre a biodiversidade ainda é ineficiente. A análise destas interrelações complexas demanda a sistematização da pesquisa, com o estabelecimento de protocolos de avaliação técnica e parcerias colaborativas entre ecólogos e as agências de transporte. Muitas delas já ambicionam serem ambientalmente sustentáveis e o único meio de conseguirem atingir esta meta é apoiando e fomentando a pesquisa científica com credibilidade e em longo prazo (VAN DER REE et al., 2011).

A percepção da densidade de estradas na paisagem deve ser acompanhada pelo planejamento dos transportes. A intensificação do tráfego em estradas secundárias demanda o asfaltamento e a ampliação de vias. Soluções ambientalmente viáveis devem ser criadas, em especial na área do Mosaico da Cantareira, para evitar que a influência das estradas gere mais rupturas na conectividade da paisagem.

Estruturalmente, a Rodovia Dom Pedro I se apresenta como uma separação no Contínuo Cantareira-Mantiqueira. Entretanto, nenhum dado biológico disponível permite que se afirme que funcionalmente esta estrada atue como uma barreira. O tipo de levantamento capaz de responder a esta questão inclui dados de mobilidade das espécies pela paisagem e genética das populações. Dados de atropelamento podem auxiliar o desenvolvimento de medidas mitigadoras, mas não são suficientes para compreender a permeabilidade das estradas. Com este objetivo, a integração entre os centros de pesquisa, os órgãos do governo e o setor privado, como as concessionárias, precisam se articular para alavancar os avanços nessa área, para subsidiar o planejamento e tomadas de decisão, visando não apenas a conservação e a mitigação de impactos, como também a segurança pública e a viabilidade econômica de tais empreendimentos.

3. CAPÍTULO II: ÍNDICE DE PERMEABILIDADE DA ESTRADA

3.1. A permeabilidade das estradas

Malhas viárias têm importante relevância ecológica (FORMAN et al., 2003; FORMAN, 2006) e o tráfego das rodovias gera efeitos que reverberam amplamente através dos sistemas naturais adjacentes (FORMAN, 2008). Uma rodovia movimentada pode, por exemplo, afetar comunidades de aves que estão na vegetação natural a centenas de metros em suas margens, presumivelmente devido ao ruído do tráfego (REIJNEN et al., 1995; REIJNEN, FOPPEN e MEEUWSEN, 1996). Baseados em dados da literatura, Jaeger et al. (2005) inferiram que as estradas e o tráfego associado a elas afetam a persistência das populações da fauna principalmente pela perda de habitat, mortalidade por atropelamentos, inacessibilidade a recursos e subdivisão de populações (Figura 22). O efeito barreira esta relacionado a características das estradas relevantes para alguns grupos de organismos, tais como: volume de tráfego, largura da via, similaridade entre habitats de lados opostos da estrada, topografia e posicionamento da estrada em relação a drenagens (OXLEY, FENTON e CARMODY, 1974; VAN DER ZANDE, TER KEURS e VAN DER WEIJDEN, 1980; FORMAN et al., 2003).

A aquisição de dados em campo para estudos de Ecologia de Estradas é um processo longo, dispendioso, difícil de ser documentado e ainda não estão definidos quais os melhores delineamentos para a obtenção deste tipo de informação. Existem métodos para estimar os efeitos das estradas sobre os processos ecológicos, no entanto essas análises dependem de dados pontuais e são geralmente realizadas localmente. Recentemente, muitos esforços estão sendo direcionados para a obtenção de dados genéticos para elucidar o efeito das estradas sobre a composição genética das populações (HOLDEREGGER e WAGNER, 2006). Em contrapartida, o conhecimento acumulado por especialistas, que tem trabalhado exaustivamente em campo ao longo de décadas, tem sido cada vez mais utilizado como fonte de informação em estudos de Ecologia de Paisagens (PERERA, DREW e JOHNSON, 2012), mas ainda pouco considerados em estudos de Ecologia de Estradas.

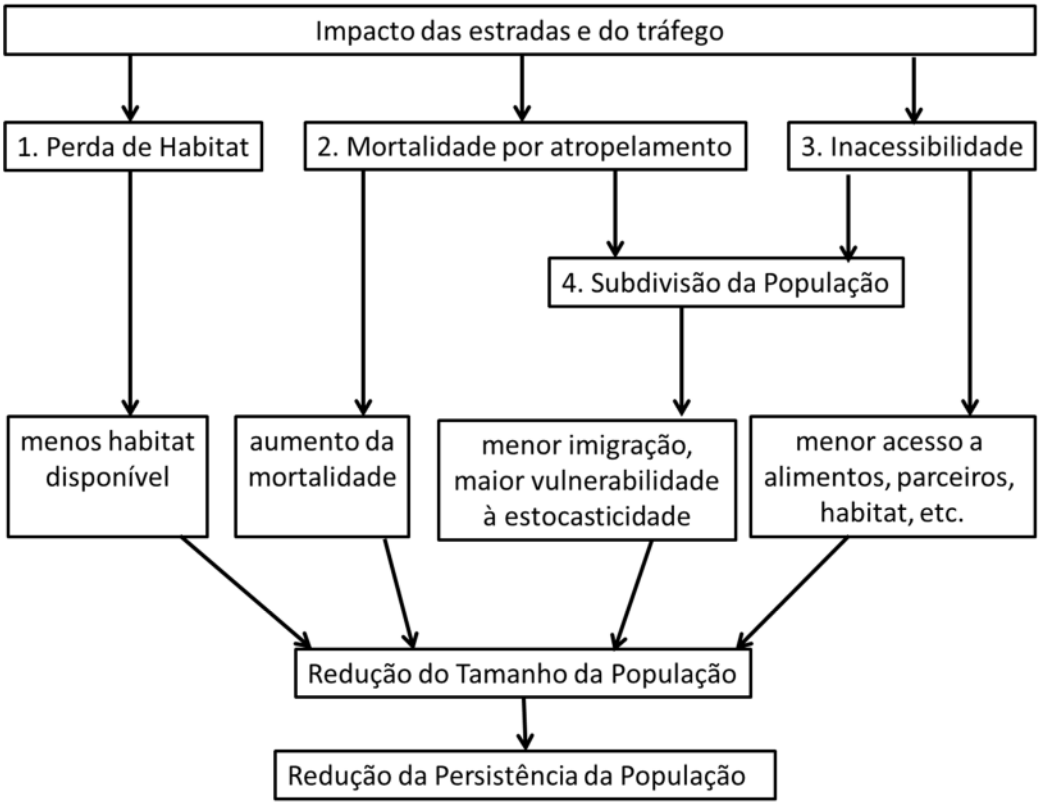


Figura 22 - Representação de possíveis formas de impacto das estradas e do tráfego na persistência das populações. A mortalidade por atropelamento e a inacessibilidade contribuem para a subdivisão e isolamento de populações. (Traduzido e adaptado de Jaeger et al, 2005 por Julia Assis, 2013.)

Muitos estudos em Ecologia de Estradas são focados em atropelamentos e introdução de espécies invasoras e raramente consideram os efeitos de estradas na paisagem sobre processos ecológicos (COFFIN, 2007; VAN DER REE et al., 2011). Quando as estradas atuam como barreiras ao movimento, elas reduzem a conectividade da paisagem e a habilidade da população de ocupar todas as áreas disponíveis (Figura 22).

A conectividade da paisagem permite que populações biológicas com distribuição regional aproveitem ao máximo o habitat disponível. A perda dessa conectividade e diminuição da mobilidade da fauna pela paisagem pode comprometer a persistência de espécies e a manutenção de populações locais e regionais (CARR, FAHRIG e POPE, 2002). A redução do tamanho ou subdivisão de populações pode aumentar a probabilidade de extinção local. A redução das populações ou mesmo a perda de espécies pode comprometer diversos processos ecológicos que são fundamentais para a manutenção da biodiversidade, como é o caso da frugivoria, dispersão, herbivoria, fluxo gênico, resiliência da paisagem, etc. (GALETTI e DIRZO, 2013).

Quando se trata da travessia de animais, as estradas podem atuar como uma barreira ou filtro, permitindo a passagem de algumas espécies e inibindo a de outras. O efeito barreira pode atingir desde invertebrados terrestres até mamíferos de grande porte (FORMAN, 1995). Os efeitos das estradas na conectividade da paisagem são mais diretos para as espécies que as evitam. Indivíduos de espécies que utilizam o interior das manchas de habitat podem se tornar funcionalmente separadas devido à presença das estradas. Para as espécies que não evitam as estradas, essas ainda podem representar uma barreira quando as taxas de mortalidade são altas. Muitos mamíferos são mortos durante a travessia e alguns evitam as estradas completamente. Os limites da área de vida de algumas espécies podem até ser delimitados por estradas (FORMAN et al., 2003). Esta separação de áreas de vida pode produzir subpopulações com fluxo gênico diferenciado (FORMAN e GODRON, 1986), no entanto, não é possível mensurar esses efeitos sem experimentação.

A capacidade de atravessar estradas está relacionada ao comportamento individual dos organismos e às necessidades de habitat das espécies, dependendo da sua habilidade de dispersão e sua densidade populacional (FORMAN et al., 2003). Neste contexto, a ecologia do movimento (NATHAN et al., 2008) emerge com o importante papel de desvendar como as estradas interferem na permeabilidade da paisagem, atuando como filtros e separando populações.

Uma mesma estrada pode apresentar pontos mais ou menos aptos para a travessia de diferentes grupos de organismos, o que pode ser entendido como sua permeabilidade. A permeabilidade da estrada varia de acordo com as características da paisagem e as estruturas associadas à via. Assim, a permeabilidade da estrada influencia a travessia dos organismos de acordo com seus comportamentos. Dentre os fatores que podem interferir na permeabilidade de uma estrada estão o volume de tráfego e o ruído, a superfície da estrada e sua largura, o uso da terra e a presença de habitat no entorno, a motivação para atravessar ou não a estrada.

Considerando que (1) a estrada não configura uma estrutura com permeabilidade homogênea, (2) esta permeabilidade é influenciada pelas características de seu entorno e; (3) a capacidade de estimar esta permeabilidade para diversos grupos taxonômicos pode guiar decisões futuras para melhorar sua permeabilidade e otimizar a implantação de medidas mitigadoras como passagens e cercamentos; foi desenvolvido o Índice de Permeabilidade da Estrada (ou *Road Permeability Index*, RPI). Ele consiste num método inovador para estimar a permeabilidade da estrada para diversos táxons. Como informações sobre a movimentação e genética de

populações para uma variedade de táxons é escassa, o conhecimento acumulado de especialistas pode ser considerado um método plausível para acessar dados de comportamento (PERERA, DREW e JOHNSON, 2012). Desta forma, o conhecimento de especialistas foi utilizado como fonte de dados para o desenvolvimento do RPI. As informações geradas pelo índice podem colaborar para a identificação de *hotspots* de atropelamento e de pontos da estrada mais propensos a serem atravessados pela fauna, quando estes dados não estão disponíveis. A seguir será apresentada a proposta de elaboração do RPI e sua aplicação em um estudo de caso.

3.2. A proposta do Índice de Permeabilidade da Estrada (RPI)

A ideia inicial do RPI emerge da necessidade de informações sobre o potencial de travessia, ao longo da estrada, por diferentes grupos de organismos. Essas informações foram obtidas em campo por meio de um questionário direcionado aos especialistas. Os dados coletados passaram por análises exploratórias que indicaram a melhor estratégia de análise e elaboração do RPI. A proposta matemática do índice está contemplada no manuscrito preparado para publicação apresentado no Apêndice A.

3.2.1. Elicitação[7] do conhecimento dos especialistas

Os dados relacionados ao comportamento, mobilidade e sensibilidade dos grupos de fauna com relação às estradas foram obtidos por consulta aos especialistas em campo. Especialistas têm habilidade para determinar quais as informações mais relevantes em um dado contexto, estruturando a definição do problema e encontrando um método apropriado para resolvê-lo (CHI, 2006). Segundo McBride e Burgman (2012), o raciocínio desses profissionais é caracterizado como sendo automático, abstrato, intuitivo, tácito e reflexivo. Um especialista

[7]"Elicitar" e "elicitação" são adaptações de palavras inglesas, do verbo *(to) elicit*, «extrair, fazer sair; obter; desencadear, provocar; deduzir; descobrir; esclarecer»; e do substantivo *elicitation*, «obtenção gradual; dedução». Neste estudo o emprego destes termos é feito com o objetivo de remeter ao método apresentado por MacBride e Burgman, 2012.

operando em sua área de conhecimento está acostumado a realizar tarefas sem necessariamente estar ciente de como seus passos e escolhas foram feitos (KIDD e WELBANK, 1984 apud MCBRIDE e BURGMAN, 2012).

Existem algumas variações nos protocolos seguidos para a obtenção de dados baseados em conhecimentos de especialistas, porém, alguns passos fundamentais são de concordância geral (MCBRIDE e BURGMAN, 2012), separados em preparação, elicitação e análises (Quadro 5).

Quadro 5 - Passos fundamentais em protocolos para a obtenção de dados baseados em conhecimentos de especialistas. Adaptado de McBride e Burgman (2012).

Etapa	Atividade
Preparação	Definição do problema e desenvolvimento das questões.
	Definição e seleção dos especialistas.
Elicitação	Treinamento dos especialistas antes de conduzir a elicitação de fato.
	A elicitação de fato.
Análises	Verificação das respostas.
	Agregação das respostas dos especialistas.

Esses passos foram seguidos após o delineamento do problema de pesquisa. Na etapa de preparação foram desenvolvidas as questões para a obtenção das informações junto aos especialistas em campo acerca da permeabilidade das estradas em cada ponto amostrado. Houve uma preparação para o campo com a familiarização dos especialistas com o questionário na qual eventuais dúvidas procedimentais foram sanadas.

3.2.2. Identificação e codificação das variáveis

As variáveis foram identificadas pelos especialistas durante o processo de elicitação. Todas as variáveis apontadas foram consideradas para todos os táxons. As variáveis, táxons e pontos amostrados foram representados por *k*, *j* e *i* respectivamente nas equações que descrevem o RPI (Apêndice A). As respostas dos especialistas a respeito da influência de cada variável na permeabilidade dos táxons nos locais amostrados foram traduzidas em uma variável semi-quantitativa (E_{ijk}), que assumiu o valor -1 quando o efeito presumido era negativo, 1 quando era positivo, ou 0 quando era indiferente ou a variável não ocorria naquele ponto.

3.2.3. Índice de Permeabilidade da Estrada (RPI)

O processo de elicitação permitiu determinar o sentido das influências das variáveis, mas não a magnitude relativa delas. Sendo assim, a magnitude relativa de cada variável foi estabelecida pelo seu grau de consistência através dos pontos amostrados: se os efeitos de uma variável mudam frequentemente em diferentes pontos, é improvável que tais efeitos sejam de grande magnitude quando comparados com uma variável que tem sempre o mesmo tipo de efeito. Neste caso, a influência da variável *k* no táxon *j*, identificado como w_{jk}, pode ser calculada como o efeito médio de todos os pontos amostrados nos quais a variável está presente. Esta medida pode assumir valores positivos, negativos ou nulos, variando dentro do intervalo de -1 a 1.

A proposta do índice resulta de uma média ponderada das influências estimadas das variáveis da paisagem e da estrada para cada táxon em cada ponto amostrado. A influência da variável (w_{kj}) é condicionada pela sua presença em uma determinada localidade (V_{ik}) e é calculada pelo produto $V_{ik}.w_{kj}$. O RPI varia dentro do intervalo de [-1,1], com -1 indicando "permeabilidade extremamente baixa" e 1 indicando "permeabilidade extremamente alta". Um RPI médio para um local pode ser calculado pela média do RPI para todos os táxons.

3.3. Estudo de caso: Permeabilidade das rodovias Fernão Dias e Dom Pedro I

3.3.1. Área de estudo

A Mata Atlântica Brasileira encontra-se extremamente degradada com apenas 11,7% de sua cobertura original. Deste total de remanescentes a maioria dos fragmentos (83,4%) é menor do que 50 ha e totalizam uma área correspondente a 20,2% do total existente. Além disto, 45% dos remanescentes de floresta estão a menos de 100 m de distância de algum tipo de

borda (RIBEIRO et al., 2009). A criação de áreas protegidas constitui a principal estratégia de conservação de fragmentos com mata original. No entanto, o status atual da Mata Atlântica, especialmente nas proximidades aos grandes centros urbanos, demanda o manejo destas áreas como um todo, com o reestabelecimento da conectividade e a conservação das manchas pequenas (<50 ha).

A área onde este estudo foi conduzido tem a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) como seu limite sul e, por isso , a persistência em longo prazo das populações mais sensíveis depende da conectividade com os remanescentes a nordeste ao longo do contínuo Cantareira-Mantiqueira. Porém, este contínuo é recortado por diversas estradas, entre elas as rodovias Fernão Dias (BR-381) e Dom Pedro I (SP-065).

3.3.2. Obtenção de dados

Os especialistas foram selecionados considerando a experiência acumulada e a disponibilidade para participação das expedições em campo. Foi escolhido um especialista para cada grupo, com o intuito de contemplar táxons com diferentes mobilidades: (i) primatas, (ii) morcegos, (iii) mamíferos de médio e grande porte (daqui em diante chamados apenas mamíferos), (iv) aves, e (v) anfíbios.

A elicitação foi feita em campo com paradas nos locais selecionados. Estes locais apresentam distância mínima de 2,5 km e no máximo 4 km. O total de 28 pontos foram visitados, sendo 13 deles na rodovia Fernão Dias (entre os municípios de Atibaia e Mairiporã) e 15 na rodovia Dom Pedro I (entre Atibaia e Igaratá) (Figura 23). Cada especialista indicou, no questionário aberto, quais as variáveis da paisagem e da estrada relevantes para o táxon de sua especialidade e se a influência era positiva ou negativa.

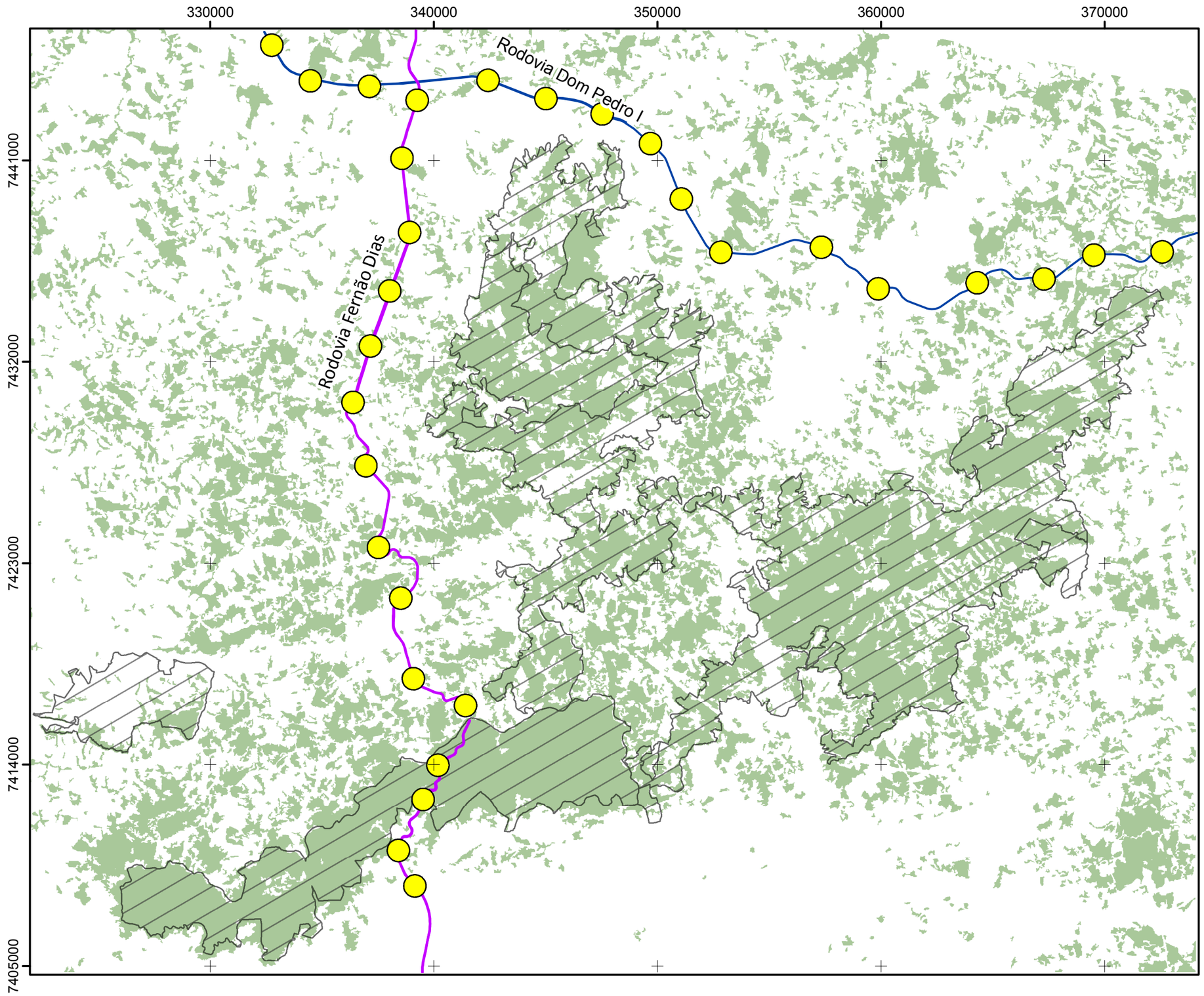
3.3.3. Análise dos dados

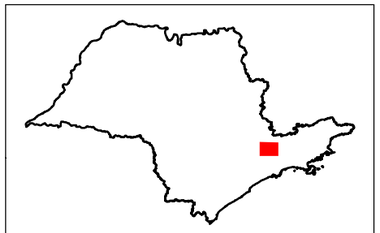
O índice foi calculado para cada ponto amostrado e para cada táxon separadamente e um índice global multi-táxon foi calculado a partir da média dos índices para cada táxon. Todos os resultados foram mapeados para a visualização das diferenças gerais entre os táxons ou tendências ao longo das rodovias. Os resultados foram representados por símbolos e cores, círculos com tamanhos associados à magnitude do RPI, azul para resultados positivos e vermelha para resultados negativos.

A importância relativa de cada táxon foi atribuída pela diferença da alteração no RPI global causada pela exclusão do táxon. A importância de cada variável foi calculada pela média da magnitude de sua influência sobre todos os táxons. Para comparar as variáveis representando as estruturas da estrada e as variáveis representando os atributos da paisagem, foram consideradas as médias das magnitudes das influências das variáveis de cada tipo para cada táxon separadamente.

As duas rodovias foram comparadas entre si para constatar diferenças entre as permeabilidades médias. Foi feito um teste *t* simples para amostras independentes com variações heterogêneas. Para verificar diferenças táxon-específicas na permeabilidade foi realizada uma análise de variância (ANOVA) com medidas repetidas usando o táxon e as estradas (QUINN e KEOUGH, 2002).

Localização dos Locais Amostrados nas Estradas





Localização da área no estado de São Paulo

Rod. Fernão Dias (BR-381)

Rod. Dom Pedro I (SP-065)

Locais amostrados

Principais UCs

Cobertura florestal nativa

N

Projeção:
Universal Transversa de Mercator
Datum:
WGS 1984 UTM Zone 23S

Elaborado por Julia Assis, 2013

0 1,5 3 6 9 km

Figura 23 - Carta de localização dos 28 locais amostrados junto aos especialistas ao longo das rodovias.

3.4. Resultados

As respostas dos especialistas foram organizadas em um banco de dados e reorganizadas para agregar os atributos da paisagem e as estruturas da estrada (Quadro 6).

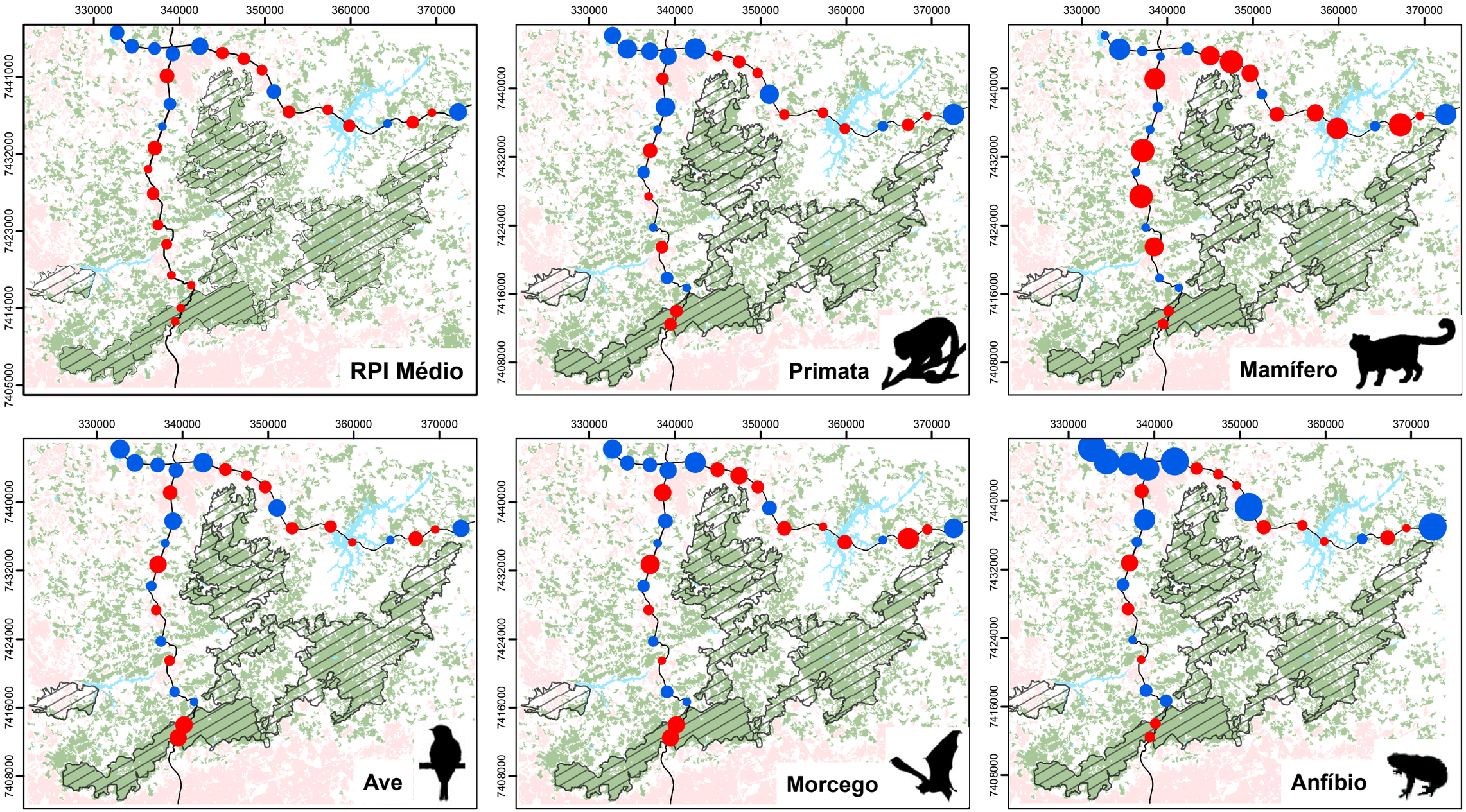
Quadro 6 - Descrição das variáveis incluídas no processo de elicitação e no desenvolvimento do índice.

Características da Paisagem	Descrição
Cobertura florestal	tipicamente floresta ombrófila, mas também inclui floresta estacional semidecidual
Corpos d'água	cursos d'água, rios, lagos, açudes e represas
Construções/ área urbanizada	qualquer tipo de construção, com algum grau de agregação
Várzea	planícies pluviais nas proximidades imediatas de cursos d'água, comumente com vegetação paludosa associada
Desnível do terreno/ declividade	áreas com algum grau de desnível, sem considerar estruturas construtivas como corte e aterro
Visibilidade	o grau de abertura da área considerando a topografia
Silvicultura	áreas com cultivo de árvores, predominantemente *Eucalyptus* e em menor quantidade *Pinus*
Presença humana/ fluxo de pessoas	pontos de ônibus, lojas de conveniência, postos de gasolina e outras facilidades
Animais domésticos	geralmente a presença de cães nas proximidades, em alguns casos gado
Pastagens	áreas com gramíneas plantadas, geralmente espécies exóticas
Estruturas da Estrada	Descrição
Tráfego (luminosidade/ruído)	intensidade do fluxo de veículos
Retorno	acesso geralmente construído para permitir o retorno de veículos
Barreiras de concreto (*New Jersey*)	barreira de concreto empregada para separar pistas e minimizar acidentes
Taludes	estrutura de terra construída para suporte da estrada, fornecendo estabilidade ao terreno
Manilha/tubulação	conduíte ou tubo fechado utilizado para conduzir água por baixo da estrada de um lado a outro
Estruturas aéreas	qualquer tipo de estrutura localizado sobre a estrada, como uma passarela de pedestres, linhas de transmissão de energia, etc.

O RPI e seu respectivo valor médio calculado para cada táxon em cada um dos pontos amostrados estão representados na Figura 24. Dos 28 pontos, em 20 os 5 táxons apresentaram o mesmo sinal para os valores resultantes do cálculo do índice, diferindo apenas na magnitude dos valores. Os outros 8 apresentaram uma inconsistência no valor do índice para um táxon

que diferiu no sinal positivo ou negativo se comparado aos outros 4. É possível identificar um gradiente ao longo de algumas partes das estradas, nas quais uma sequência de 3 ou 4 pontos parecem autocorrelacionados no que diz respeito ao RPI. Isso pode ser devido à presença das mesmas variáveis ao longo daqueles trechos. O valor médio do índice considerando os cinco táxons (Figura 24) resume de forma pertinente o gradiente de RPI. Os valores negativos do RPI para os mamíferos de médio e grande porte devem-se majoritariamente à elevada consistência dos valores médios para três variáveis frequentes nos locais amostrados (barreira *Jersey*, área urbana e fluxo de pessoas) (Figura 25).

O RPI varia entre os táxons, mas há uma tendência de correlação positiva entre eles. Aves, morcegos e primatas apresentam menor variabilidade de resultados de RPI, enquanto anfíbios e mamíferos de médio e grande porte têm uma ampla gama de valores resultantes. Morcegos e primatas demonstram uma correlação maior em relação aos outros táxons. Anfíbios e aves também apresentam correlação positiva mais pronunciada do que mamíferos de médio e grande porte em relação a outros táxons.



Uso da Terra

- Área Urbana
- Corpos D'água
- Cobertura Florestal
- Principais UCs
- Estradas Estudadas

N

0 5 10 20 km

Projeção: Universal Transversa de Mercator
Datum:
WGS 1984 Zona 23S

Índice de Permeabilidade da Estrada (RPI)

- Negativo
- Positivo

Figura 24 - Representação do RPI para cada táxon. O tamanho do círculo representa a magnitude do RPI.

PROCAMUSP

LEEC
SPATIAL ECOLOGY AND CONSERVATION

USP LEE

A influência das variáveis difere entre os táxons (Figura 25). Em média, o tráfego corresponde ao mais relevante atributo da estrada, no entanto, os táxons são influenciados por ele em diferentes intensidades. Considerando as variáveis da paisagem, a cobertura florestal é a que apresentou maior influência absoluta, seguida da presença de corpos d'água, áreas urbanas e planícies de inundação. No entanto, existe uma diferença na resposta dos táxons.

Enquanto primatas parecem ser mais afetados pela presença de animais domésticos, mamíferos de médio e grande porte tendem a responder negativamente a áreas urbanas e a presença de pessoas. Aves são influenciadas positivamente por cobertura florestal, bem como os morcegos. Estes também respondem positivamente a visibilidade e silvicultura e são influenciados de forma negativa pela declividade. Os anfíbios são sensíveis às áreas urbanas e são positivamente influenciados por corpos d'água e planícies de inundação.

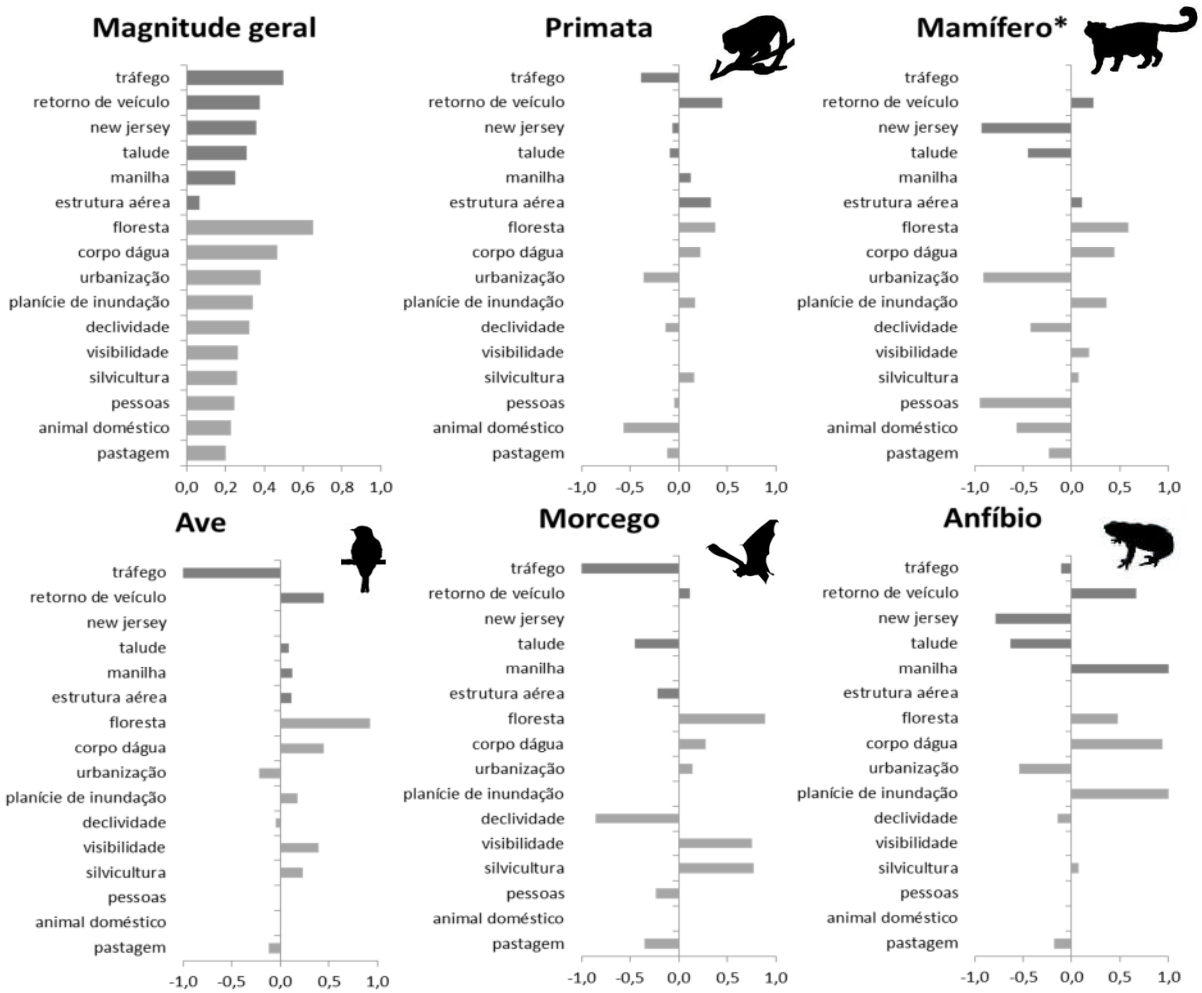


Figura 25 – A magnitude geral das influências dos atributos da paisagem e estruturas da estrada na permeabilidade está representada pela média dos valores absolutos de E_{ijk} de todos os táxons. As influências específicas para cada táxon (w_{jk}) estão apresentadas com seus respectivos sinais. w_{jk} próximos a -1 são considerados como fortes influências negativas, enquanto valores próximos a 1 são fortemente positivas, e valores em torno do zero são fracamente influentes.

Para os primatas, a presença de retornos para carros e estruturas aéreas que cruzam a estrada de um lado a outro influenciam positivamente a permeabilidade da estrada. Os mamíferos de médio e grande porte são negativamente influenciados pelas barreiras de concreto e taludes, bem como os anfíbios, que são afetados positivamente pela ocorrência de manilhas. As aves e os morcegos respondem da mesma forma ao tráfego.

A importância relativa de cada táxon para a permeabilidade média mostra que os mamíferos de médio e grande porte representam o grupo mais relevante, seguido de anfíbios e aves, enquanto primatas figuram como o táxon com menor contribuição para esta análise (Figura 26).

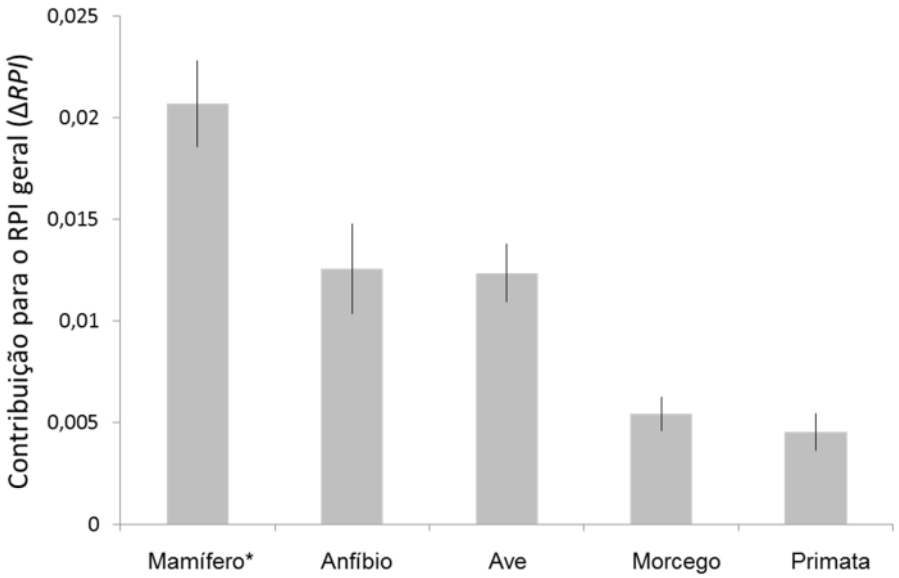


Figura 26 - Contribuição relativa geral de cada táxon para a permeabilidade da rodovia para a fauna, considerando informações levantadas por especialistas em 28 pontos amostrais das rodovias Fernão Dias e Dom Pedro I, SP, Brasil. As barras representam os valores médios dos pontos amostrados e as linhas representam os erros padrão.

Comparando os valores médios da influência das variáveis relacionadas à paisagem e às estruturas da estrada, que foram separadas em dois grupos (Figura 27), existem diferenças entre os táxons. Ambos os grupos apresentam influências relevantes, mesmo a influência média das variáveis da paisagem sejam um pouco maiores.

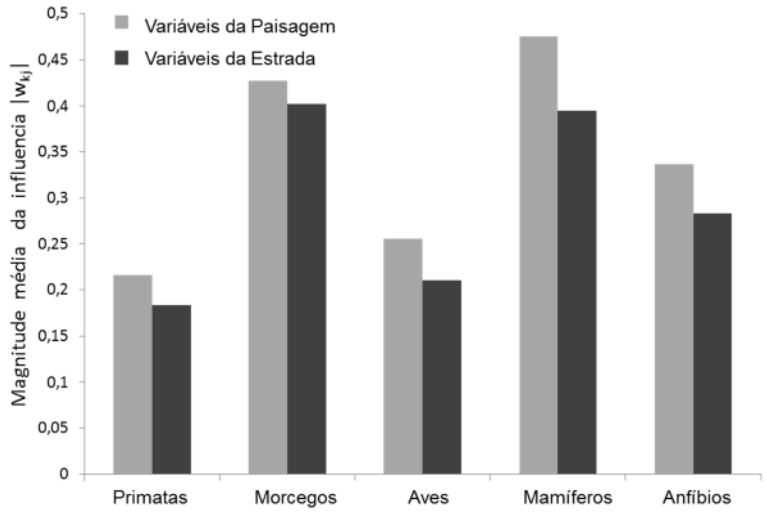


Figura 27 - Magnitude de influência média (w_{kj}) de variáveis da estrada e da paisagem na estimativa do Índice de Permeabilidade da Estrada (RPI) para diferentes táxons, considerando informações levantadas por especialistas em 28 pontos amostrais das rodovias Fernão Dias e Dom Pedro I, SP, Brasil.

A similaridade de comportamento das duas rodovias utilizadas neste estudo foi testada quanto à significância da diferença entre os resultados de RPI (Figura 28). Neste caso, o RPI geral não apresenta diferença significativa entre os trechos das duas estradas de acordo com o teste *t* (t=1,19, df=26, p=0,25). Considerando a informação para cada táxon separadamente, também não há diferença significativa entre as estradas (F=1,414, df=1, p=0,245), apesar de a interação estrada*táxon ser significante (F=2,767, df=4, p=0,031), assim como o efeito do táxon (F=41,563, df=4, p<0,001).

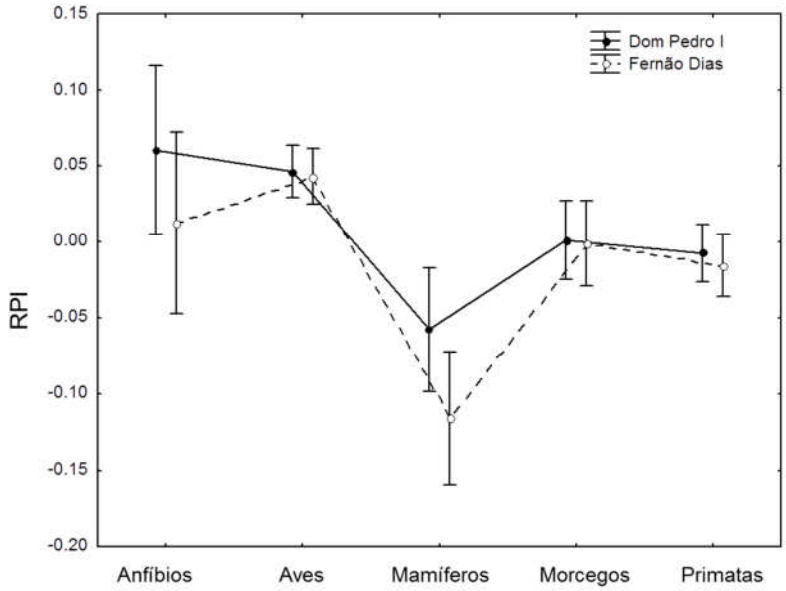


Figura 28 - Valores médios e intervalos de confiança de 95% do Índice de Permeabilidade da Estrada (RPI) para cada táxon considerando separadamente as duas rodovias amostradas com os especialistas: Fernão Dias e Dom Pedro I, SP, Brasil.

3.5. Discussão

3.5.1. Índice de Permeabilidade da Estrada (RPI)

O RPI assume que a influência geral de uma variável para um dado táxon é reflexo de sua importância e consistência. O índice não mede a probabilidade de um organismo atravessar a estrada, por isso, a comparação entre os táxons com diferentes mobilidades não é recomendada. Em contrapartida, o índice pode ser usado para comparar a permeabilidade dos diferentes pontos da estrada para os táxons.

O RPI gera informações pontuais da permeabilidade e permite a agregação das informações para a estrada como um todo. A aplicação do índice proporciona a possibilidade de comparação entre estradas, desde que a metodologia sugerida seja seguida.

3.5.2. Estudo de caso

As variáveis

As análises desenvolvidas no estudo de caso sugerem que as variáveis da paisagem e das estradas indicadas pelos especialistas representam de forma relevante o contexto da área de estudo. Contudo, as mesmas variáveis podem exercer influências diferentes sobre a fauna em estradas localizadas em outras áreas. Também pode ocorrer a identificação de outras variáveis, não contempladas nesse estudo, que podem ser incorporadas ao RPI.

Influência nos táxons e o resultado do RPI

Ao longo da estradas estudadas, podem ser mais frequentes características da paisagem e estruturas da estrada mais favoráveis à permeabilidade para um determinado grupo. No caso dos anfíbios, a presença de uma planície de inundação ao longo de um trecho da estrada é

refletida em resultados positivos do RPI. Para os mamíferos de médio e grande porte, a frequência da combinação de determinadas variáveis, por exemplo barreira *Jersey*, área urbana e fluxo de pessoas, gerou resultados negativos recorrentes do RPI.

Relevância dos táxons

O ranqueamento gerado para os táxons estudados indica quais deles agregam mais informação ao índice e sugere uma priorização dos mamíferos de médio e grande porte, seguidos de anfíbios e aves neste contexto. A relevância dos táxons é indicada por sua importância relativa ao índice e não pode ser interpretada como sua significância ecológica. Em outras áreas, a escolha dos táxons deverá ser condicionada à composição da fauna local.

3.5.3. Considerações

A permeabilidade varia ao longo da estrada de acordo com atributos da paisagem e estruturas da estrada. Grupos de fauna percebem e se comportam de forma diferente com relação a esses componentes. O índice aponta as áreas mais e menos permeáveis para cada táxon, permitindo a identificação de quais locais poderiam ter sua permeabilidade aumentada com a modificação de alguns atributos ou incorporação de passagens de fauna, por exemplo.

Alguma variáveis identificadas pelos especialistas são subjetivas. A variável ‘fluxo de pessoas’ consiste em um aspecto difícil de ser quantificado. No entanto, ela pode ser inferida a partir da ocorrência de áreas urbanizadas. A variável ‘estruturas aéreas’ incluiu quaisquer estruturas situadas sobre a estrada. Esta variável apresentou uma relevância reduzida em comparação às outras estruturas da estrada devido à sua baixa frequência nos pontos amostrados e por apresentar diversas configurações possíveis.

O próximo passo para fortalecer os resultados gerados com o RPI consiste no cruzamento dos resultados do índice com dados empíricos para testar sua efetividade. Como direcionamento das pesquisas em ecologia de estradas, estudos envolvendo ecologia do movimento podem ser realizados para elucidar o comportamento de evitação da fauna com relação às estradas. Além disso, dados de genética populacional e de genética de paisagens, já existentes ou coletados com esta finalidade, podem ser interpretados à luz da ecologia de estradas, considerando as

escalas temporal e espacial adequadas para cada população. O desenvolvimento de novas tecnologias para a construção e manutenção de estradas mais permeáveis demanda a interação entre engenheiros e ecólogos.

Possíveis estratégias para aumentar a permeabilidade das estradas devem incluir medidas de mitigação como passagens para a travessia de animais, controle de velocidade de tráfego, incremento de habitat nas margens das estradas (associado a outras medidas), ações de restauração, criação de corredores e instalação de matrizes mais permeáveis nas proximidades das estradas. O monitoramento das medidas de mitigação deve ser constante, assim como o de animais atropelados nas estradas, em especial nas rodovias duplicadas.

As estradas são geralmente consideradas estruturas homogêneas nas análises de paisagem. Sua estrutura linear e largura pequena em relação ao seu comprimento na paisagem podem fazer com que seus efeitos na conectividade sejam subestimados. Em estudos que utilizam matrizes de custo ou resistência, as estradas recebem um único valor atribuído a todo o seu traçado, sem considerar diferenças em sua permeabilidade. Este procedimento pode enviesar simulações de movimentação e de caminhos de menor custo. O RPI permite que a heterogeneidade da permeabilidade seja incorporada a esse tipo de estudo. No caso dos Estudos de Impacto Ambiental, o índice pode direcionar o levantamento de dados de fauna para otimizar o trabalho de consultores e especialistas.

O índice proposto com base no conhecimento de especialistas, que consiste num método acessível e prático, fornece respostas rápidas e confiáveis sobre o efeito barreira das estradas na paisagem. Os resultados do RPI podem ser complementados e corroborados por outros estudos que investiguem a estruturação genética de populações separadas por estradas e a movimentação de indivíduos pela paisagem.

4. CONCLUSÕES

As estradas configuram uma temática interdisciplinar por sua complexidade que permeia desde o planejamento territorial e de transportes, questões econômicas de escoamento de produção e logística, a questões ambientais extremamente relevantes. A investigação dos efeitos das estradas sobre a biodiversidade vem ganhando espaço desde os anos 2000, embora figure como um campo recente de pesquisa.

Ainda é predominante a importação de conhecimentos gerados em outras regiões do mundo para a realidade neotropical. Esta adaptação pode representar uma escolha bastante pertinente em alguns casos nos quais embasa o princípio da precaução e opta-se por evitar determinadas ações sem que haja um estudo detalhado que permita prever os impactos resultantes. No entanto, é extremamente prioritário que cada realidade socioambiental seja devidamente avaliada para que as ações mais adequadas sejam adotadas.

Além da importação do conhecimento, muitos estudos relacionados aos impactos das estradas encontram-se dispersos na literatura científica, principalmente por se tratar de uma temática que permeia diversas áreas. O acesso a esse conhecimento esparso pode ocorrer de maneira incompleta ou parcial, dependendo do objeto de interesse. Algumas publicações de revisões se encarregaram desta árdua tarefa de compilar algumas descobertas, mas esta fase de proposições e testes da ciência, quando ainda não há um corpo teórico capaz de sustentar generalizações, pode gerar interpretações equivocadas ou precipitadas.

No Capítulo I, foi exercitada a inclusão dos efeitos das estradas na análise da paisagem. Algumas métricas permitem a incorporação de alguns destes efeitos conhecidos, mesmo com a ausência de dados empíricos locais. Algumas proposições e inferências pertinentes ao efeito de borda e o efeito barreira das estradas direcionam o foco das pesquisas e sugerem medidas de mitigação ou compensação das interferências causadas pelas estradas na paisagem.

O Índice de Permeabilidade da Estrada, contemplado no Capítulo II, se pauta no conhecimento acumulado de especialistas para solucionar problemas relacionados ao planejamento de rodovias, à mitigação e à compensação de seus efeitos na conectividade da paisagem. Na falta de dados empíricos sobre a permeabilidade das estradas, o conhecimento

acumulado por especialistas em grupos taxonômicos da fauna constitui uma fonte de informação muito relevante, mesmo com a incerteza e subjetividade inerentes a este tipo de informação. Para minimizar estas incertezas existem os protocolos de elicitação.

Algumas características da paisagem na escala local afetam diretamente a permeabilidade das estradas, em especial de rodovias, sendo as principais: a intensidade de tráfego, gerando ruído e luminosidade; a topografia local; a presença e ausência de passagens funcionais e de habitat em ambos os lados da via; e a presença de corpos d'água. A motivação para cruzar a estrada também consiste em um fator decisivo que pode resultar na opção por arriscar a travessia ou recuar e evitar a estrada.

A priori, existe variação da permeabilidade das estradas entre os grupos taxonômicos, principalmente no que diz respeito ao tipo e capacidade de locomoção (mobilidade). Os táxons deste estudo incluíram voadores (aves e morcegos); aquáticos ou dependentes de água (anfíbios); e terrestres, que variam quanto ao porte e capacidade de transpor obstáculos, principalmente as barreiras nas margens das rodovias e em seus canteiros centrais (mamíferos de médio e grande porte e primatas). O comportamento individual também pode interferir na travessia da estrada.

Os conhecimentos produzidos a respeito da movimentação da fauna e dos efeitos das estradas são escassos e, por isso, precisamos condicionar a inclusão de infraestruturas de passagens mais generalistas que contemplem uma gama variada de grupos taxonômicos e grupos funcionais. Para que seu monitoramento gere informações mais precisas em longo prazo, devem ser adotadas medidas mitigadoras para efeitos possíveis das estradas, mesmo que não haja uma comprovação empírica.

Diversos ecólogos da paisagem, em particular os que se debruçam em suas pesquisas sobre a temática das estradas, devem ser consultados e confrontados para opinar a respeito do planejamento de novas vias, pavimentação e ampliação de estradas já existentes. Em curto prazo, para guiar decisões imediatas, os pesquisadores precisam gerar protocolos de levantamentos de dados da paisagem que preencham as lacunas mais urgentes e contemplem delineamentos pertinentes para análises em longo prazo. Além disso, é preciso avançar no sentido de aprimorar os esforços de levantamento de informações consistentes que comportem análises robustas e capazes de subsidiar decisões de longo prazo.

Nessa área do conhecimento, a melhor estratégia para garantir os avanços consiste no diálogo e na parceria entre centros de pesquisa, universidades e responsáveis pelo planejamento, licenciamento, construção, instalação e operação das estradas, entre engenheiros, consultores técnicos, concessionárias, construtoras, órgãos governamentais do transporte, órgãos ambientais, órgãos licenciadores e consultorias ambientais. Esta integração figura como um cenário produtivo e vantajoso para a sociedade, que deve ser perseguido com a participação ativa de todos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, E. V. E. D.; MOURA, G. J. B. D. Proposta de manejo das rodovias da REBIO Saltinho para mitigação do impacto sobre a anurofauna de solo. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 2, n. 2, p. 24-38, 2011.

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, n. 3, p. 355–366, 1994.

ASSIS, J. C.; BARBIERI, P. P. G. Efeito de borda fixo ou variável: implicações para a conservação de remanescentes florestais e espécies sensíveis de interior. In: **XIV Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada**: Dinâmicas socioambientais, das inter-relações às interdependências. Dourados: UFMS. 2011.

BAGER, A.; ROSA, C. A. Influence of sampling effort on the estimated richness of road-killed vertebrate wildlife. **Environmental Management**, v. 47, n. 5, p. 851-858, 2011.

BAGER, A.; ROSA, C. A. D. Priority ranking of road sites for mitigating wildlife roadkill. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 149-154, 2010.

BARBOSA, N. et al. Distribution of non-native invasive species and soil properties in proximity to paved roads and unpaved roads in a quartzitic mountainous grassland of southeastern Brazil (rupestrian fields). **Biological Invasions**, v. 12, n. 11, p. 3745-3755, 2010.

BIM, O. J. B. **Mosaico do Jacupiranga - Vale do Ribeira, São Paulo: conservação, conflitos e soluções ambientais**. 2012. 267f. Dissertação (Mestrado em Ciência) – Programa de Pós-graduação em Geografia Física da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2012.

BRASIL. **Resolução CONAMA Nº 001, de 23 de Janeiro de 1986**. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília. 1986.

BRASIL, MINISTÉRIO DOS TRANSPORTES, Disponível em www.transportes.gov.br. Acessado em Julho de 2011.

CÁCERES, N. C.; CASELLA, J.; GOULART, C. D. S. Variação espacial e sazonal atropelamentos de mamíferos no bioma cerrado, rodovia BR 262, Sudoeste do Brasil. **Mastozoología neotropical**, v. 19, n. 1, p. 21-33, 2012.

CARR, L. W.; FAHRIG, L.; POPE, S. E. Impacts of landscape transformation by roads. In: GUTZWILLER, K. J. **Applying landscape ecology in biological conservation**. New York: Springer-Verlag, 2002. 577p.

CENTRO BRASILEIRO DE ESTUDOS EM ECOLOGIA DE ESTRADAS. **Road Ecology Brazil 2013 - Projeto**. Lavras, Universidade Federal de Lavras. 2012.

CHI, M. T. H. Two approaches to the study of experts' characteristics. In: ERICSSON, K. A., et al. **The Cambridge handbook of expertise and expert performance**. New York: Cambridge University Press, 2006. Cap. 2, p. 21-30.

COELHO, I. P. et al. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 17-26, 2012.

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

COFFIN, A. W. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. **Journal of Transport Geography**, v.15, p. 396-406, 2007.

COLLINGE, S. K. **Ecology of fragmented landscapes**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2009. 358 p.

CUNHA, H. F. D.; MOREIRA, F. G. A.; SILVA, S. D. S. Roadkill of wild vertebrates along the GO-060 road between Goiânia and Iporá, Goiás State, Brazil. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, v. 32, n. 3, p. 257-263, 2010.

EIGENBROD, F.; HECNAR, S. J.; FAHRIG, L. Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. **Landscape Ecology**, v. 23, p.159–168, 2008.

ESRI. **ArcGIS Desktop 9.3 Help 2001.** Disponível em: http://webhelp.esri.com/arcgisdesktop/9.3/pdf/what_is_arcgis.pdf Acessado em: Dez/2012.

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

FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. **Ecology and Society** , v. 14, n. 1, p. 21, 2009.

FERREIRA, A. L. **Análise da fragmentação da paisagem nos arredores do Trecho Norte do Rodoanel Mário Covas (SP-021) como subsídio à seleção de traçado de rodovias**. Trabalho de Graduação Individual – Departamento de Geografia da Universidade de São Paulo. São Paulo, p. 82. 2013.

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

FORMAN, R. T. T. Road ecology: A solution for the giant embracing us. **Landscape Ecology**, v. 13, p. i-v, 1998.

FORMAN, R. T. T. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 31-35, 2000.

FORMAN, R. T. T. Good and bad places for roads: effects of varying road and natural patterns on habitat loss, degradation, and fragmentation. In: **Proceedings of 2005 International Conference on Ecology and Transportation**. Raleigh: Center for transportation and the environment, North Carolina State University. 2006. p. 164-174.

FORMAN, R. T. T. **Urban Regions - Ecology and Planning Beyond the City**. New York: Cambridge University Press, 2008. 408 p.

FORMAN, R. T. T. Emergence of Road Ecology in Brazil. **Committee on Ecology and Transportation Newsletter**. p. 2-5, 2010.

FORMAN, R. T. T. et al. Ecological effects of roads: toward three summary indices and an overview for North America. In: TRANSPORT, M. O. **Habitat fragmentation and infrastructure**. Netherlands: Public Works and Water Management, 1997. p. 40-54.

FORMAN, R. T. T. et al. **Road Ecology: Science and Solutions.** Washington: Island Press, 2003.

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

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1986.

FREITAS, S. R.; HAWBAKER, T. J.; METZGER, J. P. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 3, p. 410-418, 2010.

FREUDENBERGER, L. et al. Spatial road disturbance index (SPROADI) for conservation planning: a novel landscape index, demonstrated for the State of Brandenburg, Germany. **Landscape Ecology**, v. 28, p. 1353–1369, 2013.

FUNDAÇÃO DE AMPARO À PESQUISA DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2011. Biota/FAPESP. Disponível em: www.fapesp.br. Acessado em Julho de 2011.

GALETTI, M.; DIRZO, R. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. **Biological Conservation**, v.163, p. 1-6, 2013.

GASPARETO, T. D. C. **A pressão urbana sobre os parques estaduais Alberto Löfgren, da Cantareira, do Juquery e do Jaraguá**. Trabalho de Graduação Individual. Departamento de Geografia da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2011.

GOOSEM, M. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. **Current Science**, v. 93, p. 1587-1595, 2007.

GUSTAFSON, E. J.; PARKER, G. R. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. **Landscape Ecology**, v. 7, p. 101-110, 1992.

HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T.; MARTINS, M. Snake Road Mortality in a Protected Area in the Atlantic Forest of Southeastern Brazil. **South American Journal of Herpetology**, v. 6, n. 1, p. 35-42, 2011.

HAWBAKER, T. J.; RADELOFF, V. C. Roads and landscape pattern in northern Wisconsin based on a comparison of four road data sources. **Conservation Biology**, v. 18, n. 5, p. 1233-1244, Oct. 2004.

HESS, G. Book Review: Road Ecology: Science and Solutions. **Landscape Ecology**, v. 19, n. 5, p. 563-565, Jul. 2004.

HOLDEREGGER, R.; WAGNER, H. H. A brief guide to Landscape Genetics. **Landscape Ecology**, v. 21, p. 793-796, 2006.

IUELL, B. et al. **Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions**. Brussels: COST 341, 2003.

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

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159-174, Mar. 1977.

MANEL, S. et al. Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. **TRENDS in Ecology and Evolution**, v. 18, n. 4, p. 189-197, Apr. 2003.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 243-253, 2000.

MAZZEI, K. **Manejo de Unidades de Conservação em Áreas Urbanas – Parque Estadual da Cantareira: discussão para incorporação de novas áreas**. Dissertação (Mestrado em Geografia Física) – Programa de Pós-graduação em Geografia Física da Universidade de São Paulo. São Paulo. 1999.

MAZZEI, K. **Corredores de Fauna na Região Cantareira Mantiqueira: evidências geográficas**. 2007, 160f. Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-graduação em Geografia Física da Universidade de São Paulo. São Paulo. 2007.

MCBRIDE, M. F.; BURGMAN, M. A. What is expert knowledge, how is such knowledge gathered, and how do we use it to address questions in landscape ecology? In: PERERA, A. H.; DREW, C. A.; JOHNSON, C. J. **Expert knowledge and its application in Landscape Ecology**. New York: Springer, 2012. Cap. 2, p. 11-38.

MELLO-THÉRY, N. A. D.; CORREIA, O. B. Pressão urbana em áreas de florestas: história e conflitos políticos da proteção ambiental. **Mercator – Revista de Geografia da UFC**, v. 8, n. 16, 2009.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, v. 10, p. 1147– 1161, 2000.

METZGER, J. P. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1166– 1177, 2009.

METZGER, J. P.; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologica**, v. 18, n. 1, p. 1-12, 1997.

MINOR, E. S.; URBAN, D. L. Graph theory as a proxy for spatially explicit population models in conservation planning. **Ecological applications**, v. 17, n. 6, p. 1771-1782, 2007.

MONTE-MÓR, R. L. M. Urbanização extensiva e novas fronteiras urbanas no Brasil. In: NETO, E. R.; BÓGUS, C. M. **Saúde nos aglomerados urbanos: uma visão integrada.** Brasília: Organização Pan-Americana da Saúde, v. 3, 2003. p. 79-95.

NATHAN, R. et al. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. **PNAS - Movement Ecology Special Feature** , v. 105, n. 49, p. 19052-19059, Dec. 2008.

OLIVEIRA, D. D. S.; SILVA, V. M. D. Wild vertebrates run over on BR 158, RS, Brazil. **Biotemas**, v. 25, n. 4, p. 229-235, 2012.

OXLEY, D. J.; FENTON, M. B.; CARMODY, G. R. The effects of roads on populations of small mammals. **Journal of Applied Ecology**, v. 11, n. 1, p. 51-59, Apr. 1974.

PERERA, A. H.; DREW, C. A.; JOHNSON, C. J. **Expert knowledge and its application in Landscape Ecology**. New York: Springer, 2012.

QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. **Experimental design and data analysis for biologists**. New York: Cambridge University Press, 2002.

RAIMUNDO, S. A paisagem natural remanescente na Região Metropolitana de São Paulo. **Fundação Seade**, v. 20, n. 2, p. 19-31, 2006.

REIJNEN, R. et al. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. **Journal of Applied Ecology**, v. 32, n. 1, p. 187-202, Feb. 1995.

REIJNEN, R.; FOPPEN, R.; MEEUWSEN, H. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. **Biological Conservation**, v. 75, p. 255-260, 1996.

RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA. Processo de revisão do zoneamento – Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo. p. Fase VI, Parte 4, 2008.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

ROAD ECOLOGY BRAZIL 2011. **Anais do Road Ecology Brazil 2011**. Lavras, Universidade Federal de Lavras. p. 248. 2011.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1242–1251, 2009.

ROEDENBECK, I. A. et al. The Rauischholzhausen Agenda for Road Ecology. **Ecology and Society**, v. 12, n. 1, p. 11, 2007. [online] http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art11/

ROSA, C. A. D.; BAGER, A. Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. **Journal of Environmental Management**, v. 97, p. 1-5, 2012.

SANTOS, A. L. P. G. D.; ROSA, . A. D.; BAGER, A. Seasonal variation of the wildlife fauna run over on the road MG 354, Southern Minas Gerais – Brazil. **Biotemas**, v. 25, n. 1, p. 73-79, Mar. 2012.

SANTOS, V. T. M. **Aplicação de classificação digital de imagens orbitais no mapeamento de uso da terra**. Brasília: Universidade de Brasília, 2006. 122p.

SÃO PAULO. Relatório Final da Criação de Sistema de Áreas Protegidas do Contínuo da Cantareira: Serras do Itaberaba e Itapetinga. Secretaria do Meio Ambiente e Fundação Florestal. São Paulo, p. 221. 2010.

SÃO PAULO, AGÊNCIA REGULADORA DE SERVIÇOS PÚBLICOS DELEGADOS DE TRANSPORTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. Disponível em www.artesp.sp.gov.br. Acessado em Julho de 2011a.

SÃO PAULO, FUNDAÇÃO FLORESTAL. Disponível em: www.fflorestal.sp.gov.br. Acessado em Julho de 2011b.

SÃO PAUO, SECRETARIA DOS TRANSPORTES. **Planos de Manejo dos Parques Naturais Municipais da Região Metropolitana de São Paulo**. DERSA. São Paulo. 2013. NO PRELO.

SARTORELLO, R. **Paisagem e conservação: análises geográficas e ecológicas**. Relatório de Qualificação (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-graduação em Geografia Física da Universidade de São Paulo. São Paulo, p. 168. 2012.

SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **The Convention on Biological Diversity Plant Conservation Report: A Review of Progress in Implementing the Global Strategy of Plant Conservation (GSPC)**. Montreal, 2009. 48p.

SILVA, W. G. S. et al. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover at the Ibiúna Plateau, SP. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, p. 403–411, 2007.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010.

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

UEZU, A.; METZGER, J.; VIELLIARD, J. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, n. 4, p. 507-519, 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. [online] URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art48/

VAN DER ZANDE, A. N.; TER KEURS, W. J.; VAN DER WEIJDEN, W. J. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat - Evidence of a long-distance effect. **Biological Conservation**, v. 18, p. 299-321, 1980.

WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M. **Conservation Biology: the science of scarcity and diversity.** Sunderland: Sauers Associates, 1986. p. 237-255.

APÊNDICE A

Versão Preliminar do Manuscrito com a Proposta do Índice de Permeabilidade da Estrada

---

A Road Permeability Index to assess probability of wildlife crossing

1. Introduction

Among the main causes of biodiversity loss are the reduction and degradation of suitable habitat, the process of fragmentation (Fahrig, 2003), emission of pollution and contaminants, increasing urbanization and infrastructure deployment, especially roads (Carr et al, 2002; Forman et al, 2003). Despite great advance in the last decades unveiling spatial patterns and dynamics, and the identification of nonlinear relationships and thresholds (Turner, 2005), landscape ecologists are still struggling to include this approach in land management decisions. It still requires systematization of the information available about landscape fragmentation effects on biodiversity which is rather scarce in the population level and even less widespread concerning road effects on population persistence (Jaeger et al, 2005; Shepard et al 2008). Nonetheless, road effects on genetic composition of populations have gained more attention (Holderegger et al, 2010). The acquisition of field-based data about the effects of roads on species or ecological processes is excessively time consuming, very expensive, and many times hard to be archived. There is a multitude of possibilities to estimate the effects of roads on ecological processes, but many of them need more and more data. By other side, expert guess knowledge is increasingly being used in landscape ecology studies, but it has rarely been considered in road ecology studies. We propose a novel method to estimate the probability of road be crossed by fauna, the Road Permeability Index (RPI). This is a multi-taxon index which allows considering multiple scales, and combines both landscape and road infrastructure effects on road permeability to fauna through natural and degraded landscapes. The RPI is a replicable, transparent and highly adaptable method that allows users, stakeholders and land managers to adapt the method for any region or focal fauna taxa worldwide.

Road ecology has been longer explored in Europe, the USA, Canada and Australia and more recently in other countries. However it is mainly focused on vehicle-animal collision, invasive species spread (dispersion), but not focusing on landscape scale ecological effects of road networks (Coffin, 2007; van der Ree, 2011). Recently, research has integrated population genetics and landscape structure analysis in order to understand the consequences of fragmentation on movement patterns and consequently gene flow (Collinge, 2009). Movement ecology of fauna (Nathan et al, 2008) plays an important role on several ecological processes across space and time (Cortes & Uriarte, 2013). As roads may function as ecological filters for individuals that attempt to cross between road sides, we consider that road positions that are more prone to be transposed by fauna could significantly influence local population dynamics (van der Ree et al, 2011).

Shepard et al (2008) identified road avoidance behavior in three species of terrestrial vertebrates (a rattlesnake and two turtle species), which over time could compromise the persistence of subpopulations separated by roads. Coulon et al (2004) found that the

connectivity of wooded patches in a fragmented landscape determines movement pathways during roe deer dispersal and results in genetic differentiation between populations. As for black bears in the northern Rocky Mountains, Cushman and Lewis (2010) also inferred that movement behavior is the driving cause of genetic differentiation. Isolated populations of plants tend to lose genetic diversity and understanding the interaction between pollen flow and seed movement in the landscape is crucial to elucidate the genetic connectivity and demographic processes in plant communities (Sork and Smouse, 2006). Gene flow in *Martes americana* is affected by landscape features and individual-based analyses of spatial genetic structure may reveal this interaction (Broquet et al, 2006).

Such advances allows integrating movement ecology and landscape genetics with Road ecology to help elucidate whether roads act as effective barriers for different taxa, and therefore, provide practical advice for planners about environmental effects of roads (Balkenhol et al, 2009). Still, the challenge relies on integrating movement behavior and genetic responses with population dynamics and landscape scale ecological effects to understand the barrier effects of roads on biodiversity. In order to ensure long-term viability of some animal populations we need to find ways to reduce road mortality and maintain or increase the permeability of roads (Shepard et al, 2008).

Conversely, we do know that several factors influence animal behavior towards roads such as traffic volume and noise, road surface and width, surrounding habitat, motivation to cross, and this may cause populations subdivision and reduction of immigration eventually leading to lack of genetic input and inbreeding, lowering probability of population persistence (Jaeger et al, 2005). Additionally, species behavior, movement rate and dispersal ability are relevant for organisms propensity to cross roads. In this respect, movement ecology has become an emerging paradigm (Nathan, 2008) and technological and methodological advances provide access to a detailed view of individual movement (Nathan et al, 2008). Yet, experimentation in this field is rather beginning and there is not enough data available.

Considering that: i) the road permeability to fauna movement is an issue for several taxa worldwide (van der Ree et al, 2011); ii) that landscape context influences fauna movements (Scolozzi and Geneletti, 2012); iii) that this could increase or diminish road crossing and consequently road kills (Jackson and Fahrig, 2011); iv) that it is important to estimate the probability of several taxa crossing roads where the road permeability be low, intermediate or high; and v) there is no method that allows users to properly estimate the road permeability for multiple taxa, we propose a novel method, the Road Permeability Index (RPI) that allows the users to estimate the probability of fauna crossing roads at different road positions. This information should contribute to both identify road kill hotspots (Teixeira et al, 2013) where there is no data available, to identify the chance of each taxon cross any road position based on qualitative reliable expert opinion (Yamada et al, 2003), and to understand the individual and combined contribution of road infrastructure and landscape features to the RPI overcome.

1.1 Road Permeability Index, a novel method to estimate road permeability

Once information regarding movement behavior and population genetics on a variety of taxa is scarce, a plausible method to assess taxa behavior is through expert knowledge elicitation

(Kuhnert et al, 2010; Perera et al, 2012). We propose a Road Permeability Index (RPI), a novel method that integrates expert knowledge, landscape attributes and road structures as components in order to predict potential fauna crossing in different road sites. We also ranked the selected taxa according to their relative contribution or sensitivity to the proposed index and identified landscape features and road structures that are more relevant to road permeability. A strong point of the index is that most variables considered can be easily spatialized.

We conducted a study case to apply the index and test the following hypotheses: (1) variables related to landscape features and road structure present similar contribution to the index; (2) taxa present the same contribution to RPI; (3) the two roads included in the study case have similar RPI results.

2. RPI Steps

The development of the index complied the following steps: expert knowledge elicitation; variables identification and encoding; calculation of the index.

2.1. Eliciting expert knowledge

The information concerning animal behavior, mobility and sensitivity towards roads was obtained through expert knowledge assessment. Experts provided an array of qualitative data related to the specific taxa they work with. Although there are variations in protocols for expert knowledge assessment, the preparation, elicitation and analysis are agreed to be key stages to the process (McBride & Burgman, 2012). As part of the preparation, a questionnaire was developed to assess data regarding road permeability in each sampled site for which the expert should identify landscape features and road structures that were relevant to their specialty taxon. They also had to indicate whether the influence of those aspects were positive or negative.

2.2. Encoding variables

For notation purposes, we represent variables (e.g., forest cover), taxa (e.g., birds), and locations (e.g., sampling point 1 in Fernão Dias road) using the subscripts *k*, *j*, and *i*, respectively, throughout this paper unless otherwise specified. The responses of experts concerning the effect of each variable *k* on the permeability of taxon *j* in location *i* were coded as a semi-quantitative variable E_{ijk}, which assumed the value -1 when the presumed effect was negative, 1 when it was positive, or 0 when the variable was considered indifferent or was not present in that location.

2.3. Road Permeability Index

In order to calculate an index of road permeability we needed numerical estimates of the influences of each variable on each taxon. Although the eliciting process described above allows determining the direction of influences -- i.e., the effects E_{ijk} assume just the values -1, 0, or 1 -- it does not provide a direct assessment of their relative magnitudes that goes beyond the simple distinction between the occurrence of an effect (-1 or 1) and complete indifference

(0). Here we assume that the relative magnitudes of different variables should be reflected by their level of consistency across different sampling points: if the effects of a given variable change frequently across different locations, it is unlikely that such effects are of high magnitude when compared with a variable that is thought to have always the same type of effect. In this case, the influence of variable k on taxon j, denoted by w_{kj}, can be calculated as the average effect over all sampling locations where the variable is present:

$$w_{kj} = \frac{\sum_{i=1}^{n} E_{ijk}}{\sum_{i=1}^{n} V_{ik}} \qquad (1)$$

where n is the total number of sampling locations (n = 28 in the study case), and V_{ik} denotes the occurrence of variable k in location i, assuming any of two values: 1 when it is present in location i, 0 otherwise (e.g., $V_{1,forest}$ = 0 means there is no forest cover associated with location 1). The metric w_{kj} can assume positive, negative or null values, constrained within the interval [-1,1]. For instance, a variable with consistently negative effects, i.e., E_{ijk} = -1 for all i, will have w_{kj} = -1, which is the negative value with greatest possible magnitude. On the other hand, a variable with completely inconsistent effects, so that the frequency of E_{ijk} = -1 is the same as the frequency of E_{ijk} = 1, will have w_{kj} = 0, which is the lowest possible magnitude. In this sense, we do not distinguish between variables that have a consistently indifferent effect (E_{ijk} = 0 for all i) from variables that have completely inconsistent effects.

We propose the Road Permeability Index *RPI* as a weighted average of the estimated influences of landscape and road variables on each taxon at each location. The relative influence, or weight, of a given variable k on a given taxon j is given by w_{kj} (Eq. 1). The effect of a given variable k on a given taxon j in a given location i is conditional on the presence of this variable there, being calculated as the product $V_{ik}.w_{kj}$. The permeability of taxon j in location i, RPI_{ij}, is then the average across all variables:

$$RPI_{ij} = \frac{1}{m}\sum_{k=1}^{m} V_{ik} w_{kj} \qquad (2)$$

where m is the total number of variables (m = 16 in the study case). This equation can be represented in an alternative form using matrix notation:

$$\mathbf{P} = \mathbf{V} \times \mathbf{W} \cdot (1/m) \qquad (3)$$

where **P** is a n by t matrix containing the road permeability index for all locations i = 1, 2, 3, …, n, and all taxa j = 1, 2, 3, …, t with entries RPI_{ij} (i.e., locations in rows and taxa in columns); **V** is a n by m matrix of occurrences of variables across locations with entries V_{ik} (i.e., locations in rows and variables in columns); and **W** is a m by t matrix containing the influences of all variables k = 1, 2, 3, …, m on all taxa, with entries w_{kj} (i.e., variables in rows and taxa in columns). The dot represents scalar (element-wise) multiplication while the cross represents matrix multiplication.

The index is also constrained within the interval [-1,1], with a value -1 indicating extremely low permeability and a value 1 indicating extremely high permeability. An overall index for location *i* (RPI_i), including all taxa, can be calculated as the average *RPI* across all *j*:

$$RPI_i = \frac{1}{t}\sum_{j=1}^{t} RPI_{ij} \qquad (4)$$

where *t* is the total number of taxa (*t* = 5 in the study case).

3. Study case

The Brazilian Atlantic Forest is extremely degraded, with only 11.7% of its original vegetation. Of the remaining forest most of the fragments (83.4%) are small in size (< 50 ha) and account 20.2% of what is left. Also, 45% of the forest remnants are less than 100 m far from edges (Ribeiro et al, 2009). The creation of protected areas is the main strategy to preserve larger pristine remnants. However, the current status of the Brazilian Atlantic Forest especially near large urbanized areas requires the management of the region as a whole with the reestablishment of connectivity and conservation of small patches.

The study case was conducted in the northern of the urban fringe of the Metropolitan Region of São Paulo where several protected areas are located. Because the metropolis is the ultimate southern boundary for this mosaic, the long-term persistence of populations of more sensitive species in the Cantareira region relies upon landscape connections with northeastern remnants along Mantiqueira ridge. However, the mosaic of protected areas is crossed by impacting highways such as Fernão Dias and Dom Pedro I.

In order to apply the RPI in this area, experts were selected so as to include five taxonomic groups with different mobility: (i) primates, (ii) bats, (iii) medium and large sized mammals (hereinafter mammals), (iv) birds, and (v) amphibians. For each taxonomic group one expert with recognized fieldwork expertise was chosen. The elicitation process was conducted in the field at 28 selected sampling sites, 13 on Fernão Dias and 15 on Dom Pedro.

2.4. Analysis

The index was calculated for every sampling location for each taxon separately and also for the overall fauna by taking the average value, and presented in separate maps in order to detect general differences among taxa or longitudinal trends along the two roads. We checked for correlations between taxa by means of a scatterplot matrix of *RPI* values. We attributed the relative importance of each taxon to overall permeability through the magnitude of the change in the overall *RPI* -- denoted by Δ*RPI* -- caused by the exclusion of the taxon:

$$\Delta RPI_{iz} = \left| RPI_i - \frac{1}{t-1}\sum_{j \neq z} RPI_{ij} \right| \qquad (5)$$

where ΔRPI_{iz} gives the change in permeability in location *i* caused by taxon *z*; RPI_i is the overall permeability given by Eq. (4); and *t* is the total number of taxa.

The overall importance of each variable was calculated as the average magnitude of its influence over all taxa, calculated as $\Sigma_j|w_{kj}|/t$. To compare variables representing road structures with variables representing landscape features, we took the average magnitude of influence across variables within each group for each taxon separately. We also checked whether these two types of variables have redundant contributions to permeability by comparing the values of RPI_{ij} calculated using each group of variables separately (i.e., whether the *RPI* calculated with landscape variables only is correlated with the *RPI* calculated with road variables only).

To test whether the roads Dom Pedro I and Fernão Dias have different overall permeability, we performed a t-test for independent samples with heterogeneous variances. To test for taxon-specific differences in permeability we performed a Repeated-Measures ANOVA using taxon as within-subject effect and road as between-subject effect (Quinn & Keough, 2002).

3. Results

3.2. Study case

Experts' responses were organized into a database that aggregated landscape features and road structures referred to by experts at locations (Tab. 1).

Table 1 Description of variables included in the elicitation process and in the index development.

Variable	Description
LANDSCAPE FEATURES	
forest cover	typically Atlantic rainforest, possibly semi deciduous forest
water body	a river or watercourse, a lake, a pond or a dam
urbanized areas	any type of construction but with a certain degree of aggregation
Floodplain	a lowland by a watercourse, usually with typical vegetation on it
sloping ground	slope gradient not accounting for building structures
Visibility	the openness of the area, the plainer the higher visibility
Silviculture	areas with cultivation of trees, mainly *Eucalyptus* and sometimes *Pinus*
people flow	bus stop, convenience store, gas station and other facilities that attract people
domestic animal	usually presence of dogs, sometimes cattle in the surrounding area
Pasture	grass land with mainly exotic species planted
ROAD STRUCTURES	
Traffic	intense vehicle flow
car return	path usually built to allow vehicles to return from one lane to the other, here mostly passing under the road
Jersey barrier	concrete barrier employed to separate lanes of traffic to minimize vehicle damage and preventing collisions
Embankment	a structure made of earth to support the road, provide long-term stability and avoid a change in the terrain level
Culvert	a closed conduit used to convey water from one side to the other under a road
aerial structure	any kind of structure placed over the road, like pedestrian overpasses; power lines, etc.

All variables had their influence calculated (Eq. 1) for each taxon (Fig. 1). In view of the relative importance of landscape variables, forest cover was the one with the highest absolute

influence followed by presence of water bodies, urban areas and floodplains. However, there is substantial incongruence among taxa. In average, traffic is the most relevant road attribute, but taxa respond differently to it (Fig. 1). For primates the presence of car returns and aerial structures influence positively road permeability. Mammals suffer a negative effect of 'new jersey' and embankment and so do amphibians, which in addition respond positively to culverts. Birds and bats respond in similar ways to traffic.

Responses vary between taxa and while primates seem to be mostly affected by the presence of domestic animals, mammals tend to respond negatively to urban areas and presence of people. Birds are positively influenced by forest cover and so are bats, which are also positively affected by visibility and silviculture and negatively affected by steep grounds. Amphibians are sensitive to urban areas and are positively influenced by water bodies and floodplains.

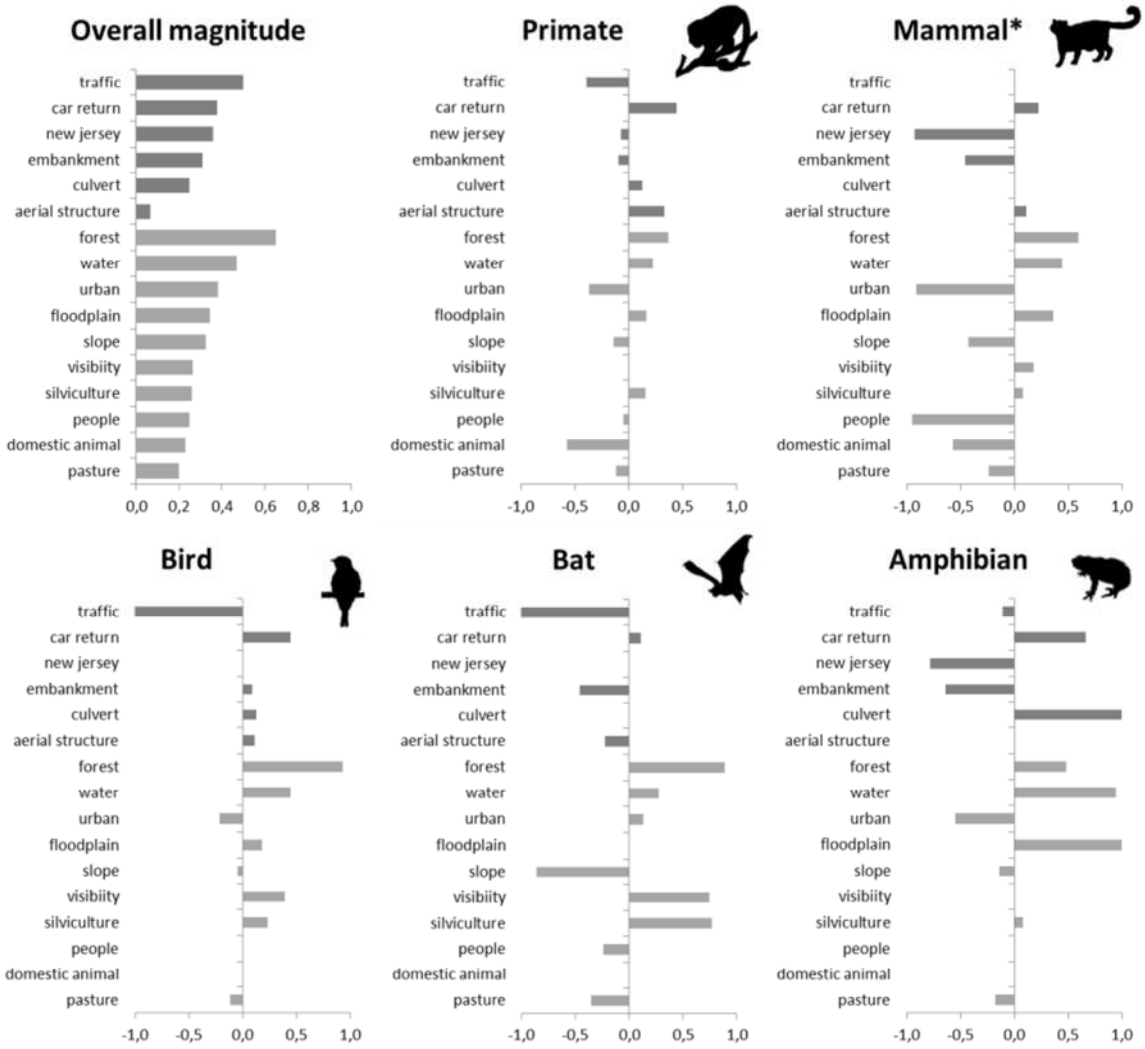


Figure 1: The overall magnitude of influences of landscape attributes and road structures on road permeability represented by the average of absolute values of w_{kj} across taxa resulted from expert opinion elicitation, varying from [0,1]. Taxon specific influences of variables are presented with their original signs, (-) for negative and (+) for positive influence. *Mammals include only large and medium size mammals.

Variables related to landscape and road structures were separated in two groups in an attempt to perceive whether one was more important than the other. First we considered the absolute average of influence of all landscape and road variables separately for each taxon (Fig. 2). There are substantial differences between taxa, although landscape variables tend to be consistently more influent within each taxon.

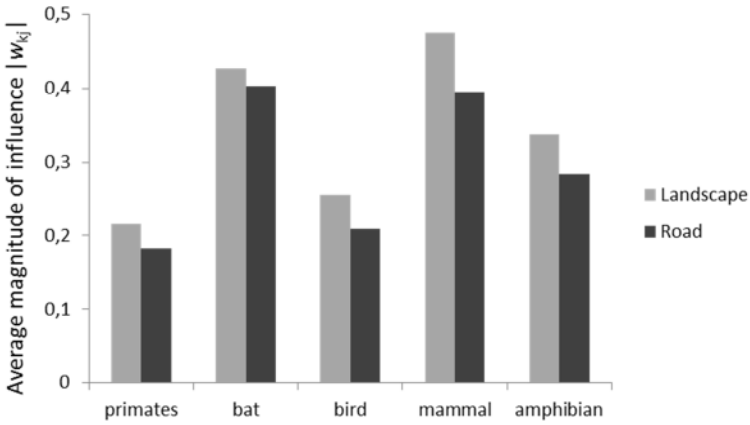


Figure 2: Average magnitude of influences of two groups of variables: landscape attributes and road structures, assigned to each taxon by expert knowledge elicitation considering 28 sampling sites on roads Fernão Dias and Dom Pedro I in the study area.

We calculated the *RPI* using landscape or road variables separately (Fig. 3). There is no correlation between the two *RPI* values, which means that these two categories of variables provide no redundant source of information for permeability estimation. This suggests that, although landscape variables show a slightly stronger average influence (Fig.3), road structure variables are responsible for a unique and important fraction of variation in permeability.

Even though the landscape variables contribute to over 72% of the variation of overall permeability (R^2=0.72 from a linear regression between overall *RPI* and landscape based *RPI*) while road variables contribute with 26%.

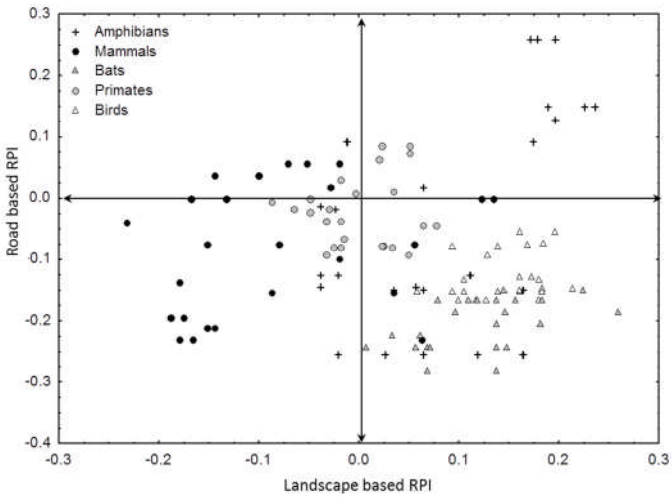


Figure 3: Scatterplot of the relation between road based RPI and landscape based RPI calculated for the 28 sampling sites for each taxon considered in the study case.

The RPI varies among taxa (Fig. 4), but there tend to be a positive correlation between them. Birds, bats and primates present less variable results to the *RPI*, while amphibians and mammals have a wider range of *RPI* values. Bats and primates show a stronger positive correlation towards the other taxa. Amphibians and birds also present a positive correlation stronger than mammals related to other taxa.

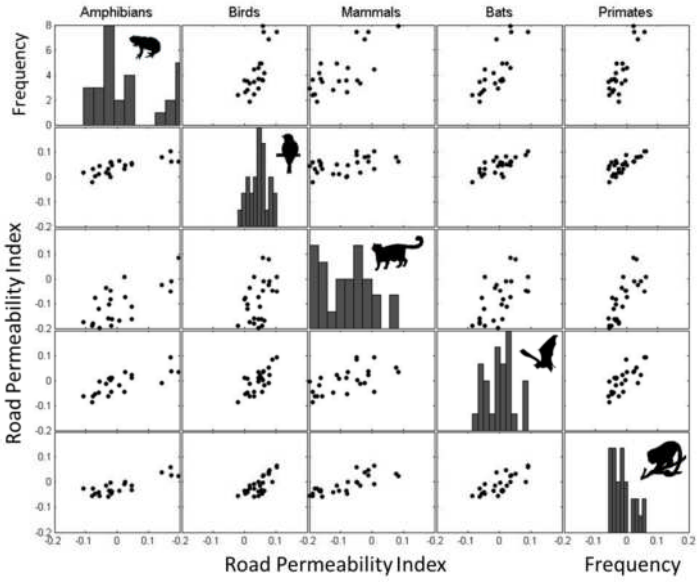


Figure 4: Scatterplot matrix showing the distribution of the Road Permeability Index for each taxon included in the study case and their pair-wise relationships. Mammals refer to large and medium size mammals.

Considering the relative importance of each taxon to overall permeability our analysis shows that mammals represent the most relevant one, followed by amphibians and birds, while primates represent the taxon with lower contribution to this analysis (Fig. 5).

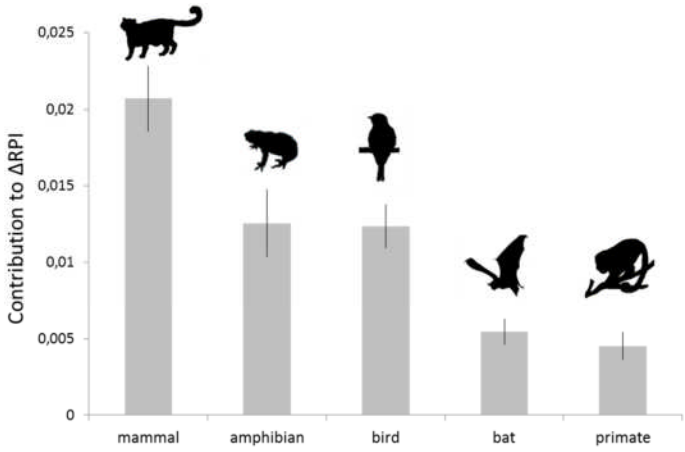


Figure 5: Relative contribution of each taxon to the overall Road Permeability Index. Bars represent mean values across locations and whiskers represent standard errors. Mammal includes large and medium size mammals. All taxa information obtained through expert knowledge elicitation.

The *RPI* was calculated for each taxon at each sampled site (Fig. 6). Of the 28 sites for which *RPI* was calculated only 8 present one inconsistency in terms of index sign concerning one taxon each. All the other sites had either a positive or negative index value for all taxa though

with different magnitudes. It is possible to recognize a gradient along some parts of the road length where a sequence of three to four sites is auto-correlated in regard of the *RPI*. This may be due to the presence of the same variables along that stretch. The mean *RPI* value considering all the five taxa (Fig. 6) summarizes accordingly the gradient of *RPI*. The negative values of *RPI* for mammals are mostly related to high consistency in the overall values for three very frequent variables.

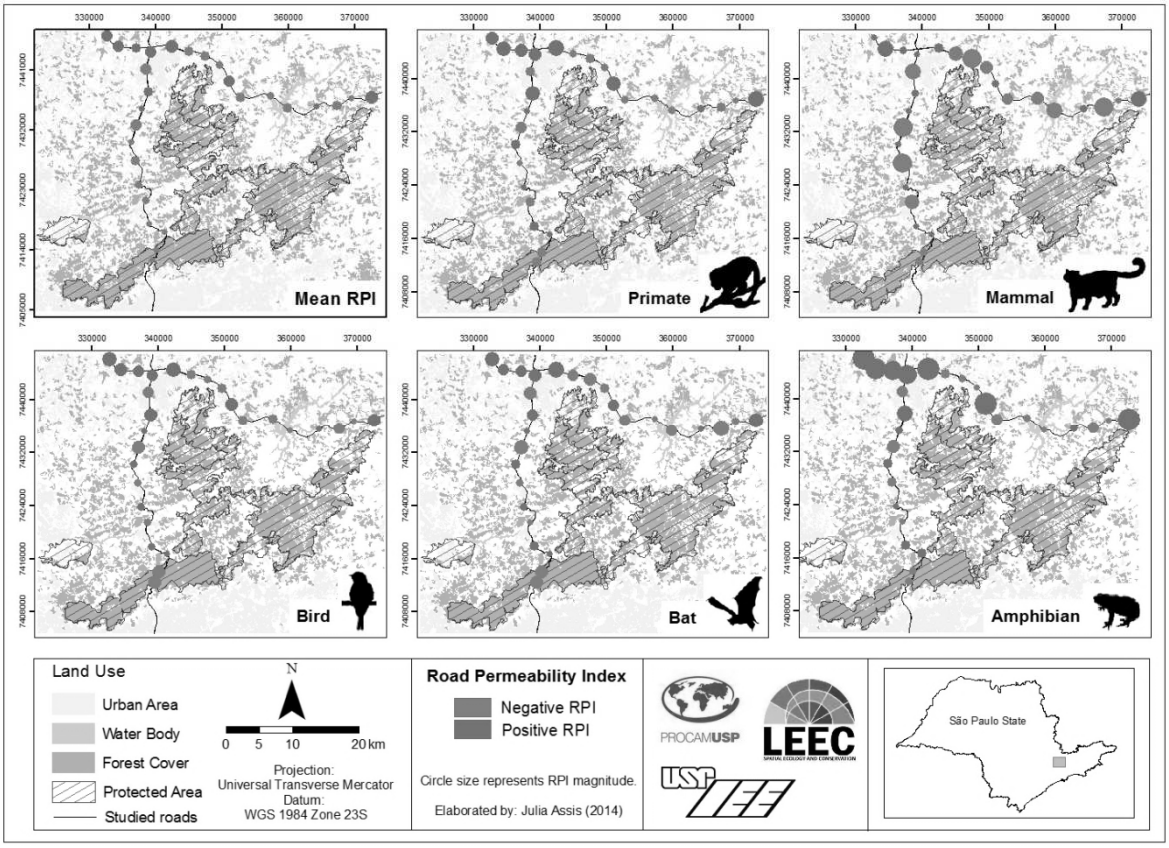


Figure 6: Road Permeability Index represented for (A) medium and large sized mammals, (B) amphibians, (C) birds, (D) mean *RPI* across the five taxa; all showing in red negative values and in blue positive values. Circle size represents magnitude of *RPI*.

We also checked if the two roads included in this study behave similarly, or if they have different *RPI* results (Fig. 7). The overall *RPI* is not different between the two roads according to a t-test (t=1.19, df=26, p=0.25). Considering the taxon specific information there is also no significant difference between roads (F=1.414, df=1, p=0.245), although the interaction road*taxon was significant (F=2.767, df=4, p=0.031), so was the effect of taxon (F=41.563, df=4, p<0.001).

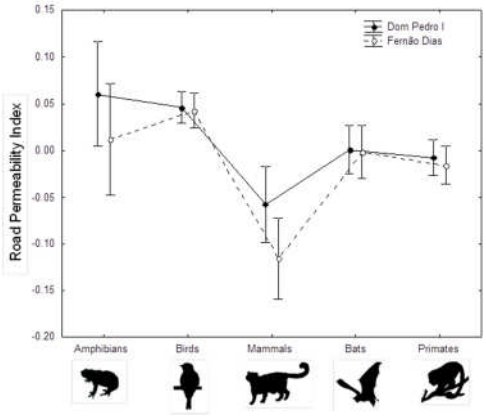


Figure 7: Mean values and 95% confidence intervals of RPI overall calculated for each road and taxon considered in the study case.

4. Discussion

4.1. Study case

For this case study, what can variables explain?

Road permeability will vary along roads according to local landscape attributes and road structure and wildlife will perceive those components differently. The Road Permeability Index identifies for each taxon which sites along the road are more suitable for crossing and which ones should be considered for improvement of permeability. The proposal of an index based on expert knowledge, which is an affordable and quick source of information, can provide fast and trustworthy responses; other long-term approaches may provide more precise and detailed information to support conservation policies.

The taxon rank indicates the ones that aggregate more information to the *RPI* and suggests a prioritization of large and medium sized mammals, followed by amphibians and birds. Hence, taxa relevance is indicated by their relative importance concerning the index and is not to be interpreted with regard to their ecological significance.

Landscape and road variables are complementary; both contribute to *RPI* with different information though landscape features have greater contribution to road permeability than road structures do. The variable ‘people flow’ consists of a subjective landscape aspect and is hard to assess and measure. However, it can be inferred from the occurrence of urbanized areas. Also subjective is the road structure called ‘aerial structures’, which includes all possible structures ‘over’ roads. Once it was not very common at the sampling sites and it had varied configuration, it showed reduced relevance in comparison with other road structures. Also, the average index showed no significant difference between the two sampled roads, Dom Pedro I e Fernão Dias.

4.2 RPI

Robustness and weaknesses of the method

One assumption of *RPI* is that the overall influence of a variable for each taxon reflects its importance and consistency; however the relevance was not elicited from experts. The index does not measure the probability of a given animal cross the road therefore comparisons among groups of animals with different mobility (e.g. amphibians versus mammals) are problematic. Nonetheless, the index does serve to compare different locations in a landscape.

The fact that amphibians present more positive values for *RPI* means that favorable elements (landscape attributes and road structures) for this group are more frequent along roads. In this sense, mean *RPI* is lower for mammals due to the frequency of negative elements. This can't be interpreted as a result of actual movement rates once real data is not available.

The *RPI* facilitates measuring and understanding the local influence of roads and their relevance in the landscape context, allowing the inference of which environmental aspect and road characteristics are more favorable to permeability for each taxon. Yet, crossing structures (e.g. overpasses, underpasses), speed and traffic control associated with habitat increment alongside roads, forest restoration and corridors of permeable matrices near roads are desired strategies to increase road permeability.

Roads are usually considered homogeneous structures in landscape analysis; their linear structure and narrow width in the landscape context may cause their effects on connectivity to be underestimated. In studies that use cost matrices roads present a unique value with no account for differences in permeability. This may bias movement simulation and least-cost or effective distance approaches. The *RPI* allows incorporating the values that represent the heterogeneity of road permeability in the cost or resistance matrices.

4.3 RPI and its contribution to Conservation

The RPI was developed to support solutions related to road planning and mitigation. Expert knowledge appears as an interesting ally to supply information gaps. The next step to strengthen the index includes its comparison with empirical data. It can also be combined with movement ecology and genetics.