

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**  
**INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ANÁLISE E MODELAGEM DE**  
**SISTEMAS AMBIENTAIS**

**MODELAGEM ESPACIAL DE CORREDORES ECOLÓGICOS EM**  
**PAISAGENS NATURALMENTE HETEROGÊNEAS**

Laís Ferreira Jales

UFMG  
Belo Horizonte  
2013

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**  
**INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ANÁLISE E MODELAGEM DE**  
**SISTEMAS AMBIENTAIS**

**MODELAGEM ESPACIAL DE CORREDORES ECOLÓGICOS EM**  
**PAISAGENS NATURALMENTE HETEROGÊNEAS**

Laís Ferreira Jales

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Sergio Donizete Faria  
Co-Orientador: Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

UFMG  
Belo Horizonte  
2013

J26m  
2013

Jales, Laís Ferreira.

Modelagem espacial de corredores ecológicos em paisagens naturalmente heterogêneas [manuscrito] / Laís Ferreira Jales. – 2013. 88 f.: il.(color.)

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, 2013.

Orientador: Sergio Donizete Faria. Co-Orientador: Milton Cezar Ribeiro. Bibliografia: f. 78-88.

1. Ecologia Espacial – Teses. 2. Biodiversidade – Conservação – Teses. 3. Heterogeneidade ecológica – Teses. I. Faria, Sergio Donizete. II. Ribeiro, Milton Cezar. III. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências. IV. Título.

CDU: 577.4



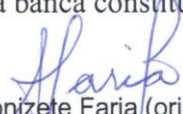
## FOLHA DE APROVAÇÃO

### **MODELAGEM ESPACIAL DE CORREDORES ECOLÓGICOS EM PAISAGENS NATURALMENTE HETEROGÊNEAS**

#### **LAIS FERREIRA JALES**

Dissertação submetida à Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, como requisito para obtenção do grau de Mestre em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, área de concentração ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS

Aprovada em 25 de abril de 2013, pela banca constituída pelos membros:

  
Prof(a). Sergio Donizete Faria (orientador) - Orientador  
Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

  
Prof(a). Milton Cezar Ribeiro (co-orientador)  
Universidade Estadual Paulista (UNESP) - Rio Claro

  
Prof(a). Marcos Antônio Timbo Elmiro  
Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

  
Prof(a). Tatiana Mora Kuplich  
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)

Belo Horizonte, 17 de abril de 2013.

*Dedico aos meus pais, com muito amor!*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por sempre iluminar o meu caminho e ter me dado motivação e força para fechar mais um ciclo de minha vida com muito orgulho.

Agradeço a oportunidade de estudar em um Programa de Pós Graduação na Universidade Federal de Minas Gerais. Tive a oportunidade de conhecer pessoas, lugares e ideias que me engrandeceram muito, podendo vivenciar experiências valiosas nesse percurso. Gostaria que essa oportunidade fosse também vivenciada por muitas outras pessoas desse País que são merecedoras!

À minha família!!! Aos meus pais, Alexandre e Carlinda; e minhas irmãs, Bárbara, Débora e Thaís, pelo apoio e incentivo em todos os momentos e por tudo que representam para mim! A intensidade do carinho e amor de vocês me impulsiona a sempre fazer o melhor em tudo que eu realizo! À princesa Luiza, que traz luz ao nosso lar e fez com que essa trajetória fosse mais iluminada! A minha vó, meus tios e primos: obrigada pelo interesse e incentivo!

Ao Danilo, meu *amore*, por sempre acreditar em minhas metas e objetivos. Por compreender a importância dessa conquista e por aceitar minha ausência em tantos momentos durante esse período. Sua presença ao meu lado me trouxe equilíbrio para persistir nessa caminhada com mais serenidade.

Aos colegas de mestrado! Vocês foram especiais e fizeram diferença nessa minha vivência acadêmica. Obrigada pelos conselhos, por compartilhar momentos de risadas, estudos, discussões, reuniões e confraternizações. Agradeço pela atenção atribuída em todos os momentos que precisei. Mesmo com pouco convívio, são “coleguinhas” que sentirei saudades pelas parcerias e lições e aprendizados, tanto na vida pessoal como profissional. Vocês são demais! Thiago, Rafael, Denise, Carol, Marianne, Rachel, Aline, Mônica, Júnia, Lauro e todos aqueles que já passaram por esse caminho e àqueles que vão chegando e compartilham conosco o mesmo ideal!

Ao orientador, Prof. Sergio, pelas trocas de experiências, pela confiança, pelos ensinamentos, apoio e paciência. A atenção atribuída a cada palavra dessa dissertação me ajudou bastante na construção dessa pesquisa.

Ao professor Miltinho! Que mestre! Foi um grande prazer tê-lo como co-orientador. Sou grata por toda sua acessibilidade, seu carisma, humildade, seu estímulo intelectual e por ter compartilhado seus conhecimentos na produção dessa dissertação. Seu profissionalismo, sua dedicação e disposição em ajudar refletem na equipe que possui no Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação da UNESP. Com pouco contato que tive, pude perceber a grandeza das pessoas que ali seguem seus ensinamentos. Agradeço toda equipe do LEEC, que se juntou em “mutirão” para me ajudar e me recebeu carinhosamente no laboratório e durante minha hospedagem. Vocês foram pessoas que engrandeceram meu trabalho e me fizeram acreditar ainda mais que essa pesquisa faz muito sentido. Obrigada pela parceria!

Agradeço à equipe da AMDA, que participou desse processo, proporcionando oportunidade de aplicar meus conhecimentos acadêmicos aos seus trabalhos e projetos de interesse, o que tornou mais prazeroso a continuação de meus estudos para elaboração dessa dissertação, e me deu oportunidade de conhecer a região através de outros projetos e com outros olhares.

A todos que conheci durante esses dois anos de mestrado. Aos colegas de disciplinas isoladas, de cursos, das viagens... em especial àquelas que deixaram tantas lições de simplicidade e são responsáveis pela intensidade dos momentos que vivenciei.

Às minhas amigas de toda a vida pelas palavras de carinho, por me apoiarem em tudo que faço: Beta, Marcelinha, Raeclara, Thaís e Izabella, Cíntia, Mariana, Bruna.

A todos aqueles que não foram mencionados, mas que também fizeram parte dessa história, minhas sinceras desculpas e meu agradecimento.

**OBRIGADA!**

## RESUMO

A conectividade é componente vital na ecologia de paisagem, influenciando os processos de evolução e dinâmica de populações. Corredores ecológicos são estratégias de contribuição potencial para a conservação da biodiversidade que proporcionam a conectividade e fluxo gênico entre diferentes espécies. Entretanto, não há consenso sobre qual método utilizar para definir sua disposição espacial, particularmente em paisagens naturalmente heterogêneas, onde espécies respondem de forma distinta em cada tipo de ambiente. A modelagem de corredor ecológico por múltiplos caminhos, em paisagens heterogêneas e fragmentadas, é o principal objetivo deste trabalho. O método utilizado está baseado nas características ecológicas de espécies focais de aves e mamíferos, de ambientes campestres e florestais, identificadas a partir de levantamento de ocorrências na região de estudo e selecionadas a partir de critérios pré-definidos. São identificadas áreas focais para conectividade, sendo elas três unidades de conservação; e áreas de *hotspots* para conservação para compor o sistema de corredores. Além dessas características, o modelo espacial de corredores ecológicos considera variáveis ambientais como uso e cobertura do solo, altitude, declividade, presença de unidades de conservação e possibilidade de passagem de fauna. Essas variáveis têm valores de importância atribuídos por “*expert knowledge*”, para gerar uma matriz de resistência para cada espécie por análise multicritério. A avaliação da modelagem de múltiplos caminhos indica que há uma proximidade entre os corredores propostos para ambientes campestres e florestais, mostrando ser potencialmente eficiente para o planejamento de corredores de um determinado grupo de espécies.

**Palavras-chave:** Conectividade, Modelo de Menor Custo, Corredores de múltiplos caminhos, Ecologia Espacial.



## **ABSTRACT**

Connectivity is a vital component in landscape ecology; it influences the processes of evolution and dynamics of populations. Ecological corridors are strategies for potential contribution to biodiversity conservation that provide connectivity and gene flow between species. However there is no consensus on what methods to use to define their spatial arrangement, particularly in naturally heterogeneous landscapes, where species respond differently in each type of environment. The modeling of ecological corridor by multi-paths in heterogeneous and fragmented landscapes is the main objective of this work. The method used is based on the ecological characteristics of focal species of birds and mammals, at grassland and forest environments, identified by the survey of occurrences in the study area and selected from predefined criteria. Focal areas for connectivity are identified, which were three protected areas, and hotspots for conservation areas to make up the corridor system. Besides these features, the spatial model of ecological environmental variables considered as use and land cover, elevation, slope, presence of protected areas and the possibility of passage of fauna. These variables were manipulated according to the importance values assigned by "expert knowledge" to generate an array of resistance for each species from multicriteria analysis. An assessment of modeling multi-paths shows that there is a closeness between the proposed corridors for grassland and forest environments, showing it to be potentially effective for planning corridors of a particular group of species.

**Keywords:** Connectivity, Least Cost Modeling, Multi-path Corridors, Spatial Ecology

## SUMÁRIO

Pág.

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

|  |    |
|--|----|
| CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO.....   | 14 |
| CAPÍTULO 2 - ECOLOGIA DA PAISAGEM .....  | 16 |
| 2.1 Conceitos e definições .....   | 16 |
| 2.2 Escalas de observação.....   | 19 |
| 2.3 Estrutura e elementos da paisagem.....   | 20 |
| 2.3.1 Mancha.....  | 21 |
| 2.3.2 Matriz.....  | 22 |
| 2.3.3 Corredor .....   | 22 |
| 2.4 Conectividade estrutural e funcional .....   | 23 |
| 2.5 Padrões e processos .....  | 24 |
| 2.6 Quantificação da estrutura da paisagem .....   | 26 |
| 2.7 Definições legais de corredores ecológicos no Brasil.....                            | 27 |
| 2.8 Modelagem de corredores.....   | 29 |
| 2.8.1 Uso de modelos em ecologia da paisagem .....                                       | 29 |
| 2.8.2 Análise multicritério .....  | 30 |
| 2.8.3 Modelo de menor custo.....   | 32 |
| 2.9 Exemplos de corredores no Brasil .....   | 33 |
| CAPÍTULO 3 - SELEÇÃO DE ESPÉCIES FOCAIS PARA MODELAGEM DE<br>CORREDORES ECOLÓGICOS ..... | 36 |
| 3.1 Espécies focais .....  | 36 |
| 3.2 Critérios ecológicos para seleção e caracterização de espécies focais .....          | 39 |
| 3.2.1 Espécies ameaçadas em extinção.....  | 39 |
| 3.2.2 Espécies endêmicas.....  | 40 |
| 3.2.3 Espécies especialistas de um hábitat.....  | 41 |

|  |   |           |
|--|---|-----------|
| 3.2.4  | Área de vida .....  | 41        |
| 3.2.5  | Deslocamento na matriz e sensibilidade a barreiras .....  | 42        |
| 3.3  | Seleção de espécies focais de aves e de mamíferos para modelagem de corredores ecológicos ..... | 42        |
| 3.3.1  | Seleção de espécies focais de aves.....   | 42        |
| 3.3.2  | Seleção de espécies focais de mamíferos.....  | 46        |
| 3.4  | Descrição das espécies focais selecionadas para modelagem de corredores ecológicos .....        | 47        |
| <b>CAPÍTULO 4 - MODELAGEM ESPACIAL DE CORREDORES ECOLÓGICOS UTILIZANDO ESPÉCIES FOCAIS EM PAISAGENS NATURALMENTE HETEROGÊNEAS.....</b> |   | <b>49</b> |
| 4.1  | Introdução .....  | 49        |
| 4.2  | Área de estudo .....  | 51        |
| 4.3  | Método para modelagem espacial de corredores ecológicos.....                                    | 52        |
| 4.3.1  | Áreas focais para conexão .....   | 53        |
| 4.3.2  | <i>Hotspots</i> para conservação.....   | 53        |
| 4.3.3  | Seleção de espécies focais .....  | 54        |
| 4.3.4  | Modelagem de corredores ecológicos.....   | 55        |
| 4.3.5  | Análise de concordância espacial entre corredores florestais e campestres ....                  | 66        |
| 4.4  | Resultados .....  | 66        |
| 4.4.1  | Concordância espacial dos corredores ecológicos.....  | 70        |
| 4.5  | Discussão .....   | 71        |
| <b>CAPÍTULO 5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>   |   | <b>74</b> |

## LISTA DE FIGURAS

|  | Pág. |
|--|------|
| Figura 1 – Estrutura e elementos da paisagem.....  | 21   |
| Figura 2 – Ilustração da teoria da percolação: a) paisagem sem conectividade;<br>b) paisagem com conectividade entre os fragmentos. ....   | 26   |
| Figura 3 – Área de estudo inserida na região do Quadrilátero Ferrífero, no estado de Minas Gerais, Brasil. Três unidades de conservação, que são alvos para formação dos corredores ecológicos estão destacadas: (1) Parque Estadual da Serra do Rola Moça; (2) Área de Proteção Especial do Rio Manso; (3) Monumento Natural da Serra da Moeda. A transição dos dois biomas, Cerrado e Mata Atlântica estão evidenciados..... | 52   |
| Figura 4 – Fragmentos florestais na área de estudo. Em detalhe: a) fragmentos; b) efeito de borda de 100 metros e <i>stepping stones</i> . ....  | 54   |
| Figura 5 – Elevação da área de estudo no estado de Minas Gerais, Brasil. Origem dos dados: Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER), Departamento de Estradas de Rodagem.....  | 57   |
| Figura 6 – Declividade da área de estudo no estado de Minas Gerais, Brasil. Origem dos dados: Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER), Departamento de Estradas de Rodagem. ....  | 58   |
| Figura 7 – Unidades de Conservação na área de estudo no estado de Minas Gerais, Brasil. Origem dos dados: Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER), Departamento de Estradas de Rodagem.....   | 59   |
| Figura 8 – Áreas potenciais para passagem de fauna e suas áreas de influência (raio de 500 m). Essas áreas foram selecionadas pela sobreposição dos dados de sistema viário e de hidrografia. Origem dos dados: Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), Departamento de Estradas de Rodagem. ....  | 60   |
| Figura 9 – Uso e cobertura do solo na área de estudo localizada no Quadrilátero Ferrífero, Sudeste de Belo Horizonte, no estado de Minas Gerais, Brasil. .   | 61   |
| Figura 10 – Exemplo de uma matriz de direção de custo para espécie <i>A. galeata</i> utilizando o Parque Estadual da Serra do Rola Moça como origem. ....  | 64   |
| Figura 11 – Exemplo de uma matriz de distância geradas a partir da superfície de fricção para a espécie <i>A. galeata</i> utilizando o Parque Estadual da Serra do Rola Moça como origem. ....   | 65   |
| Figura 12 – Síntese metodológica para modelagem dos corredores ecológicos.....   | 66   |
| Figura 13 – Áreas focais para conexão e hotspots para conservação com corredores ecológicos de múltiplos caminhos. Espécies focais de ambientes campestres: (a) <i>Cyanocorax cristatellus</i> ; (b) <i>Poospiza cinerea</i> ; (c) <i>Chrysocyon brachyurus</i> ; e de ambientes florestais: (d) <i>Antilophia galeata</i> ; (e) <i>Puma concolor</i> . (f) Uso e cobertura do solo. ....                                      | 69   |

|  |    |
|--|----|
| Figura 14 –Histograma de concordância espacial entre corredores de espécies florestais e campestres.....   | 70 |
| Figura 15 –Concordância espacial entre corredores ecológicos modelados para espécies focais, utilizando análise de múltiplos caminhos: a) <i>C. brachyurus</i> e <i>C. cristatellus</i> ; b) <i>P. cinerea</i> e <i>C. cristatellus</i> ; c) <i>C. brachyurus</i> e <i>P. cinerea</i> ; d) <i>P. concolore</i> <i>A.galeata</i> . .... | 71 |

## LISTA DE TABELAS

|  | Pág. |
|--|------|
| Tabela 1 – Espécies selecionadas de aves com médio e alto potencial para indicação de espécies focais a partir das características biológicas. ....      | 44   |
| Tabela 2 – Critérios e pontuação para escolha de espécies focais. ....   | 45   |
| Tabela 3 – Grupos focais indicando as espécies mais sensíveis às características biológicas de acordo com os critérios de pontuação adotados. ....       | 45   |
| Tabela 4 – Espécies selecionadas de mamíferos com médio e alto potencial para indicação de espécies focais a partir das características biológicas. .... | 46   |
| Tabela 5 – Atributos ecológicos das espécies focais selecionadas.....  | 55   |
| Tabela 6 – Valores de resistência dos critérios ambientais utilizados na análise multicritério. ....   | 62   |
| Tabela 7 – Quantitativo das classes de uso e cobertura do solo definidas para a área de estudo.....  | 67   |

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

|        |  |
|--------|--|
| AFC    | Áreas Focais para Conexão  |
| ASTER  | <i>Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer</i>    |
| CONAMA | Conselho Nacional do Meio Ambiente                                       |
| COPAM  | Conselho Estadual de Política Ambiental (Minas Gerais)                   |
| DER-MG | Departamento de Estradas e Rodagem do Estado de Minas Gerais             |
| ESRI   | <i>Environmental Systems Research Institute</i>                          |
| FAPESP | Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo                     |
| HSC    | <i>Hotspots</i> para Conservação   |
| IBAMA  | Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis |
| IGAM   | Instituto Mineiro de Gestão das Águas                                    |
| IEF-MG | Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais                          |
| IUCN   | International Union for Conservation of Nature                           |
| MMA    | Ministério do Meio Ambiente  |
| SAD69  | <i>South American Datum</i> 1969   |
| SNUC   | Sistema Nacional de Unidades de Conservação                              |
| SPOT   | <i>Satellite Pour l'Observation de la Terre</i>                          |
| UTM    | Universal Transversa de Mercator   |

## CAPÍTULO 1

### INTRODUÇÃO

As alterações dos sistemas terrestres, naturais ou antrópicas, resultam em novas estruturas e configurações espaciais da paisagem. Essas novas estruturas e configurações tendem a uma fragmentação da paisagem, ou seja, habitats nativos contínuos são substituídos por habitats divididos em fragmentos isolados. Esse processo reduz a conectividade, pois divide o ambiente em numerosas ilhas, rompendo fluxos gênicos e acarretando o empobrecimento da cadeia alimentar e a extinção de espécies.

Para haver conectividade entre componentes da paisagem é necessário haver algum tipo de “ligação” que seja estrutural e funcionalmente similar ao habitat primário, para permitir a movimentação e dispersão entre fragmentos. Essa ligação pode ser garantida por corredores ecológicos, que são caracterizados por Forman e Godron (1986) como um espaço utilizado por diferentes espécies e que facilita o movimento de animais e plantas ao longo do tempo entre diferentes fragmentos de vegetação.

A proposta de conectividade entre os fragmentos constitui uma estratégia para conservação, para que espécies de fauna e flora possam ter maiores chances de sobrevivência a médio e longo prazo, considerando que fragmentos isolados aumentam as chances de extinção local e diminui a variabilidade genética (FORMAN e GODRON, 1981).

Com intuito de definir as áreas ecologicamente prioritárias que permitam a conectividade de fragmentos de vegetação, este trabalho apresenta um método de indicação de corredor ecológico, utilizando características biológicas de espécies focais de aves e de mamíferos, visando contribuir com o planejamento de estratégias para a manutenção e a conservação da paisagem.

Nesta pesquisa são analisadas paisagens naturalmente heterogêneas, uma vez que a região de estudo consiste numa área de transição ambiental de diferentes biomas (Mata Atlântica e Cerrado), apresentando formações diversas de cobertura do solo e estruturas geológicas.



Os objetivos desta dissertação são:

- selecionar espécies focais de aves e mamíferos que representem a biodiversidade local e sirvam de exemplo para aplicação do método proposto de indicação de corredores ecológicos;
- analisar a paisagem sob a perspectiva de cada espécie focal de modo que fragmentos potenciais para conservação possam ser indicados para integrar o sistema de corredores proposto;
- construir cenários alternativos para indicação de locais de potencial conectividade, visando a preservação e a conservação da biodiversidade.

Esta dissertação está estruturada em mais quatro capítulos, conforme descrito a seguir.

**CAPÍTULO 2 – ECOLOGIA DA PAISAGEM:** Nesse capítulo é apresentada uma revisão dos principais conceitos e definições de ecologia da paisagem, sobre os quais está baseada esta pesquisa, com destaque para os corredores ecológicos, que são estruturas da paisagem e objeto principal do presente estudo. Também são apresentadas as principais definições legais de corredores ecológicos e exemplos de corredores no Brasil.

**CAPÍTULO 3 – DEFINIÇÃO DE ESPÉCIES FOCALIS:** Nesse capítulo é apresentado o método utilizado para seleção de espécies focais escolhidas para exemplificar a modelagem de corredores ecológicos. Espécies focais são destacadas por satisfazerem e representarem as espécies menos exigentes.

**CAPÍTULO 4 – MODELAGEM DE CORREDORES ECOLÓGICOS UTILIZANDO ESPÉCIES FOCALIS:** Neste capítulo é apresentado o método de modelagem de corredores ecológicos proposto, através da análise de múltiplos caminhos (*multi-path*).

**CAPÍTULO 5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS:** Neste capítulo é apresentada uma síntese do trabalho, destacando as principais contribuições desta pesquisa para indicação de corredores ecológicos em paisagens naturalmente heterogêneas, bem como sugestões para estudos complementares que corroboram com os objetivos propostos.

## **CAPÍTULO 2**

### **ECOLOGIA DA PAISAGEM**

Neste capítulo são apresentados os conceitos de paisagem, abordando a importância e influência da escala nos estudos de interação de padrões espaciais e processos ecológicos; e as definições dos principais elementos e da estrutura da paisagem para conduzir o estudo de conectividade. Também são apresentados os principais tipos de conectividade, os conceitos de padrões e processos que caracterizam a ecologia de paisagem, modelos utilizados na ecologia de paisagem, definições de corredores ecológicos de acordo com a legislação brasileira e exemplos de corredores no Brasil.

#### **2.1 Conceitos e definições**

O termo paisagem possui diversos significados, mas a noção de um espaço de inter-relação do homem com o seu ambiente faz parte da maioria desses conceitos. Há sempre uma noção de amplitude, de distanciamento, pois a paisagem nunca está no primeiro plano, ela é o que se vê de longe. De certa forma, a paisagem é o lugar onde não se está presente, ela é observada (METZGER, 2001).

Metzger (2001, p. 4) propõe que a paisagem seja definida como “[...] um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação”.

Forman e Godron (1986) consideram a paisagem como sendo uma área heterogênea composta de um agrupamento de ecossistemas interativos que se repetem de modo similar por todas as partes. De acordo com esses autores, essa concepção difere do conceito tradicional de ecossistema por focalizar os ecossistemas e as interações entre eles. Esse conjunto reconhecível e repetido de ecossistemas e os regimes de perturbação são comuns dentro da paisagem, que se apresenta como uma unidade distinta e mensurável com características ecológicas relevantes (FORMAN e GODRON, 1981).

De acordo com Troll (1971), a noção básica de paisagem é a espacialidade e a heterogeneidade do espaço onde o homem habita. Para Turner et al. (2001) uma paisagem é uma área espacialmente heterogênea em pelo menos um fator de interesse, podendo ser observada numa representação na qual os ecossistemas não necessariamente se repetem.

McGarigal e Marks (1995) ressaltam a importância de não impor uma única definição de paisagem, mas mostrar que existem vários modos apropriados para se definir a paisagem, dependendo do fenômeno considerado. A paisagem não é necessariamente definida por suas dimensões, mas sim por um mosaico interativo de partes relevantes ao fenômeno considerado, em qualquer escala. Esses autores dizem que é uma incumbência do investigador definir a paisagem de maneira apropriada, sendo esse um passo essencial em qualquer trabalho de pesquisa ou gerenciamento no nível de paisagem. Assim, neste trabalho adota-se a definição de paisagem como sendo um conjunto de unidades heterogêneas que se interagem de forma dinâmica no espaço ao longo do tempo.

Com a definição de paisagem considerada neste estudo, segue-se discutindo sobre a ecologia da paisagem, termo que foi empregado pela primeira vez em 1939, pelo biogeógrafo Carl Troll (WU, 2007).

A ecologia da paisagem envolve o estudo de padrões da paisagem, das interações entre os fragmentos dentro de um mosaico da paisagem, e de como esses padrões e interações se modificam com o tempo. Além disso, envolve a aplicação desses princípios na formulação e na solução dos problemas do mundo real, considerando o desenvolvimento e as dinâmicas da heterogeneidade e suas influências nos processos ecológicos e no gerenciamento da heterogeneidade espacial (McGARIGAL e MARKS, 1995).

De acordo com Forman e Godron (1986), os ecologistas da paisagem têm usado uma variedade de termos para se referirem aos elementos básicos ou às unidades que compõem uma paisagem, tais como: biótopo, componente da paisagem, elemento da paisagem, unidade da paisagem, célula da paisagem, geótopo, hábitat, mancha e a expressão na língua inglesa *patch*. O termo fragmento também é utilizado como

mancha, sendo caracterizado por Metzger (2001) como uma mancha originada pelo processo de fragmentação, como por exemplo, originado de uma divisão causada pelo homem de uma unidade que inicialmente apresentava-se sob uma forma contínua. Neste trabalho também é considerado o termo fragmento de acordo com essa definição.

Para McGarigal e Marks (1995), paisagens distinguem-se pelas relações espaciais entre suas composições e as configurações de seus elementos. A composição da paisagem refere-se às características associadas com a presença e quantidade de cada tipo de mancha na paisagem. Ou seja, ela engloba a variedade e abundância de manchas dentro de uma paisagem, mas não o arranjo ou a localização de manchas no mosaico da paisagem. A configuração da paisagem refere-se à distribuição física ou espacial de manchas na paisagem.

De acordo com Turner et al. (2001), a ecologia da paisagem não se preocupa apenas com o quanto há de um componente particular, mas também com a forma como ele é organizado.

Forman e Godron (1986) destacam três características da paisagem:

- estrutura: relacionamento espacial entre os ecossistemas ou os elementos presentes – mais especificamente, a distribuição de energia, materiais, e espécies em relação aos tamanhos, formas, números, tipos e configurações dos ecossistemas;
- função: interações entre os elementos espaciais, isto é, os fluxos de energia, materiais, e espécies entre os ecossistemas componentes;
- mudança: alteração na estrutura e função do mosaico ecológico ao longo do tempo.

Para Noss (1990), três atributos fundamentais devem ser considerados em cada nível da paisagem:

- composição: descreve a individualidade e a variedade de elementos, tais como unidades de uso da terra ou de espécies dentro de uma região;

- estrutura: refere-se ao arranjo ou a construção de unidades, a distribuição de elementos e sua relação com o outro;
- função: compreende todos os processos, tais como as tendências demográficas e os ciclos de materiais ou de distúrbios.

## **2.2 Escalas de observação**

O reconhecimento da influência da escala, juntamente com a influência dos padrões espaciais sobre processos ecológicos (abordados na Seção 2.4), é outro fator da perspectiva trazida pela ecologia de paisagem. A escala é um tema de destaque na ecologia de paisagem porque influencia as considerações apresentadas por um observador e define se as inferências podem ser extrapoladas para outros lugares, tempos e escalas. A importância da escala foi reconhecida em ecologia quando se tornou claro que uma única escala nunca foi apropriada para o estudo de todos os fenômenos ecológicos (LEVIN, 1992; TURNER et al., 2001).

Nos estudos ecológicos reconhece-se a existência de uma dependência espacial entre as unidades da paisagem e que o funcionamento de uma unidade depende das interações que ela mantém com unidades vizinhas (METZGER, 2001). Assim, como a paisagem pode ser observada de vários pontos de vista, Turner (1989) afirma que os processos ecológicos que ocorrem na paisagem podem ser estudados em diferentes escalas espaciais e temporais.

Escala refere-se à dimensão espacial ou temporal de um objeto ou um processo, e essa referência é diferente do nível de organização, que é usado para identificar um local dentro de uma hierarquia biótica. As teorias de escala e de hierarquia enfatizam que atenção maior deve ser dada diretamente na escala em que um fenômeno de interesse ocorre (TURNER et al., 2001).

A teoria da hierarquia está intimamente relacionada com a escala e fornece uma estrutura para organizar a complexidade dos sistemas ecológicos. Uma hierarquia é definida como um sistema de interconexões em que os níveis mais elevados restringem e controlam os níveis mais baixos em vários graus, dependendo das limitações de tempo

do comportamento. Os níveis dentro de uma hierarquia são diferenciados por suas taxas de comportamento (TURNER et al., 2001).

Segundo Metzger (2001) a ecologia de paisagem não pode ser considerada como sendo de macro-escala, pois a escala é definida pelo observador em função do tamanho e da capacidade de deslocamento de uma determinada espécie a ser considerada. Também não deve ser considerada como um novo nível hierárquico, acima do ecossistema, pois as unidades da paisagem não são sistemas auto-organizados, elas são unidades de uso e ocupação do território, na abordagem geográfica, e habitats, na abordagem ecológica.

A escala é caracterizada por: grãos, que são os maiores níveis possíveis de resolução espacial dentro de um determinado conjunto de dados; e extensão, que é o tamanho da área de estudo (TURNER et al., 2001). Forman e Godron (1986) e McGarigal e Marks, (1995) também ressaltam em seus trabalhos que grão e extensão abrangem o conceito ecológico de escala espacial, definindo grão, a partir de uma perspectiva estatística, como sendo o tamanho das unidades individuais de observação; e extensão espacial de uma investigação como a área de definição da população a ser amostrada.

De acordo com Turner et al. (2001), escalas devem ser selecionadas com base na pergunta ou objetivo de um estudo. No entanto, identificar a escala apropriada permanece um desafio, e desenvolver métodos para fazê-lo continua a ser tema de pesquisa.

### **2.3 Estrutura e elementos da paisagem**

A estrutura de uma paisagem é composta por três tipos distintos de elementos: mancha (*patch*), matriz e corredor. Na Figura 1 é apresentado um exemplo desses três elementos e as relações espaciais entre eles. Esses são elementos que permitem a comparação entre paisagens distintas. A descrição a seguir dos elementos mancha e matriz baseia-se nos princípios enunciados por Forman e Godron (1981,1986), que foram adotados nos trabalhos de Barnes (2000) e Casimiro (2001, 2007).

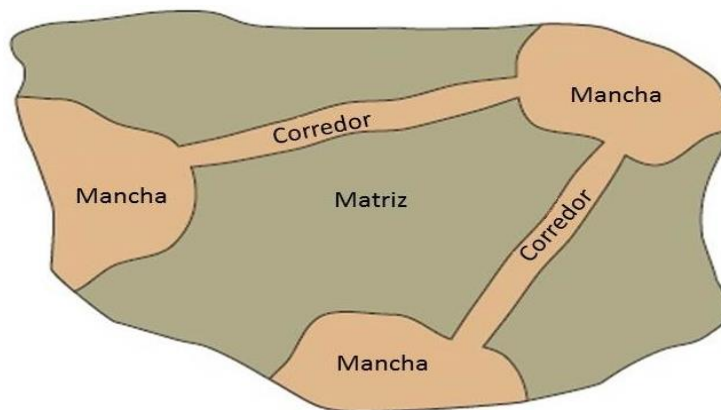


Figura 1– Estrutura e elementos da paisagem.  
 Fonte: Barnes (2000).

### 2.3.1 Mancha

A mancha (*patch*) é definida como superfície não-linear, que difere em aparência de sua vizinhança. Varia em tamanho, forma, tipo, heterogeneidade e características de fronteira.

Segundo Forman e Godron (1981), as origens das manchas podem variar em função de diversos mecanismos causais e são influenciadas principalmente por dois fatores:

- tamanho: a dimensão e área de cada mancha interferem no fluxo de espécies, de energia, e nutrientes;
- forma: significado relacionado com o efeito de borda<sup>1</sup>, quanto mais irregular a forma, maior será a proporção de áreas de borda que possuem características próprias e dinâmicas diferentes das comunidades do interior das manchas; manchas circulares têm potencialmente maior diversidade de espécies, menos barreiras no seu interior e apresentam maior eficácia em termos de sobrevivência de espécies no seu interior.

Esses autores citam como exemplo as mudanças de uso e ocupação do solo de uma área urbana, pois, do início até o processo efetivo de urbanização, são modificadas não só a

---

<sup>1</sup> Alteração na estrutura, na composição e/ou na abundância relativa de espécies na parte marginal de um fragmento (mancha). Esse efeito é mais intenso em fragmentos pequenos e isolados (FORMAN E GODRON, 1986).

dimensão e a forma das manchas, mas também a distância entre elas, constituindo em um processo de fragmentação da paisagem.

Ao longo deste estudo, o termo fragmento será adotado como sinônimo de mancha. Mas, nem toda mancha é um fragmento de vegetação.

### **2.3.2 Matriz**

A matriz é o elemento mais extenso e mais conectado, que desempenha papel dominante no funcionamento da paisagem. São áreas homogêneas, numa determinada escala, de uma unidade da paisagem que se distinguem das unidades vizinhas e têm extensões espaciais reduzidas e não-lineares (METZGER, 2001). As características da matriz são a densidade das manchas (porosidade), a forma de contorno, e a heterogeneidade de seus elementos.

### **2.3.3 Corredor**

Conforme Metzger (2003), corredor é uma estrutura linear da paisagem, que liga pelo menos dois fragmentos que originalmente eram conectados.

Os corredores surgiram com o objetivo de possibilitar o trânsito de espécies da fauna entre fragmentos próximos. Juntamente com os pequenos fragmentos, os corredores funcionam como *stepping stones* (pontos de conexão) entre fragmentos maiores, viabilizando o fluxo e as trocas gênicas (FORMAN e GODRON, 1986). Na prática, o conceito de corredor ecológico pode ser aplicado em diversas escalas: desde a conexão de dois pequenos fragmentos até à conexão de áreas protegidas.

Chetkiewicz et al. (2006) ressaltam que a maioria dos pesquisadores reconhece que o propósito de corredores planejados é combater os efeitos da perda de hábitat e a fragmentação, que são causas de perda de biodiversidade em todo o mundo, pois eles diminuem esses efeitos através do aumento do movimento de indivíduos entre as populações mais isoladas.

Os corredores são reconhecidos por controlarem fluxos hídricos e biológicos na paisagem. Também reduzem os riscos de extinção nos fragmentos, favorecem as



(re)colonizações de fragmentos a partir dos fragmentos vizinhos e aumentam a probabilidade de sobrevivência das populações na paisagem como um todo (FORMAN e GODRON, 1986). Por outro lado, os corredores apresentam o inconveniente de facilitar a propagação de algumas perturbações, tais como o fogo ou certas doenças (SIMBERLOFF e COX, 1987).

Tewksbury et al. (2002) demonstraram que os corredores não só aumentam o intercâmbio de animais entre fragmentos, mas também facilitam duas principais interações planta-animal: a polinização e dispersão de sementes. Esse enfoque destaca a importância dos corredores sobre as populações de plantas, foco pouco estudado por pesquisadores.

Se implementados estrategicamente, os corredores podem mudar fundamentalmente o papel ecológico das áreas protegidas, pois servem para aumentar o tamanho e as chances de sobrevivência de populações de diferentes espécies, além de possibilitarem a recolonização com populações de espécies localmente reduzidas e, ainda, permitirem a redução da pressão sobre o entorno das áreas protegidas (ARRUDA e SÁ, 2004).

Para Noss (1987) os corredores não são a resposta para problemas de conservação, mas poderiam ser melhores utilizados para a conservação de paisagens.

## **2.4 Conectividade estrutural e funcional**

Conforme Saura e Torné (2009), a conectividade da paisagem facilita o movimento de organismos, intercâmbio genético e outros fluxos ecológicos que são críticos para a viabilidade e a sobrevivência das espécies e para a conservação da biodiversidade em geral. Manter ou restaurar a conectividade da paisagem através dos corredores ecológicos é atualmente uma preocupação central em ecologia e planejamento da conservação da terra e da biodiversidade.

A definição de conectividade apresenta duplo aspecto: estrutural e funcional (METZGER, 2003). Laita et al. (2011) destacam que a definição mais usada para a conectividade da paisagem está enraizada em um conceito de conectividade funcional, descrito por Taylor et al. (1993), como “[...] o grau ao qual a paisagem facilita ou dificulta a circulação de organismos entre manchas na paisagem”.

O aspecto funcional refere-se à resposta biológica específica de cada espécie à estrutura da paisagem. A conectividade funcional é avaliada, para cada espécie, pelos fluxos de disseminação ou pela intensidade de movimento inter-habitat dos organismos (TAYLOR et al., 1993).

O aspecto estrutural (ou espacial) refere-se à fisionomia da paisagem em termos de:

- complexidade do arranjo espacial dos fragmentos de habitat (considerando, por exemplo, a distribuição de tamanho dos fragmentos ou o isolamento de fragmentos de um mesmo tipo);
- densidade e complexidade dos corredores de habitat (que depende, entre outros, da frequência e do tipo de interseções na rede de corredores ou do tamanho da malha formada por essa rede);
- permeabilidade da matriz (esse aspecto estrutural é chamado de conectância ou de conectividade estrutural ou espacial).

A conectividade estrutural pode, em muitos casos, ser considerada um potencial de conectividade funcional. No entanto, o estabelecimento de conexões espaciais não significa que elas existam funcionalmente. Ou, inversamente, a ausência de conexões espaciais não implica obrigatoriamente na ausência de fluxos biológicos. Tudo depende das características da espécie e da maneira como ela se locomove na paisagem e interage com seus elementos.

## **2.5 Padrões e processos**

Turner et al. (2001) e Chetkiewicz et al. (2006) destacam um importante obstáculo para o uso efetivo dos corredores: a diferença entre sua finalidade e a aplicação real, o que gera uma dicotomia entre padrão e processo.

Por padrão, se refere à composição e configuração espacial dos habitats e distribuição de organismos derivados de censos. Por processo, se refere aos caminhos por onde os animais realmente se movem dentro da paisagem indicando os padrões de distribuição. A ecologia da paisagem considera que processos geram padrões e padrões controlam os processos ecológicos em diferentes escalas (TURNER, 1989).

Apesar do fato do processo de movimento dos animais proporcionar o impulso para o projeto do corredor e sua aplicação, é o padrão da estrutura da paisagem que dita a maioria das pesquisas, planejamento e aplicação de corredores (BEIER e NOSS, 1998; CHETKIEWICZ et al., 2006).

De acordo com Chetkiewicz et al. (2006), o principal impedimento para o avanço do estudo e planejamento de corredores é a falta de integração entre os padrões de composição e configuração da paisagem e os processos da seleção de hábitat e movimento de espécies. Esses autores destacaram as abordagens mais promissoras para o avanço dessa integração. Um desses destaques se refere à aplicação da teoria de percolação (WITH, 2002), que examina o movimento dentro de sistemas espacialmente estruturados representando paisagens neutras.

Na ecologia da paisagem, a teoria da percolação foi primeiramente mencionada por Gardner et al. (1987), que buscavam um método para comprovar se um determinado padrão de paisagem era ou não devido a existência de um dado processo. Eles argumentam que para testar se um padrão é decorrente de um processo, é necessário saber se esse padrão ocorre mesmo na ausência do processo. Assim, construíram modelos da paisagem na ausência de efeitos de processos, sendo denominados de modelos neutros. Os padrões gerados por esses modelos foram comparados com padrões de paisagem observados. Foi verificado que, à proporção que a paisagem vai sendo ocupada por um hábitat de interesse, mudam o número, o tamanho e a forma das manchas desse hábitat na paisagem (formando agrupamentos). Foi também verificado que os modelos gerados apresentaram diferenças significativas da paisagem observada no que diz respeito ao número, tamanho, distribuição e relação área-perímetro das manchas, apontando para a existência de processos e permitindo inferências sobre as escalas onde esses estão provavelmente ocorrendo (SILVA e CHOUERI, 2011).

O principal interesse dessa teoria são os tamanhos dos pixels que representam os tamanhos das áreas dos fragmentos. Na Figura 2 são mostrados dois casos extremos: se existem poucos quadrados brancos, provavelmente não existe conectividade, porque todos os fragmentos são muito pequenos (Figura 2a); se existem muitos quadrados brancos, existem muitos caminhos possíveis para conexão (Figura 2b).

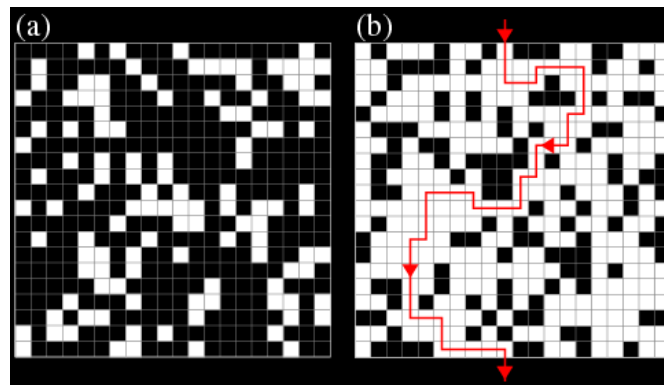


Figura 2 – Ilustração da teoria da percolação: a) paisagem sem conectividade; b) paisagem com conectividade entre os fragmentos.  
Fonte: Silva e Choueri (2011).

Outros destaques dados por Chetkiewicz et al.(2006), apontando abordagens para integração dos padrões e processos na ecologia da paisagem, se referem ao modelo de menor custo, que é descrito na Seção 2.8, por ser usado no método de definição de corredor ecológico proposto no presente trabalho.

## 2.6 Quantificação da estrutura da paisagem

A quantificação do padrão da paisagem se torna útil e necessária para compreensão dos efeitos dos processos ecológicos e para documentar tanto mudanças temporais em uma paisagem como diferenças entre duas ou mais paisagens (TURNER et al., 2001).

Assim, a estrutura de uma paisagem e as relações espaciais resultantes entre seus elementos individuais podem ser descritos e quantificados por meio de métricas de paisagem, que fornecem informações sobre o conteúdo de um mosaico de hábitat, como por exemplo, a proporção de cada tipo ou categoria da paisagem presente na área de estudo, o tamanho dos fragmentos ou a forma dos elementos da paisagem (BOTEQUILHA-LEITÃO e AHERN, 2002). Essa quantificação da heterogeneidade espacial é colocada como necessária, por Tischendorf (2001) e Turner et al. (2003), para elucidar os estudos da ecologia da paisagem que trata das relações entre processos ecológicos e padrões espaciais.

A estrutura, que pode ser quantificada, significa o padrão de uma paisagem composto de elementos desiguais, com hábitats mistos ou tipos de cobertura, que é determinado pelo

tamanho, forma, arranjo e distribuição de seus elementos. Para a delimitação e quantificação desses elementos da paisagem (“manchas”), são utilizadas, em geral, as unidades de cobertura do solo (WALZ, 2011; TURNER et al., 2003). Essa delimitação dos elementos da paisagem é apontada por Walz (2011) como um dos principais problemas na análise da estrutura da paisagem, por ser difícil e arbitrária em alguns tipos de paisagem.

A quantificação da paisagem também é usada para reconhecer e monitorar mudanças na paisagem, para modelagem de hábitat de espécies individuais ou grupos de espécies; e também para modelar a conectividade entre fragmentos florestais (MAJKA, 2007).

A conectividade é um exemplo de aplicação dos conceitos de ecologia da paisagem e métricas, uma vez que é uma característica mensurável da paisagem, um parâmetro da função paisagística, utilizada na avaliação ou planejamento de questões relacionadas à biodiversidade (BENNET, 1998). A conectividade é fundamental também para conceitos espaciais que oferecem suporte ao planejamento de uso da terra e estratégias de conservação, como o conceito de rede ecológica (van LIER, 1998, citado por BOTEQUILHA-LEITÃO e AHERN, 2002).

A quantificação utilizada neste trabalho limita-se apenas ao tamanho dos fragmentos para indicação de unidades potenciais para conservação e são considerados os fragmentos que apresentam uma área núcleo funcional sob efeito de borda. A análise desse fator é fundamental para identificar estratégias de conservação e prioridades, visando à implementação do corredor ecológico (VIANA e PINHEIRO, 1998).

## **2.7 Definições legais de corredores ecológicos no Brasil**

A Resolução CONAMA 9/1996 (CONAMA, 1996) estabeleceu, em seu Art. 1, a seguinte definição de corredores de remanescentes de Mata Atlântica:

Corredor entre remanescentes caracteriza-se como sendo faixa de cobertura vegetal existente entre remanescentes de vegetação primária, em estágio médio e avançado de regeneração, capaz de propiciar hábitat ou servir de área de trânsito para a fauna residente nos remanescentes (CONAMA, 1996, p. 69-70).

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), instituído pela Lei 9.985/2000 (BRASIL, 2000), apresenta um conceito de corredores ecológicos somente

para a conectividade de unidades de conservação. Entretanto, os corredores ecológicos implementados pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), pela *Conservation International* (CI) e outras instituições no Brasil são tomados como unidades de planejamento em escala ecossistêmica, ou seja, englobam grandes blocos de paisagem. Nessa escala, o conceito discutido por Arruda e Sá (2004), aplicado pelo IBAMA, é assim definido:

São ecossistemas naturais ou seminaturais que conectam populações biológicas e áreas protegidas, geridos como uma unidade de planejamento. O objetivo é conservar a biodiversidade, promover o uso sustentável dos recursos naturais e a repartição equitativa das riquezas para as presentes e futuras gerações (ARRUDA e SÁ, 2004).

A definição de corredores ecológicos segundo a Lei 9.985/2000 (BRASIL, 2000) – SNUC é a seguinte:

[...] porções de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligando unidades de conservação, que possibilitam entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam para sua sobrevivência áreas com extensão maior do que aquela das unidades individuais (BRASIL, 2000).

Tanto a Resolução CONAMA 9/1996 (CONAMA, 1996) quanto a Lei 9.985/2000 (BRASIL, 2000) definem corredor ecológico como um elo entre fragmentos de vegetação nativa. A lei, porém, vincula o conceito de corredor a faixas territoriais destinadas à conectividade entre unidades de conservação.

Menções sobre corredores ecológicos na legislação podem também ser evidenciadas na Lei 4.771/1965 (BRASIL, 1965), que instituiu o Código Florestal e estabeleceu as áreas de preservação permanente e reservas legais, hoje, tomadas como elementos importantes para a conectividade de remanescentes e paisagens.

O processo de implementação de corredores ecológicos é complexo, envolvendo questões físicas, biológicas e socioeconômicas. Sob uma perspectiva institucional, a estratégia do corredor procura melhorar o manejo de áreas protegidas, criar capacidade de manejo na região e promover pesquisas biológicas e socioeconômicas que ajudem a reduzir a ameaça de extinção de espécies. Sob uma perspectiva biológica, o objetivo

principal do planejamento de um corredor é manter ou restaurar a conectividade da paisagem (FONSECA, 2000).

## **2.8 Modelagem de corredores**

A arte de construir modelos é conhecida como modelagem, termo que se refere ao processo que leva à geração do modelo (representação) de um sistema. Esse processo se desenvolve através da definição de um conjunto de hipóteses ou previsões, que poderão ser comparadas com medidas do mundo real. Dependendo da concordância entre o observado e o resultado gerado pelo modelo, esse será aceito, rejeitado ou modificado de alguma maneira para ser testado novamente.

Os sistemas ambientais terrestres são um campo amplo para aplicação da modelagem. Nas seções seguintes são apresentados: o método de análise de multicritério e o modelo de menor custo com o método de múltiplos caminhos, os quais são adotados na modelagem de corredores ecológicos no presente trabalho.

### **2.8.1 Uso de modelos em ecologia da paisagem**

Numa abordagem ecológica, a ecologia da paisagem vem sendo considerada como uma ecologia espacial, interessada em analisar a influência do arranjo espacial de suas unidades nos processos ecológicos. Isso faz da modelagem uma aliada na obtenção de conhecimento e geração de hipóteses em ecologia da paisagem (TURNER, 1989; METZGER, 2007).

Por ser uma simplificação da realidade, modelos constituem uma representação simbólica do mundo, possibilitando com isso formulações qualitativas e quantitativas acerca de um sistema (CHRISTOFOLETTI, 1999). Ou seja, os modelos são considerados como um procedimento teórico e técnico útil para pesquisar, levantar hipóteses, fazer diagnósticos, previsões e simulações de um dado sistema. A utilização deles favorece a otimização dos custos e do tempo na obtenção de resultados sobre o sistema em estudo.

Um modelo é espacial quando as variáveis, insumos, ou processos têm localizações espaciais explicitamente representadas no modelo. Esse tipo de modelo só é necessário

quando o espaço explícito, isto é, o que está presente e como está organizado, é um determinante importante do processo que está sendo estudado (TURNER et al., 2001).

Em ecologia de paisagem os modelos são utilizados para diversas finalidades, em particular para: descrição da estrutura da paisagem; análise da dinâmica da paisagem; estudos espacialmente explícitos de dinâmica de populações ou metapopulações; e análise da relação entre a estrutura da paisagem e os diversos processos ecológicos ou padrões.

Conforme Metzger et al. (2007), modelos podem ser utilizados para formalizar relações de acordo com algumas premissas, a partir do conhecimento adquirido empiricamente (por experimentação ou observação), e simular, a partir de um padrão espacial conhecido, as alterações esperadas. Além de gerar hipóteses, os modelos, uma vez testados, permitem:

- comparar diferentes cenários de alteração da paisagem;
- extrapolar os resultados de um caso particular para diferentes escalas espaciais ou temporais ou para condições diferentes das observadas;
- testar a importância relativa de cada parâmetro (em modelos, é possível controlar as variáveis) ou a sensibilidade do modelo a um determinado parâmetro, dando assim indicações de que parâmetros devem ser observados ou monitorados no campo.

Christofolletti (1999) ressalta também a necessidade de discernir os elementos do modelo para que a modelagem possa ser considerada instrumento de pesquisa, definindo assim as variáveis de importância e os fluxos de energia nos ecossistemas e geossistemas. É necessário também verificar o grau de relacionamento entre as variáveis para esclarecer a organização estrutural do sistema.

### **2.8.2 Análise multicritério**

A análise multicritério baseia-se na definição e mapeamento de variáveis do fenômeno estudado e na ponderação do grau de pertinência dessas variáveis. O método destina-se a ajudar os tomadores de decisões a integrar diferentes opções nas suas ações, refletindo



sobre as opiniões de diferentes atores envolvidos, em situações nas quais há a necessidade de identificação de prioridades sob a ótica de múltiplos critérios (QREN, 2009; GOMES, 1999).

Para a aplicação da metodologia, o primeiro passo é a definição dos objetivos (a síntese que se pretende obter a partir da combinação de variáveis) para a seleção de temas de mapeamento e estruturação da base de dados cartográfica e alfanumérica.

Estruturada a coleção de dados, eles são trabalhados na forma de mapas temáticos ou planos de informação que retratam superfícies potenciais de distribuição da variável. Os planos de informação podem ser armazenados em formato vetorial ou matricial. O predomínio das operações dos modelos em formatos matriciais (raster) se justifica pela relação de topologia implícita ao processo matricial, que otimiza o cruzamento de dados (MOURA, 2007).

Como forma de ponderação na modelagem espacial, a análise multicritérios é utilizada em conjunto com as técnicas de álgebra de mapas, ou seja, conjunto de procedimentos de análise espacial (conjunto de operações matemáticas sobre mapas, em analogia aos ambientes de álgebra e estatística tradicional) que produz novos dados, a partir de funções de manipulação aplicadas a um ou mais mapas em formato matricial (TOMLIN, 1990; CÂMARA et al., 2001).

Moura (2007) explica a lógica de combinação de variáveis:

O emprego da Média Ponderada cria um espaço classificatório, ordinal, que pode ser também entendido como uma escala de intervalo. Esse processo pode também ser utilizado em escala nominal, desde que os eventos sejam hierarquizados segundo algum critério de valor. A ponderação deve ser feita por "*knowledge driven evaluation*", ou seja, por conhecedores dos fenômenos e das variáveis da situação avaliada, ou por "*data-driven evaluation*" que se refere ao conhecimento prévio de situações semelhantes (MOURA, 2007).

Dessa forma, com a análise multicritério e a álgebra de mapas, os valores obtidos pela ponderação podem ser sistematizados e representados espacialmente num mapa temático.

Existem diversos métodos de apoio multicritério à decisão, como Análise Hierárquica de Pesos (SAATY, 1980) e método Delphi (LINSTONE, 2000). Nesta pesquisa o

método adotado conta com os *expert knowledge* (GUSTAFSON, 2013) para atribuir valores de resistência a cada variável, gerando assim uma matriz de fricção com custo total. Esse método é utilizado para avaliar alguns critérios ambientais que podem influenciar no planejamento de corredores ecológicos. No Capítulo 3 é apresentado o método adotado.

### **2.8.3 Modelo de menor custo**

Os problemas de tomada de decisão em ciências ambientais frequentemente estão relacionados com a escolha de alternativas com o menor impacto, dentre as várias possíveis. Esses problemas podem ser identificados como “caminhos de menor custo”, em que o custo pode ser distância, impacto ambiental, risco, tempo de viagem ou mesmo custo de produção.

Para Chetkiewicz et al. (2006) o modelo de menor custo é uma abordagem semelhante à teoria de percolação (Seção 2.5), entretanto esse modelo envolve os custos para estimar o movimento entre dois pontos dentro da paisagem.

O modelo de menor custo é gerado a partir de uma superfície de custo ou superfície de fricção, representado por uma matriz que associa um valor (custo) ao atravessamento de uma célula/pixel (ATKINSON et al., 2005). A geração dessa superfície de custo é, em geral, resultado de um processo de análise multicritério (Seção 2.8.2), em que são ponderados os fatores de quantificação do custo de atravessamento das células.

Para calcular os valores da célula em uma superfície de custo, a função de distância de custo avalia os vizinhos de cada célula, começando com a origem, multiplica o custo médio entre cada um pela distância entre eles e atribui a cada uma das células vizinhas um valor de custo estimado. O processo move para a célula de mais baixo valor, avalia seus vizinhos com valores desconhecidos, e assim por diante (ESRI, 2010). A distância de custo é utilizada como alternativa ao cálculo da distância euclidiana ou em linha reta, pois estas não levam em consideração a resistência que a paisagem oferece ao organismo dispersor.

Em vez de calcular a distância real a partir de um ponto de origem a outro, as funções de custo determinam a menor distância ponderada de cada célula para a próxima célula

de todo o conjunto de origem. A distância é dada em unidades de custo, não em unidades geográficas (ADRIAENSEN et al., 2003).

Os algoritmos para encontrar o caminho de custo mínimo, com dados no formato *raster*, separam o problema em três partes (DOUGLAS, 1994):

- i) geração de um plano de custo de passagem, onde o custo é um valor atribuído às células de uma grade;
- ii) cálculo de um plano de custo acumulado até o fim do caminho a partir de um plano de custo de passagem (esse processo é calculado iterativamente e em etapas);
- iii) varredura do plano de custo acumulado de um ponto de início até o ponto final do caminho, sempre na direção da célula vizinha que tiver o menor custo acumulado; a decisão a ser tomada num ponto intermediário qualquer estará em estreita relação com as decisões seguintes.

A modelagem de menor custo pode ser utilizada para medir a distância entre manchas da paisagem e para avaliar a conectividade de paisagens (ADRIAENSEN et al., 2003; FOLTÊTE et al., 2008)). De acordo com Alonso (2010) esse modelo tem sido também utilizado para o delineamento de corredores, especialmente para espécies focais. O método proposto neste estudo utiliza esse modelo na criação de corredores ecológicos com enfoque nos múltiplos caminhos (*multi-path*), que está baseado no modelo de menor custo, mas é considerado um algoritmo modificado para ser capaz de modelar múltiplas rotas de movimento potencial (PINTO e KEITT, 2012).

## **2.9 Exemplos de corredores no Brasil**

No Brasil, existem iniciativas com estratégias diferenciadas para formação de corredores ecológicos. Nesse contexto, a realização de estudos visa analisar e propor métodos adequados para modelagem, implantação e avaliação da efetividade desses corredores em termos de conservação da diversidade biológica e sustentabilidade socioambiental (HERMANN, 2006).

A primeira iniciativa surgiu no início dos anos 1990, quando foi criado o “Projeto Corredores Ecológicos” dentro do “Programa Piloto para Proteção das Florestas Tropicais do Brasil”. Para identificação e seleção dos corredores propostos para a Mata Atlântica e para a Amazônia foram utilizados critérios como: a riqueza de espécies, a diversidade de comunidades e ecossistemas, o grau de conectividade, a integridade e a riqueza de espécies endêmicas (MMA, 2001).

Um dos corredores propostos foi o Corredor Central da Mata Atlântica, que abrange os estados da Bahia e Espírito Santo. Foi priorizada a formação desse corredor em razão do alto grau de vulnerabilidade e fragmentação da região. Também foi criado o Corredor da Serra do Mar, envolvendo os estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo. Esse corredor abrange uma das áreas mais ricas em diversidade biológica da Mata Atlântica. Ambos foram implementados pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).

Desde o lançamento desse projeto houve várias outras iniciativas por organizações governamentais e não-governamentais.

No Paraná, a estratégia de formação de corredores foi implementada pelo Projeto Paraná Biodiversidade (PARANÁ, 2001). Esse projeto tem como objetivo, além da conectividade, a promoção de atividades menos impactantes nas atividades agropecuárias, prevendo também a conexão de unidades de conservação e recuperação de matas ciliares e reserva legal.

Nos estados do Piauí, Bahia, Tocantins e Maranhão tem-se o Corredor Ecológico Jalapão/Mangabeira, situado em uma das regiões brasileiras considerada como prioritária para conservação do Cerrado brasileiro (BRITO, 2006). Um dos aspectos previstos para esse corredor é a preservação cultural e biológica.

Outro exemplo é o Corredor Ecológico da Caatinga, que abrange os estados de Pernambuco, Bahia, Sergipe, Piauí, Alagoas; e prevê a realização de um inventário da biodiversidade desse bioma, mediante um mapeamento de áreas prioritárias para implementação de unidades de conservação (BRITO, 2006).

No estado de Minas Gerais tem-se o Corredor Ecológico da Mantiqueira, que adotou estratégias para promover a conectividade entre os remanescentes significativos de vegetação nativa, criação de reservas naturais, adoção de técnicas sustentáveis de uso e ocupação do solo e recuperação de áreas degradadas (HERMANN, 2011). Um dos métodos utilizados para criação do corredor foi a quantificação da estrutura da paisagem, por meio das métricas de área, efeito de borda, número de manchas, forma do fragmento, área núcleo, entre outras. A conformação montanhosa e o potencial hídrico da Serra da Mantiqueira favoreceu a implementação desse corredor (HERMANN, 2011).

## **CAPÍTULO 3**

### **SELEÇÃO DE ESPÉCIES FOCAIS PARA MODELAGEM DE CORREDORES ECOLÓGICOS**

De acordo com o trabalho de Metzger (2006), cada espécie responde à fragmentação e heterogeneidade de seu hábitat de forma diferente, dependendo de suas características biológicas. No entanto, a preocupação do estudo da Biologia da Conservação é com a manutenção da biodiversidade como um todo, incluindo todas as espécies de uma região, suas interações, e a diversidade de habitats nos quais elas estão presentes. Questões sobre padrões e processos ecológicos, abordados nesta pesquisa (Seção 2.4), não podem ser resolvidos sem considerar as espécies que vivem na paisagem, de acordo com Lambeck (1999).

Porém, existem poucos dados sobre a distribuição das espécies e quase nenhuma informação sobre as densidades de populações de diferentes grupos taxonômicos de uma determinada região, necessários para definir os critérios biológicos a serem monitorados (HERMANN, 2011). Isso dificulta a utilização de critérios biológicos para propor corredores ecológicos e para avaliar sua efetividade como ferramenta de planejamento regional. Contudo, um dos grandes desafios para a conservação é representar, de algum modo, todo o sistema, através do conhecimento parcial que já se tem de algumas espécies ou processos.

Com a finalidade de propor modelos de corredores ecológicos para a região em estudo, este capítulo apresenta a fundamentação teórica e os critérios biológicos para seleção e a caracterização de espécies focais, bem como as espécies focais selecionadas para a modelagem de conectividade proposta.

#### **3.1 Espécies focais**

Existem estratégias de conservação baseadas no estudo de espécies representativas, que indicam as respostas de várias outras espécies, ou no estudo de grupos funcionais, por exemplo, grupos formados pelas espécies que têm os mesmos requisitos biológicos, e desse modo respondem a determinado processo, bem como a fragmentação, de modo

similar. O conhecimento desse limitado número de espécies possibilita inferir as respostas das outras espécies. Com isso, muitos trabalhos têm adotado o conceito de espécies guarda-chuva, definidas por Lambeck (1999) como aquelas que têm maiores demandas ambientais do que qualquer outra, de tal modo que fornecendo as condições para a manutenção daquelas espécies seria possível manter as demais. Esses requisitos podem ser de diferentes naturezas, sendo que para cada um, é possível definir um gradiente de demanda, sendo as espécies guarda-chuva as mais exigentes.

Para escolha de espécies guarda-chuva que representem de uma forma geral as espécies locais e os processos ecológicos, Beier (2007) definiu em seu trabalho cinco critérios principais:

- 1) espécies sensíveis a determinadas áreas, geralmente aquelas que primeiramente irão desaparecer ou se tornar triviais ecologicamente caso não haja conectividade entre essas áreas;
- 2) espécies especialistas de determinado hábitat, com maiores necessidades de áreas contínuas de um tipo de vegetação ou elemento topográfico;
- 3) espécies com dispersão limitada, que possuem movimentos curtos ou restrições a certos elementos da matriz;
- 4) espécies sensíveis a barreiras, como estradas ou canais;
- 5) espécies que são ecologicamente importantes.

Em termos de conectividade dessas espécies indicadoras, esse autor ressalta a importância de não modelar um corredor somente para os grandes carnívoros, que são excelentes espécies focais, pois existem muitas outras espécies que necessitam de conectividade para manter a diversidade genética e a estabilidade da metapopulação<sup>2</sup>. O objetivo deve ser a conservação ou restauração da funcionalidade das manchas da paisagem, mantendo assim, os processos ecológicos e possibilitando a dispersão de espécies.

---

<sup>2</sup>Conjunto de populações locais isoladas espacialmente em fragmentos de hábitat e unidas funcionalmente por fluxos biológicos (LEVINS, 1969).

O conhecimento das características biológicas das espécies focais possibilita a compreensão das condições mínimas para sua conservação, e teoricamente, das outras espécies menos exigentes. Essas condições auxiliam na proposição de corredores ecológicos entre fragmentos da paisagem e podem conduzir um possível gerenciamento de planos de conservação.

As características indicadas por Metzger (2006) para seleção de espécies focais são: a necessidade de grandes áreas e de proximidade entre os remanescentes de hábitat, devido às capacidades limitadas de dispersão e aos requerimentos específicos de micro-hábitat.

Ribeiro (2010) utilizou características como a sensibilidade de espécies de aves florestais a ambientes abertos ou de borda, área de vida (requerimento de hábitat), e o deslocamento máximo diário ou explorativo (quando o indivíduo está dispersando), para o desenvolvimento de um modelo baseado em indivíduos que simula a movimentação dessas espécies.

No Programa de Pesquisa Biota/FAPESP<sup>3</sup> (FAPESP, 2008) é utilizada uma combinação de indicadores biológicos e ambientais para definição das espécies focais, devido a dificuldade de se obter dados biológicos adequadamente padronizados e em quantidade suficiente para serem usados de forma sistemática. Assim, são selecionadas as áreas prioritárias para conservação, restauração e conexão de manchas representativas de habitats nativos. Todas as informações das espécies-alvo são georreferenciadas e associadas aos dados de paisagem para direcionar a elaboração dos mapas sínteses de áreas prioritárias. Os critérios utilizados pelo Programa Biota para seleção de espécies focais são: ameaça de extinção; registro único; baixa capacidade de deslocamento; sensibilidade a alterações ambientais; e endemismo (FAPESP, 2008).

---

<sup>3</sup> Programa de Pesquisa Biota/FAPESP - tem o intuito de proteger e restaurar a biodiversidade do estado de São Paulo e fundamenta-se no propósito de disponibilizar informações biológicas geradas com cunho científico para sustentar políticas públicas na área ambiental (FAPESP, 2008).



## **3.2 Critérios ecológicos para seleção e caracterização de espécies focais**

Nesta seção são apresentados os critérios ecológicos utilizados para seleção das espécies focais deste trabalho, ou seja, aquelas que apresentam maiores exigências e diferentes requisitos ecológicos, que orientam o estudo de modelagem de corredores ecológicos. Os critérios são: espécies ameaçadas em extinção; espécies endêmicas; espécies especialistas de um hábitat; área de vida; deslocamento na matriz e sensibilidade a barreiras.

Ao fazer a citação do critério segue uma descrição para detalhamento dos métodos escolhidos .

### **3.2.1 Espécies ameaçadas em extinção**

Para esse critério adotou-se a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas (versão 3.1) da *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) e a Lista de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Estado de Minas Gerais, conforme Deliberação Normativa COPAM 147/2010 (COPAM, 2010).

A Lista Vermelha da IUCN é definida considerando diversos critérios relevantes para todas as espécies e todas as regiões do mundo, com intuito de transmitir a urgência da conservação para o público e para a implementação de políticas públicas, para tentar reduzir a extinção de espécies. Alguns critérios considerados são as taxas de declínio, o tamanho da população, a área de distribuição geográfica, e o grau de fragmentação da população.

As categorias consideradas nessa lista são as seguintes:

- extinto (EX) – sem indivíduo restante conhecido;
- extinta na natureza (EW) – conhecido apenas para sobreviver em cativeiro ou como uma população naturalizada fora de sua faixa histórica;
- criticamente em perigo (CR) – risco extremamente alto de extinção na natureza;
- em perigo (EN) – alto risco de extinção na natureza;
- vulnerável (VU) – alto risco de ameaça no mundo selvagem;

- quase ameaçada (NT) – provavelmente em perigo no futuro próximo;
- pouco preocupante (LC) – menor risco, não se qualifica para uma categoria de maior risco (taxa generalizada e abundante estão incluídos nesta categoria);
- deficiente em dados (DD) – não há dados suficientes para fazer uma avaliação do seu risco de extinção;
- não avaliada (NE) – ainda não foi avaliada em função dos critérios.

Quando se discute a Lista Vermelha da IUCN, o termo oficial "ameaçada" é um agrupamento de três categorias: criticamente em perigo, em perigo e vulnerável (IUCN, 2011). Para a seleção das espécies focais deste trabalho é considerado somente se é ameaçada ou não, o detalhamento da categoria não é considerado.

Na lista do COPAM (COPAM, 2010) são listadas apenas as espécies ameaçadas, de acordo com as categorias estabelecidas pela IUCN. Para essas espécies, devem ser desenvolvidos planos de recuperação e proteção que serão elaborados sob a coordenação do Instituto Estadual de Florestas – IEF, com a participação dos demais órgãos do Sistema Estadual de Meio Ambiente – SISEMA, dos órgãos municipais, da comunidade científica e da sociedade civil organizada.

### **3.2.2 Espécies endêmicas**

O endemismo tem sido utilizado frequentemente como um dos critérios para escolha de áreas com propósitos para conservação de espécies.

Uma área de endemismo, de acordo com Carvalho (2009), é entendida como uma região geográfica indicada a partir da combinação de áreas de distribuição de táxons endêmicos, isto é, espécie ou grupos de espécies relacionados com ocorrência exclusiva em uma região particular. Diz que é uma área onde houve restrição espacial de parte de uma biota causada por um processo comum de isolamento (SILVA, 2011).

O padrão de endemismo possui o componente espacial, pois é delimitado e entendido a partir da distribuição das espécies. No Brasil, especialmente no estado de Minas Gerais, há endemismo de flora e fauna.

Neste trabalho, são destacadas as espécies endêmicas do estado e do Brasil, por meio da análise de trabalhos e pesquisas desenvolvidos na área de estudo sobre aspectos de endemismos de espécies.

### **3.2.3 Espécies especialistas de um hábitat**

Espécies especialistas são aquelas que necessitam de grandes áreas para sobreviver, sendo que sua redução pode ocasionar a impossibilidade de encontrar um parceiro para reprodução, comprometendo o número de indivíduos, podendo levar à extinção. Para espécies especialistas de um hábitat, a alteração do ambiente significa a necessidade de procurar novos habitats que apresentem condições semelhantes às anteriores.

Neste trabalho é atribuída maior relevância às espécies especialistas, ou seja, àquelas que são exigentes quanto aos habitats que ocupam, enfatizando os biomas que ocorrem na região. As espécies generalistas não representam o foco deste estudo, pois são pouco exigentes, apresentam hábitos alimentares variados, alta taxa de crescimento e alto potencial de dispersão.

### **3.2.4 Área de vida**

A área de vida pode ser definida, como no trabalho de Kanegae (2009), como uma área utilizada pelo animal em suas atividades normais, durante a obtenção de alimentos e parceiros, e no cuidado com a prole. Bellis et al. (2004) destacam que o conhecimento da área de vida da espécie, principalmente das ameaçadas, é de grande importância não apenas para o entendimento de como o indivíduo está distribuído na paisagem, mas também para se propor estratégias de manejo e conservação com uso na determinação de reservas naturais.

O resultado de um estudo de área de vida é apresentado na forma numérica, geralmente em km<sup>2</sup>, e na forma geométrica da área sobre um mapa do local de estudo (SILVEIRA, 1998).

Neste trabalho é realizado um levantamento bibliográfico de trabalhos científicos sobre algumas espécies, identificando o requerimento de habitats (área de vida). Pelo fato

destes estudos ainda serem escassos, este dado não foi encontrado para todas as espécies.

### **3.2.5 Deslocamento na matriz e sensibilidade a barreiras**

Neste trabalho foi realizado um levantamento de dados e trabalhos sobre a possibilidade das espécies analisadas se deslocarem na matriz, ou seja, em locais onde não são identificados como seu hábitat natural. Também são levantadas as informações de espécies que se adaptam ou não a determinadas barreiras, como curso d'água ou estradas.

### **3.3 Seleção de espécies focais de aves e de mamíferos para modelagem de corredores ecológicos**

Os indivíduos de aves e mamíferos que possuem alto potencial para representarem as espécies focais deste estudo são avaliadas a partir de estudos e levantamentos faunísticos da região (áreas de estudo descritas no Capítulo 4 – Seção 4.2).

Conforme sugerido por Metzger (2006), utilizou-se um conjunto de características ecológicas para definição dos perfis ecológicos.

#### **3.3.1 Seleção de espécies focais de aves**

Nesta seção é apresentado o método de seleção de espécies de avifauna que indicam alto potencial de importância ecológica, de acordo com as características analisadas, e que representam as espécies focais para modelagem de corredores ecológicos nessa pesquisa.

Numa primeira etapa são analisadas as seguintes características:

- espécies ameaçadas de acordo com a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (IUCN, 2011) e da Lista de Espécies de Fauna Ameaçadas em Extinção do COPAM (COPAM, 2010);
- endemismo.

Para ambas as características há duas possíveis respostas: sim ou não, considerando qualquer grau de ameaça para as espécies que possuem registro nas listas de espécies ameaçadas em extinção.

Dessa forma, são possíveis os seguintes resultados:

- endêmica e ameaçada: alto potencial para espécies focais;
- endêmica ou ameaçada: médio potencial para espécies focais;
- não é endêmica e nem ameaçada: baixo potencial para espécies focais.

As espécies indicadas com baixo potencial são desconsideradas na análise. Aquelas com potencial médio são consideradas, pois as características seguintes podem influenciar na indicação das espécies com maior potencial para representar as espécies focais.

Após essa primeira análise, as espécies de aves são separadas por fitofisionomias de ocorrência. Do total de 176 aves de interesse para este estudo, encontradas em levantamentos das áreas protegidas do Sistema Rio Manso, da Estação Ecológica de Fechos, do Parque Estadual da Serra do Rola Moça e estudos de Leite (2006), Hoffmann et al. (2007, 2009), Hoffmann e Rodrigues (2011), Vasconcelos et al. (2003, 2008), Lopes et al. (2009), Ferreira et al. (2009) e Mazzoni et al. (2012), foram selecionadas 24 aves: 4 aves florestais, 12 aves campestres com predomínio no cerrado, 5 aves endêmicas de campo rupestre, e 3 aves com ocorrência mista entre mata e cerrado (Tabela 1). No entanto, essas três últimas foram desconsideradas para a etapa seguinte, por apresentarem características generalistas, podendo ser representadas por espécies mais restritas de ocorrência em apenas uma dessas fitofisionomias.

Dessa maneira, foram definidos três grupos focais nessa etapa: aves florestais, aves campestres e aves de campo rupestre. Na segunda etapa são analisadas as demais características para seleção das espécies indicadoras de cada grupo focal, ou seja, as mais exigentes e sensíveis às características analisadas.

Tabela 1 – Espécies de aves com médio e alto potencial para indicação de espécies focais na área de estudo, selecionadas a partir de características ecológicas.

| Ordem           | Família                            | Espécie                            | Nome Popular                     | Lista Vermelha da IUCN | Lista Vermelha do COPAM | Endemismo |
|-----------------|------------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|------------------------|-------------------------|-----------|
| Passeriformes   | Emberizidae                        | <i>Sporophila frontalis</i> *      | Pixoxo                           | Sim – VU               | Sim – EM                | Não       |
|                 | Pipridae                           | <i>Antilophia galeata</i> *        | Soldadinho                       | Não – LC               | Não                     | Sim       |
|                 |                                    | <i>Ilicura militaris</i>           | Tangarazinho                     | Não – LC               | Não                     | Sim       |
|                 | Vireonidae                         | <i>Hylophylus amaurocephalus</i>   | Vite-Vite de Olho Cinza          | Não – LC               | Não                     | Sim       |
| Passeriformes   | Corvidae                           | <i>Cyanocorax cristatellus</i> *   | Gralha do Campo                  | Não – LC               | Não                     | Sim       |
|                 | Emberizidae                        | <i>Coryphas piza melanotis</i> *   | Tico-Tico de Máscara Negra       | Sim – VU               | Sim – EM                | Não       |
|                 |                                    | <i>Saltatriculata atricollis</i> * | Bico de Pimenta                  | Não – LC               | Não                     | Sim       |
|                 |                                    | <i>Sporophila cinnamomea</i> *     | Caboclinho de Chapéu Cinzento    | Sim – VU               | Não                     | Não       |
|                 |                                    | <i>Sporophila melanogaster</i> *   | Caboclinho de Barriga Preta      | Não – NT               | Sim – EM                | Sim       |
|                 |                                    | <i>Sporophila palustris</i> *      | Caboclinho de Papo Branco        | Sim – EM               | Sim – CR                | Não       |
|                 | Rhinocryptidae                     | <i>Melanopareia torquata</i> *     | Tapaculo de Colarinho            | Não – LC               | Não                     | Sim       |
| Scleruridae     | <i>Alectrurus tricolor</i> *       | Galito                             | Sim – VU                         | Não                    | Não                     |           |
| Tyrannidae      | <i>Culicivora caudacuta</i>        | Papa Moscas do Campo               | Sim – VU                         | Não                    | Não                     |           |
|                 | <i>Geositta poeciloptera</i> *     | Andarilho                          | Sim – VU                         | Sim – EM               | Sim                     |           |
|                 | <i>Euscarthmus rufo marginatus</i> | Maria Corruíra                     | Não – NT                         | Sim – CR               | Sim                     |           |
| Accipitriformes | Accipitridae                       | <i>Harpyhaliaetus coronatus</i> *  | Águia Cinzenta                   | Sim – EM               | Não                     | Não       |
| Apodiformes     | Trochilidae                        | <i>Augastes scutatus</i>           | Beija-Flor de Gravata Verde      | Não – NT               | Não                     | Sim       |
| Passeriformes   | Emberizidae                        | <i>Embernagra longicauda</i> *     | Rabo Mole da Serra               | Não – NT               | Não                     | Sim       |
|                 |                                    | <i>Poospiza cinerea</i> *          | Capacetinho do Oco do Pau        | Sim – VU               | Não                     | Sim       |
|                 |                                    | <i>Porphyrospiza caerulescens</i>  | Campainha Azul                   | Não – NT               | Não                     | Sim       |
|                 | Tyrannidae                         | <i>Polystictus superciliaris</i>   | Papa Moscas de Costas Cinzentas  | Não – NT               | Não                     | Sim       |
| Galbuliformes   | Galbulidae                         | <i>Jacamaralcyon tridactyla</i> *  | Cuitelão                         | Sim – VU               | Não                     | Sim       |
| Passeriformes   | Thraupidae                         | <i>Hemithraupis ruficapilla</i>    | Saíra Ferrugem                   | Não – LC               | Não                     | Sim       |
|                 | Tyrannidae                         | <i>Knipolegus nigerrimus</i>       | Maria Preta de Garganta Vermelha | Não – LC               | Não                     | Sim       |

Aves florestais
  Aves campestres/cerrado
  Aves de campo rupestre
  Aves com ocorrência mista em fitofisionomias vegetais.

\*Presentes na lista de espécies focais do Programa Biota do estado de São Paulo (FAPESP, 2008).

Na segunda etapa da análise dos dados para seleção de espécies focais tem-se a avaliação de mais dois critérios ecológicos: área de vida e capacidade de deslocamento na matriz ou sensibilidade à barreiras, como por exemplo à rodovias. Esses critérios são mais complexos, pois existem poucos estudos disponíveis na literatura avaliando essas características para as aves.

Nesta etapa é atribuída uma escala de pontuação para os resultados possíveis, tendo maior potencial para indicação de espécies focais aquelas que obtiverem maior pontuação. Na Tabela 2 são apresentadas as características e suas respectivas pontuações, de acordo com as condições de vida das espécies indicadas na literatura. Assim, se a espécie for ameaçada, endêmica, possuir uma área de vida maior, e se não possui capacidade de se deslocar na matriz, ela terá maior pontuação e com isso maior potencial para ser uma espécie focal.

Tabela 2 – Critérios e pontuação para escolha de espécies focais.

| Critérios              | Pontuação |                             |         |
|------------------------|-----------|-----------------------------|---------|
|                        | 0         | 1                           | 2       |
| Ameaçadas              | Não       | Sim                         | -       |
| Endêmicas              | Não       | Sim                         | -       |
| Área de vida           | Até 10 ha | 10 – 30 ha                  | > 30 ha |
| Deslocamento na matriz | Sim       | Não (sensíveis à barreiras) | -       |

Dessa forma são selecionadas as espécies focais para a modelagem de corredores ecológicos deste trabalho. Na Tabela 3 são apresentadas as espécies focais selecionadas, ou seja, aquelas com as maiores pontuações, considerando os dados encontrados na literatura.

Tabela 3 – Espécies focais com maior sensibilidade aos critérios ecológicos analisados de acordo com a escala de pontuação adotada.

| Características                              | Espécies  |   |  |
|--|---|---|--|
|  | <i>Antilophia galeata</i>   | <i>Cyanocorax cristatellus</i>            | <i>Poospiza cinerea</i>                      |
| Ameaçada                                     | 0   | 0   | 1  |
| Endêmica                                     | 1   | 1   | 1  |
| Área de vida (ha)                            | 0,60 a 0,96   | 172                                       | 3  |
| Deslocamento na matriz/Sensíveis a barreiras | Sim (áreas antrópicas)/Áreas abertas podem ser barreiras para dispersão | Sim (áreas agrícolas, áreas semi-urbanas) | Sim (pastagem, áreas degradadas, antrópicas) |
| <b>Pontuação</b>                             | 2   | 3   | 2  |

### 3.3.2 Seleção de espécies focais de mamíferos

Nesta seção é apresentado o método de seleção de espécies de mamíferos que representam as espécies focais para modelagem de corredores ecológicos nessa pesquisa.

Para selecionar as espécies de mamíferos foi realizado um levantamento bibliográfico de pesquisas realizadas na região de estudo para saber a ocorrência de espécies (RODRIGUES, 2005; LEAL et al., 2008; PORTUGAL, 2009; MASSARA, 2009; ALMEIDA, 2011; SANTOS, 2011). A partir desse levantamento foram selecionadas as espécies de médio porte e que possuem representatividade em ambientes florestais e campestres. Desta forma, pequenos mamíferos e quirópteros (morcegos) não foram considerados, embora tenha sido encontrada ocorrência significativa deles na região, na literatura consultada.

Com esse levantamento constata-se a existência de relevantes espécies de mamíferos na região (Tabela 4), com médio e alto potencial para indicação de espécies focais a partir da análise de sua condição encontrada na Lista Vermelha da IUCN, indicando o seu grau de ameaça ou não à extinção. No entanto, a escolha das espécies focais de mamíferos limita-se àquelas com maiores quantidades de registros, de acordo com a literatura consultada. Desse modo, espécies de *Chrysocyon brachyurus* (Lobo Guará) e *Puma concolor* (Onça Parda) são as espécies selecionadas neste trabalho.

Tabela 4 – Espécies de mamíferos com médio e alto potencial para indicação de espécies focais na área de estudo.

| Ordem        | Família         | Espécie                          | Nome Popular         | Lista Vermelha da IUCN Versão 3.1 |
|--------------|-----------------|----------------------------------|----------------------|-----------------------------------|
| Artiodactyla | Tayassuidae     | <i>Pecari tajacu</i> *           | Porco do Mato        | Não – LC                          |
| Carnivora    | Canidae         | <i>Chrysocyon brachyurus</i> *   | Lobo Guará           | Não – NT                          |
|              | Felidae         | <i>Leopardus tigrinus</i> *      | Gato do Mato Pequeno | Sim – VU                          |
|              |                 | <i>Leopardus wiedii</i> *        | Gato do Mato         | Não – NT                          |
|              |                 | <i>Puma concolor</i> *           | Onça Parda           | Não – LC                          |
|              | Mustelidae      | <i>Lontra longicaudis</i>        | Lontra               | DD                                |
| Pilosa       | Myrmecophagidae | <i>Myrmecophaga tridactyla</i> * | Tamanduá-Bandeira    | Sim – VU                          |
| Primates     | Pitheciidae     | <i>Callicebus personatus</i> *   | Guigó                | Sim – VU                          |

\* Presentes na lista de espécies focais do Programa Biota do estado de São Paulo (FAPESP, 2008).



### 3.4 Descrição das espécies focais selecionadas para modelagem de corredores ecológicos

As aves selecionadas para representar esse grupo focal são da Ordem Passeriformes, a mais numerosa das ordens de avifauna. Essa ordem possui espécies de tamanhos variados, entre dimensões pequenas e médias. Quando filhotes têm hábitos insetívoros, mas na fase adulta, devido à variedade de habitats, existem passeriformes com diversos tipos de hábitos alimentares. A construção de ninhos por essas aves visa a proteção contra a predação por diversos tipos de predadores.

A seguir são descritas as três espécies de aves selecionadas (Tabela 3): *Antilophia galeata*, *Cyanocorax cristatellus* e *Poospiza cinerea*.

A espécie *Antilophia galeata*, conhecida popularmente como Soldadinho ou Tangará, é uma espécie endêmica de ambientes florestais, encontrada principalmente em matas de galeria ao longo de cursos d'água (RODRIGUES, 2005). Possuem hábitos solitários ou no máximo em casais, pois são pouco associáveis. De acordo com Leite (2006), o grau de dependência de florestas por essa espécie pode fazer com que as áreas abertas funcionem como uma barreira para dispersão, podendo provocar o isolamento de populações.

A *Cyanocorax cristatellus* é uma espécie endêmica de áreas campestres (LEITE, 2006; LOPES, 2007), principalmente no Brasil Central. Encontra-se em processo de expansão de sua distribuição pelo sudeste brasileiro, acompanhando o desmatamento de florestas tropicais. Essa espécie possui nome popular de Gralha do Campo e costuma viver em bandos e são arborícolas. Raramente desce ao solo, passa a maior parte do tempo em árvores altas, até mesmo em espécies vegetais introduzidas, como eucaliptos e pinheiros.

A *Poospiza cinerea* é conhecida como Capacetinho-do-Oco-do-Pau. É uma espécie pouco estudada em campo e é endêmica de áreas campestres da região central do Brasil, encontrada muitas vezes em regiões de campos rupestres de Minas Gerais. É encontrada geralmente em ambientes de altitudes entre 600 e 1200 metros (VASCONCELOS et al., 2008; LOPES et al., 2009; WISCHHOFF, 2012).

As espécies de mamíferos selecionadas para representar esse grupo focal se apresentam como relevantes componentes dos ecossistemas, pois mantêm e auxiliam na restauração da diversidade e na resiliência de ecossistemas. Entretanto, são vulneráveis aos processos de fragmentação (CHIARELLO, 1999). A seguir são descritas as duas espécies selecionadas: *Chrysocyon brachyurus* e *Puma concolor*.

O Lobo Guará, *Chrysocyon brachyurus*, é o maior representante da família Canidae na América do Sul. Tem ampla distribuição no Brasil, é capaz de percorrer grandes distâncias diariamente e ocupa grandes áreas de vida. Áreas antropizadas, pastagens e cultivos agrícolas podem ser utilizados tanto para forragear quanto para descansar (MASSARA, 2009).

*Puma concolor*, ou Onça Parda, é uma das maiores espécies de mamíferos predadores terrestres do Brasil e, como outros gatos silvestres, vem sofrendo fortes pressões resultantes da destruição de seus habitats naturais. É uma espécie tolerante às alterações antrópicas na paisagem. Possui ampla distribuição e é considerada como espécie guarda-chuva, por representar as exigências ecológicas de toda a comunidade onde ocorre (SILVEIRA, 2004).

## CAPÍTULO 4

### **MODELAGEM ESPACIAL DE CORREDORES ECOLÓGICOS UTILIZANDO ESPÉCIES FOCAS EM PAISAGENS NATURALMENTE HETEROGÊNEAS**

Neste capítulo são apresentados os métodos utilizados para modelagem de corredores ecológicos por meio da análise de múltiplos caminhos (*muti-path*), tendo os principais métodos: identificação de *hotspots* de conservação (áreas importantes para preservação da biodiversidade); seleção de espécies focais; e a análise multicritério, que produz as matrizes de custos para definição dos corredores.

#### **4.1 Introdução**

A necessidade de proteção dos recursos naturais e de utilização sustentável da diversidade biológica torna-se imprescindíveis devido a grandes pressões antrópicas em ambientes naturais (RANDS et al., 2010). A perda de hábitat e a fragmentação de habitats resultam em paisagens com baixa proporção de vegetação remanescente, em geral com tamanhos reduzidos, alto grau de isolamento e elevada propensão a efeito de borda e com baixa qualidade para a manutenção da biodiversidade (FAHRIG, 2003). Esse processo reduz a conectividade, pois divide o ambiente em numerosas ilhas, podendo comprometer a movimentação ou dispersão de indivíduos, e conseqüentemente o fluxo gênico das espécies (MANEL et al., 2003). Uma das estratégias para se manter a biodiversidade em escala regional é a seleção de áreas prioritárias para a conservação (WILLIAMS et al., 2002) e para a formação de corredores ecológicos (GILBERT-NORTON et al., 2010). Embora muitos esforços tenham sido feitos para se equacionar a definição de áreas para a conservação (p.ex. JOLY et al., 2010), a maioria dos esforços foi baseada na presença de espécies ameaçadas, no tamanho, grau de heterogeneidade e de conservação das áreas. Ainda não há consenso sobre como definir espacialmente a formação de corredores.

Este capítulo apresenta a proposta de um método para priorização de áreas para formação de corredores ecológicos utilizando a similaridade de ambientes naturais e antrópicos como forma de prever a dispersão de fauna e flora associadas às formações

florestais e savânicas, investigando também o grau de concordância espacial entre os corredores simulados nesses habitats.

No contexto deste estudo considera-se conectividade como a capacidade da paisagem em promover fluxo de organismos (TAYLOR et al., 1993), seja por considerar aspectos estruturais – i.e. arranjo espacial ou ligações físicas entre os remanescentes, ou funcionais – quando se incorpora os atributos das espécies (MARTENSEN et al., 2008, 2012). A conectividade estrutural pode, em muitos casos, ser considerada um potencial de conectividade funcional (ver Capítulo 2). No entanto, o estabelecimento de conexões espaciais não significa que elas existam funcionalmente. Ou, inversamente, a ausência de conexões espaciais não implica obrigatoriamente na ausência de fluxos biológicos. Tudo depende das características da espécie e da maneira como ela se locomove na paisagem e interage com seus elementos (METZGER, 2003).

Quando a quantidade de habitat remanescente reduz para menos de 60% (ver teoria da percolação; STAUFFER, 1985), para algumas espécies a conectividade é potencialmente comprometida, se asseverando abaixo de 30% (FAHRIG, 2003; ver PARDINI et al., 2010 – para mamíferos; MARTENSEN et al., 2012 – para aves). Dessa forma, para se manter a um conjunto de estratégias para conservação, podem ser adotados a manutenção ou formação de corredores ecológicos, sejam estruturais ou funcionais (MARTENSEN et al., 2008, 2012); o manejo da matriz (BEIER e NOSS, 1998; CASTELLON e SIEVING, 2006; PARDINI et al., 2009) ou o aumento da qualidade de habitat (RAYFIELD et al., 2010). Estudos recentes propõem abordagens distintas para lidar com questões relacionadas à conectividade na escala da paisagem (BENNET, 1990; BUNN et al., 2000; VOGT et al., 2009; McRAE et al., 2008; TUBELIS et al., 2004; LAUNDGUTH et al., 2012; AWADE e METZGER, 2008; PINTO e KEITT, 2009). Entretanto, muitas dessas abordagens consideram principalmente aspectos estruturais da paisagem, e consideram principalmente paisagens com ambientes mais homogêneos (a maioria com foco em ambientes florestais), raramente lidando com paisagens naturalmente heterogêneas (p.ex. paisagens com florestas e formações savânicas). E quando consideram algum nível de heterogeneidade não exploram um amplo espectro de respostas potenciais de espécies

respondendo de forma distinta aos tipos de ambientes e ao processo de fragmentação e perda de hábitat (METZGER, 2006).

Neste capítulo é apresentado o método para delimitar corredores ecológicos, através da modelagem de dados espaciais, considerando as características biológicas de espécies focais e identificando fragmentos potenciais para manter a conectividade, visando a manutenção da biodiversidade em paisagens fragmentadas e naturalmente heterogêneas.

A modelagem apresentada neste capítulo, assim como todo o trabalho, baseia-se nos princípios da ecologia da paisagem, considerando a heterogeneidade natural e diferentes perfis de espécies com atributos para a definição de matrizes de resistências dos diferentes tipos de ambientes naturais ou modificados, tendo-se como foco principal a movimentação de indivíduos.

## **4.2 Área de estudo**

A área de estudo está localizada no quadrilátero ferrífero, na porção sul da região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil (Figura 3). Nessa área estão localizadas três unidades de conservação: Parque Estadual da Serra do Rola Moça, Área de Proteção Ambiental do Rio Manso e o Monumento Natural da Serra da Moeda.

A área apresenta em torno de 190 mil hectares. Ao norte tem-se a presença do alinhamento das Serras dos Três Irmãos e Itatiaiuçu no eixo leste-oeste. No extremo leste, no eixo norte-sul, se localiza o alinhamento das Serras da Calçada e da Moeda. Esta região montana possui altitudes superiores a 1200 metros. Está inserida na sub-bacia do Rio Paraopeba, afluente do Rio São Francisco (LAZARIM, 1999).

A escolha dessa área para aplicação da metodologia proposta deve-se a sua diversidade ecológica e por ser uma área de transição ambiental entre diferentes tipos de fitofisionomias: remanescentes de vegetação nativa, compreendendo formações de Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Campos de Altitude, com manifestações de campos ferruginosos, quartizíticos e gramíneos, que contribui para a grande riqueza biológica para flora e também pra diversidade de fauna.

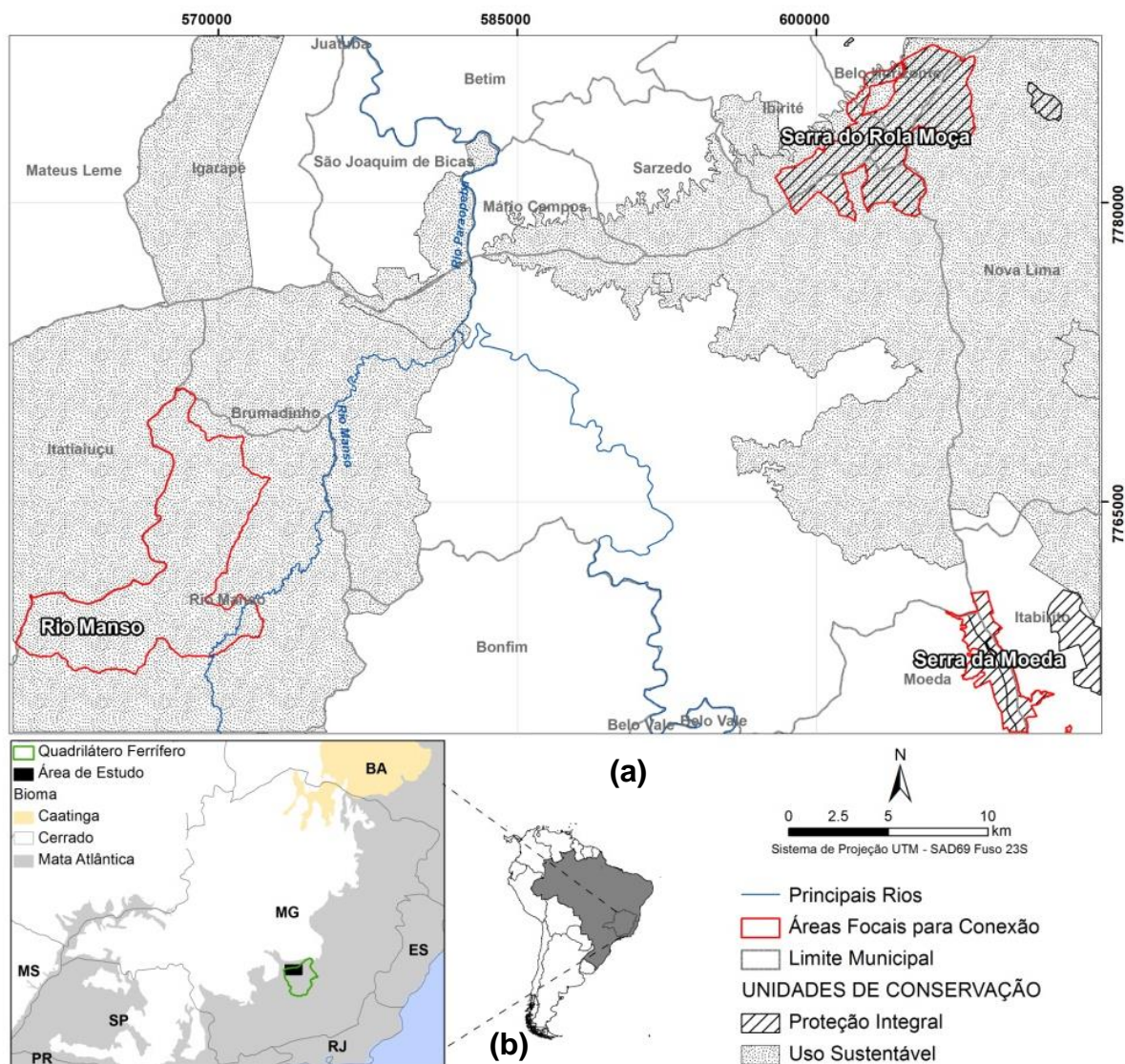


Figura 3 – (a) Área de estudo com destaque para as três unidades de conservação: Parque Estadual da Serra do Rola Moça; Área de Proteção Especial do Rio Manso; Monumento Natural da Serra da Moeda. (b) Localização da área no Quadrilátero Ferrífero – Minas Gerais e nos biomas Cerrado e Mata Atlântica.

#### 4.3 Método para modelagem espacial de corredores ecológicos

Os tópicos seguintes apresentam os métodos utilizados neste trabalho pra delimitação espacial de corredores ecológicos.

### **4.3.1 Áreas focais para conexão**

As três unidades de conservação (Parque Estadual da Serra do Rola Moça, Área de Proteção Ambiental do Rio Manso e o Monumento Natural da Serra da Moeda – Figura 3a) são definidas, neste trabalho, como Áreas Focais para Conexão (AFC) e são consideradas como origem e alvo para a modelagem dos corredores ecológicos. Dessa forma, os corredores potenciais a serem propostos deverão necessariamente permitir a conectividade e o fluxo potencial de organismos entre essas três áreas.

### **4.3.2 Hotspots para conservação**

Os *hotspots* para conservação (HSC) são considerados neste trabalho como as manchas de remanescentes de vegetação que podem ser consideradas como potenciais trampolins (*stepping stones*) para o movimento de espécies a longo prazo, e tem tamanho suficiente para manter viáveis populações das espécies focais.

Os *hotspots* para conservação (HSC) foram determinados para as espécies focais adaptadas em ambientes florestais e em ambientes campestres encontrados na região de estudo. Foram considerados alguns atributos como a área de vida das espécies e efeito de borda dos fragmentos. Como as espécies respondem a efeitos de borda (ver LYRA-JORGE et al., (2010) para exemplos de carnívoros de grande porte), especialmente aqueles dependentes de florestas, foi definido um limite de borda de 100 metros (METZGER et al. 2009, MARTENSEN et al. 2012) para manchas florestais para definição do HSC. Isso permite evitar a seleção de fragmentos florestais com forma muito irregular como HSC, exceto quando eles são grandes em tamanho.

Os elementos da paisagem estão representados na Figura 4 como: matriz, a porção predominante da paisagem que assume vários tipos de uso e ocupação do solo; os fragmentos florestais; e o efeito de borda desses fragmentos que formam, quando o fragmento é pequeno, trampolins ecológicos (*stepping stones*) ou corredores, quando apresentam formas mais alongadas.

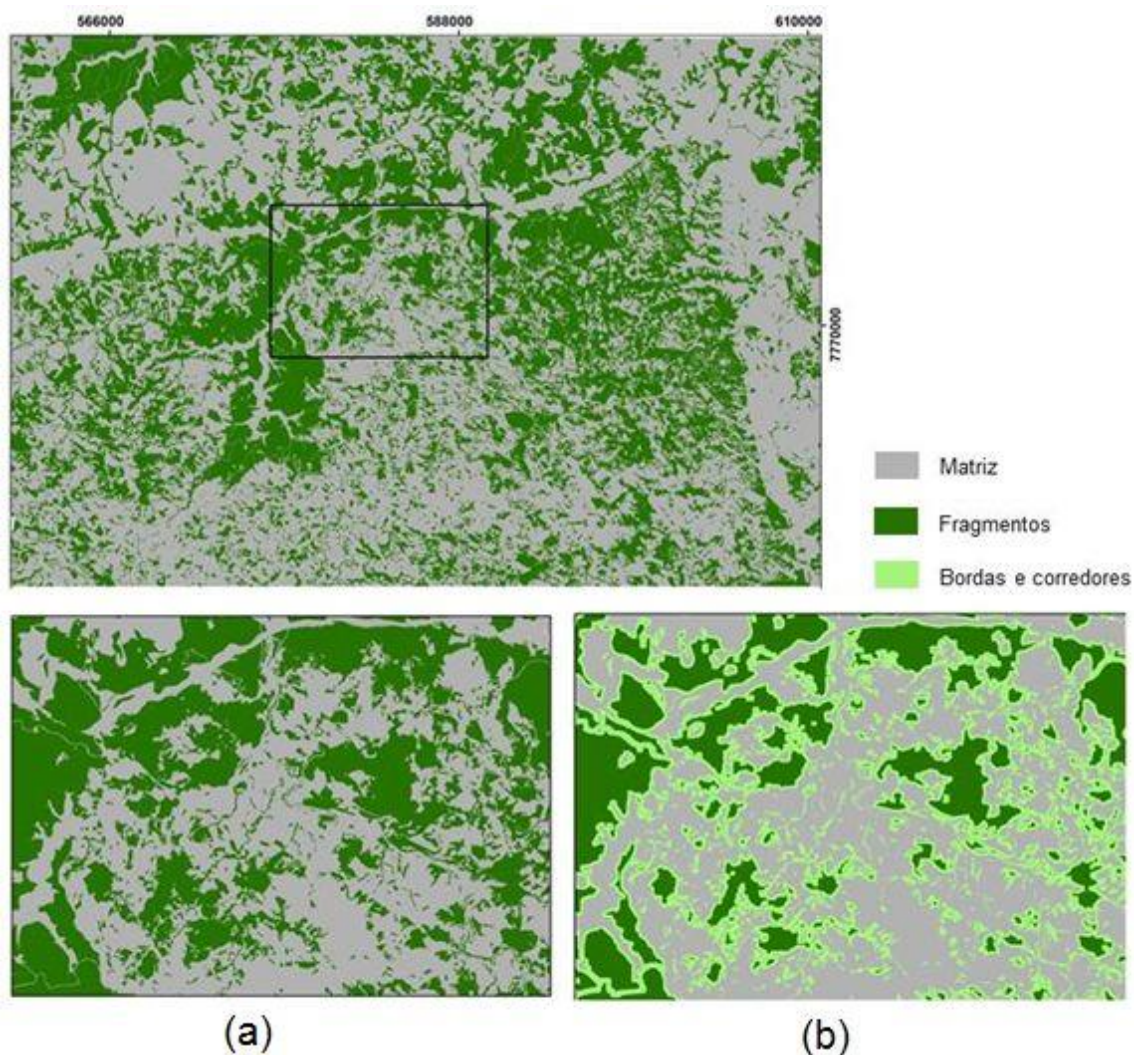


Figura 4 – Fragmentos florestais na área de estudo: (a) fragmentos; (b) efeito de borda de 100 metros que assume função de *stepping stones* ou corredores quando os fragmentos são pouco representativos em sua área. (Sistema de projeção UTM / SAD 69)

#### 4.3.3 Seleção de espécies focais

Foram escolhidos dois grupos de espécies ecologicamente relevantes (VOS et al., 2001): espécies dependentes de ambientes florestais e de ambientes campestres (savânicos). As espécies escolhidas são boas indicadoras para a degradação do hábitat (WILLIAMS et al., 2002), e para conservação da biodiversidade (METZGER et al., 2009; LYRA-JORGE et al., 2010; PARDINI et al., 2010; MARTENSEN et al., 2012). Na Tabela 5 são apresentados os atributos ecológicos para cada espécie selecionada e no



Capítulo 3 há informações detalhadas sobre o processo de seleção dessas espécies. As espécies foram selecionadas por serem as que melhores preenchem os pré-requisitos para definição de espécies focais deste trabalho, sendo eles: espécies ameaçadas em extinção; espécies endêmicas; espécies especialistas de um determinado hábitat; e espécies com alto requerimento de área de vida.

Tabela 5 – Atributos ecológicos das espécies focais selecionadas.

| <b>Espécies</b>  | <b>Hábitat</b> | <b>Área de Vida (ha)</b> | <b>Espécies Ameaçadas</b> | <b>Características</b>  | <b>Autor</b>   |
|--|----------------|--------------------------|---------------------------|---|--|
| <i>Antilophia galeata</i> (Passeriformes)<br>Soldadinho              | Florestal      | 0,60 a 0,90              | Pouco preocupante         | Habita entre 500 e 1.000 m de altitude. Áreas abertas são barreiras.                                    | Kanegae (2009), Rodrigues (2005), Leite (2006)   |
| <i>Cyanocorax cristatellus</i> (Passeriformes)<br>Gralha do Campo    | Campestre      | 172                      | Pouco preocupante         | Ocupa áreas agrícolas e ambientes antropizados,   | Leite (2006), Vasconcelos e Nemésio (2007)   |
| <i>Poospiza cinerea</i> (Passeriformes)<br>Capacetinho do Oco do Pau | Campestre      | 3                        | Vulnerável                | Habita áreas abertas, entre 600 e 1.200 m de altitude. Ocupa pastagem, áreas degradadas e antropizadas. | Costa e Rodrigues (2006), Vasconcelos et al. (2008), Lopes et al. (2009), Wischhoff (2012) |
| <i>Chrysocyon brachyurus</i> (Carnivora)<br>Lobo Guará               | Campestre      | 2.100 a 13.200           | Pouco preocupante         | Capaz de percorrer longa distância.   | Amboni (2007), Paula et al. (2007), Rocha (2008), Massara (2009).                          |
| <i>Puma concolor</i> (Carnivora)<br>Onça Parda                       | Florestal      | 6.500 a 60.800           | Pouco preocupante         | Ocupa áreas de borda, áreas agrícolas e degradadas.   | Mantovani (2001), Silveira (2004)  |

#### 4.3.4 Modelagem de corredores ecológicos

No caso deste estudo, a modelagem de corredores foi baseada em superfície de custo (resistência), em que a paisagem representada em forma matricial foi ponderada e assim foi possível avaliar a probabilidade dos animais se deslocarem de acordo com os diferentes critérios avaliados e sua resistência em atravessar matrizes com perturbações antrópicas.

Embora historicamente os estudos utilizem superfície de resistência para estabelecer corredores através da análise de menor custo (ver RAYFIELD et al., 2010), foi escolhido nesse estudo uma abordagem semelhante, mas que identificam vários

caminhos para conectar as AFC, ou seja, os caminhos de menores custos (PINTO e KEITT, 2009). Essa abordagem identifica rotas alternativas de conexão entre AFCs, permitindo algum grau de flexibilidade ao estimar os custos acumulados. Embora o programa LORACS (PINTO et al., 2009) seja uma opção para esse método, o software atualmente não lida com grande conjunto de dados, caso desse estudo. Devido a isso, foi utilizado ArcGIS 9.3 para identificar os múltiplos caminhos.

A matriz de custo gerada para cada espécie focal é resultado de uma análise multicritério, em que são ponderados os critérios de acordo com o conhecimento de especialistas – *expert knowledges* (GUSTAFSON, 2013). Para o cruzamento dessas informações, foram consideradas as seguintes variáveis mapeadas em planos de informação:

- unidades de conservação: áreas de proteção integral e de uso sustentável;
- potencial passagem de fauna: foi considerado um raio de 500 metros a partir dos locais de interseções da rede hidrográfica com o sistema viário, indicando uma possível passagem de fauna;
- altitude e declividade: obtidas a partir de dados ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer* – (JPL, 2012);
- uso e ocupação do solo: mapeamento na escala 1:5.000, a partir de dados do satélite SPOT e Rapideye, considerando as classes campo antrópico, urbanização, floresta, vegetação secundária, cerrado, área agrícola, campo rupestre, água, mineração e sistema viário.

Nas Figuras 5 a 9 são mostrados os mapeamentos das variáveis utilizadas na análise multicritério, para gerar a matriz de custo total para cada espécie focal. Esses mapeamentos estão na projeção UTM, fuso 23, Datum SAD 69.

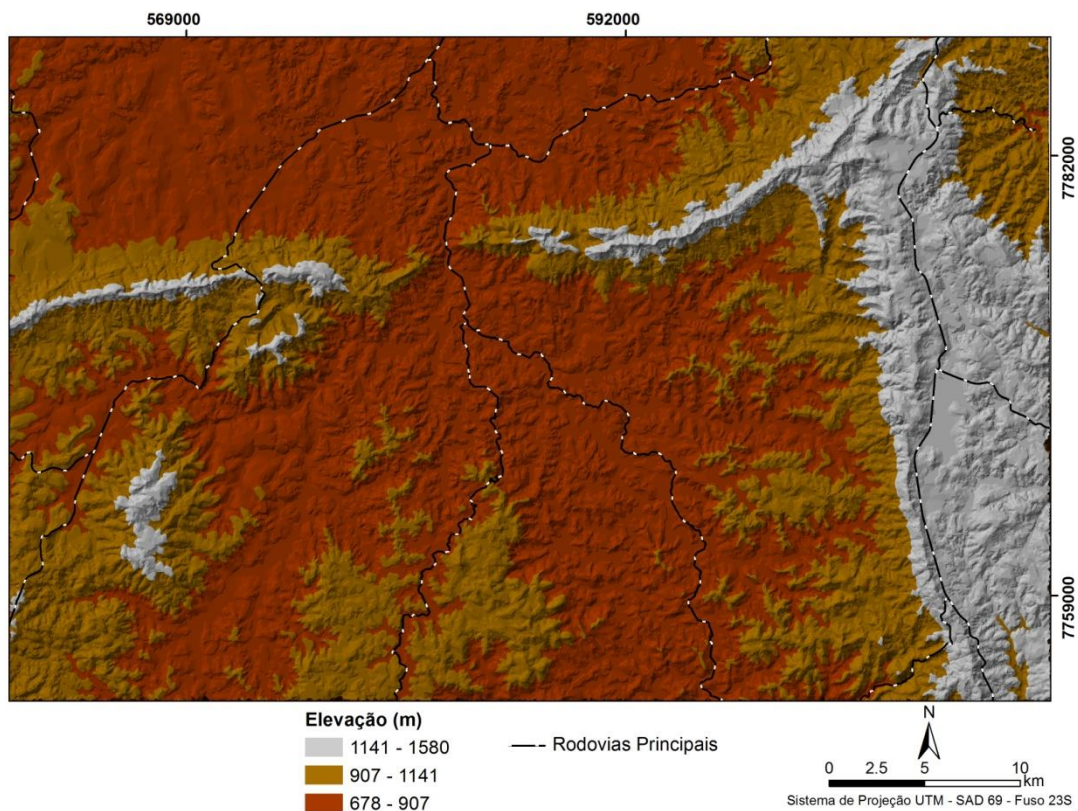


Figura 5 – Representação hipsométrica do relevo da área de estudo.  
Fonte de dados: JPL (2012) e DER-MG (2010).

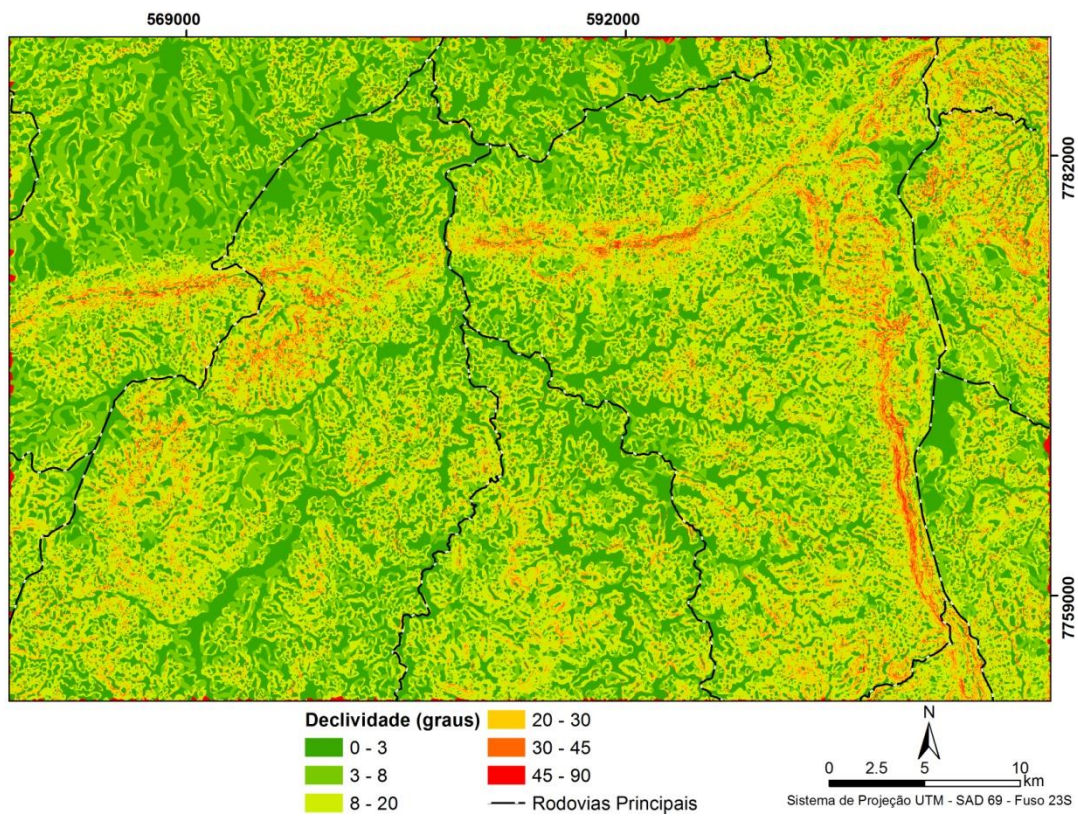


Figura 6 – Declividade da área de estudo.

Fonte de dados: JPL (2012) e DER-MG (2010).

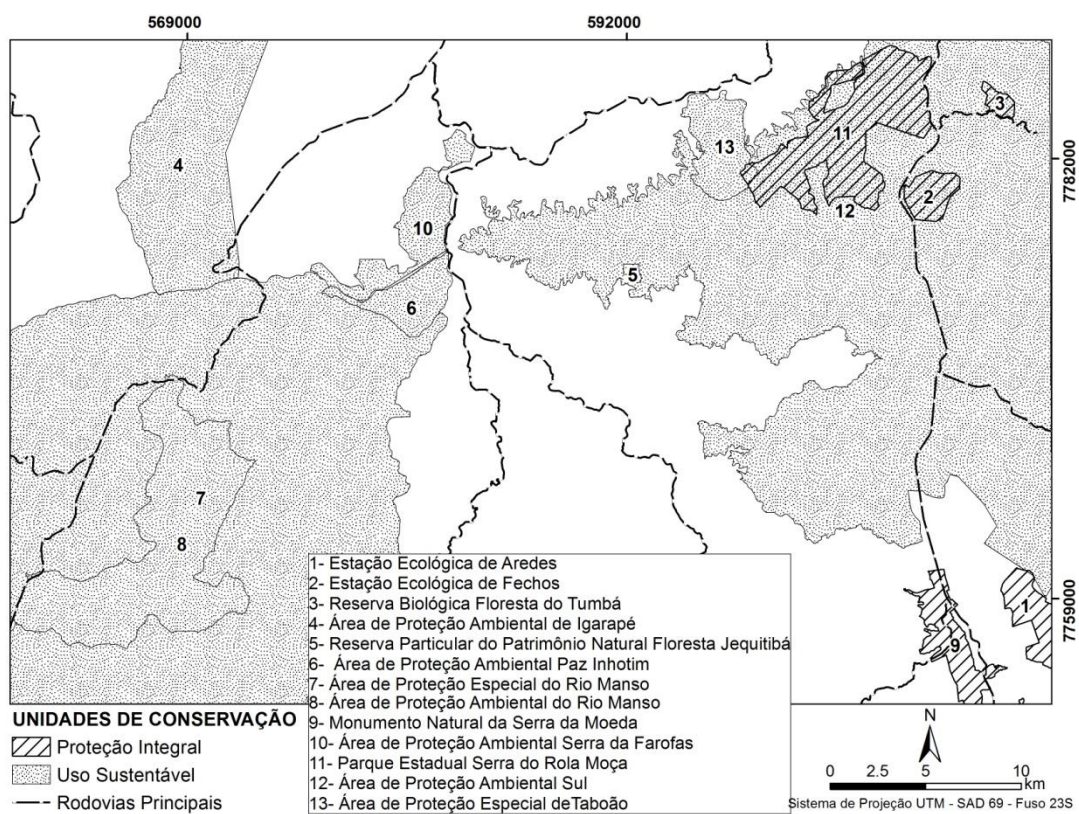


Figura 7 – Unidades de Conservação na área de estudo.  
 Fonte de dados: IEF-MG (2011) e DER-MG (2010).

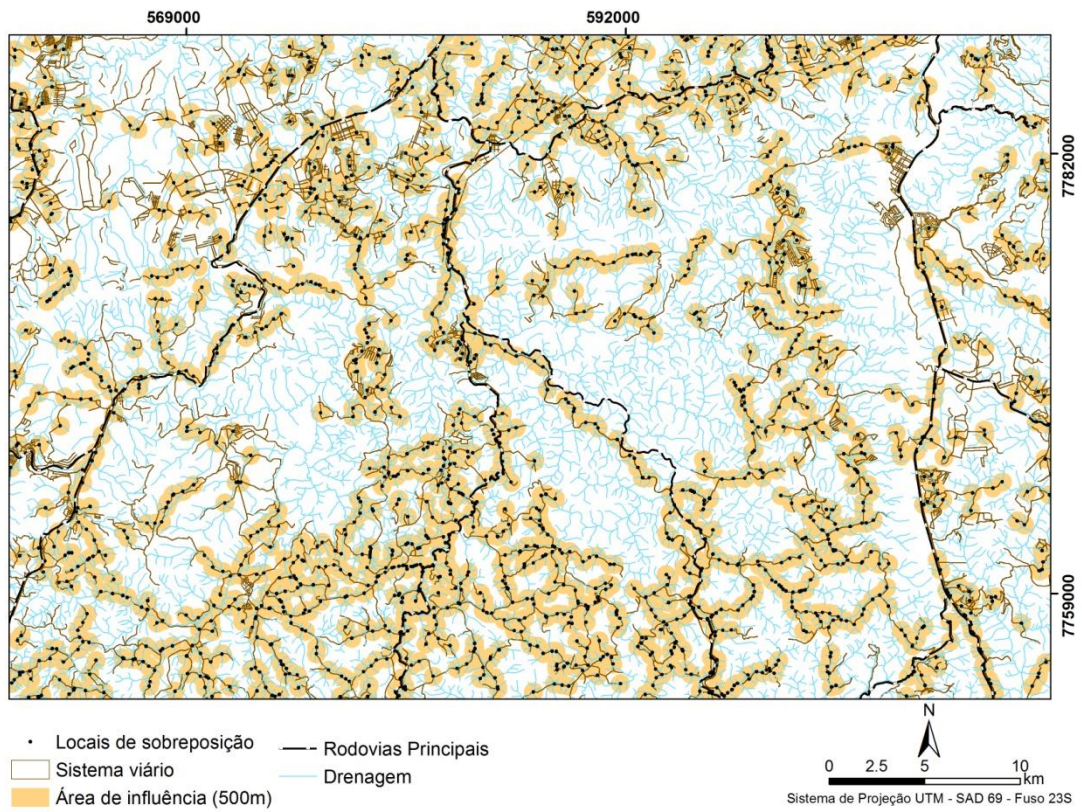


Figura 8 – Locais potenciais para passagem de fauna e suas áreas de influência (raio de 500 m), em relação ao sistema viário e a hidrografia.  
 Fonte de dados: IGAM (2011) e DER-MG (2010).

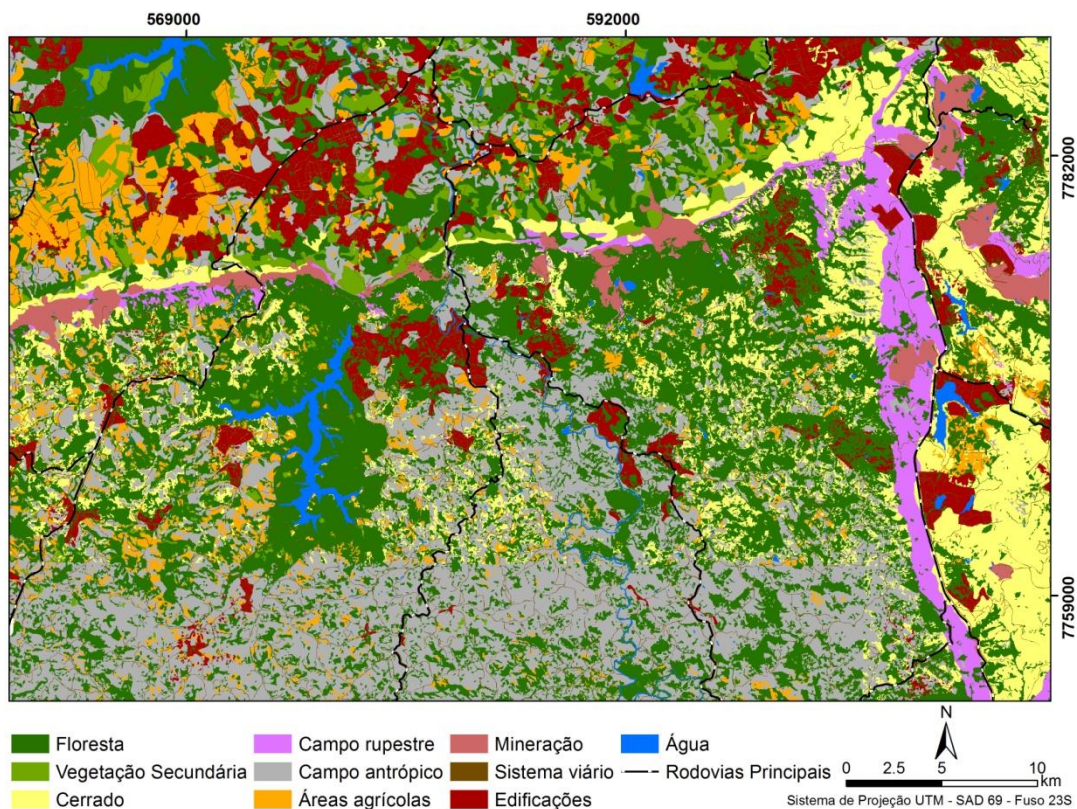


Figura 9 – Uso e cobertura do solo na área de estudo.

Fonte de dados: IGAM (2011) e DER-MG (2010).

Todos os planos de informação foram ponderados de acordo com os custos e pesos atribuídos por especialistas afim de avaliar a capacidade de deslocamento de cada espécie focal para determinadas classes dos critérios adotados (Tabela 6). Com isso, a sobreposição de todos os planos de informação em formato matricial foi possível com a análise multicritério (métodos detalhados no Capítulo 2), para que em seguida, fossem delimitados os caminhos múltiplos de menores custos.

Os custos de cada classe, atribuídos por especialistas, variam de 0 a 5, sendo que valores mais elevados indicam inviabilidade e valores mais baixos representam maior viabilidade para implementação de corredores. Na Tabela 6 são apresentados os valores de configuração de resistência para cada característica da paisagem e para cada perfil ecológico definido para as espécies.

Tabela 6 – Valores de resistência dos critérios ambientais utilizados na análise multicritério.

| <b>Critérios (Pesos)</b>       | <b>Variáveis</b>           | <i>P.cinerea</i> | <i>A.galeata</i> | <i>C.cristatellus</i> | <i>P.concolor</i> | <i>C.brachyurus</i> |
|--------------------------------|----------------------------|------------------|------------------|-----------------------|-------------------|---------------------|
| Passagem de Fauna (0,15)       | Presença                   | 0                | 0                | 0                     | 0                 | 0                   |
|                                | Ausência                   | 3                | 3                | 3                     | 3                 | 3                   |
| Unidades de Conservação (0,15) | Uso Sustentável            | 2                | 2                | 2                     | 2                 | 2                   |
|                                | Proteção Integral          | 0                | 0                | 0                     | 0                 | 0                   |
|                                | No data                    | 3                | 3                | 3                     | 3                 | 3                   |
| Altitude em metros (0,20)      | 0-339                      | 4                | 2                | 3                     | 3                 | 2                   |
|                                | 339-678                    | 2                | 2                | 1                     | 1                 | 0                   |
|                                | 678-907                    | 1                | 1                | 1                     | 1                 | 1                   |
|                                | 907-1141                   | 1                | 1                | 1                     | 1                 | 3                   |
|                                | 1141-1580                  | 0                | 3                | 1                     | 2                 | 5                   |
| Declividade em graus (0,20)    | 0-3 Plano                  | 3                | 2                | 1                     | 0                 | 0                   |
|                                | 3-8 Suave Ondulado         | 2                | 2                | 1                     | 0                 | 1                   |
|                                | 8-20 Ondulado              | 2                | 1                | 2                     | 1                 | 1                   |
|                                | 20-30 Forte Ondulado       | 1                | 2                | 3                     | 2                 | 3                   |
|                                | 30-45 Muito Forte Ondulado | 1                | 3                | 2                     | 3                 | 4                   |
|                                | > 45                       | 1                | 3                | 2                     | 4                 | 4                   |
| Uso Solo (0,30)                | Vegetação Secundária       | 3                | 2                | 2                     | 0                 | 1                   |
|                                | Campo antrópico (Pastagem) | 3                | 5                | 1                     | 3                 | 2                   |
|                                | Cerrado                    | 3                | 3                | 0                     | 0                 | 0                   |
|                                | Urbano                     | 4                | 5                | 3                     | 5                 | 4                   |
|                                | Floresta                   | 5                | 0                | 4                     | 0                 | 2                   |
|                                | Área agrícola              | 5                | 5                | 3                     | 2                 | 2                   |
|                                | Corpos d'água              | 3                | 3                | 4                     | 1                 | 2                   |
|                                | Sistema Viário             | 4                | 5                | 3                     | 3                 | 4                   |
|                                | Mineração                  | 4                | 5                | 3                     | 4                 | 4                   |
| Campo Rupestre                 | 0                          | 4                | 1                | 1                     | 0                 |                     |

Com a matriz de custo total gerada com análise multicritério, define-se o mapa matricial de distâncias de custo e direção de custo. As funções de custo determinam a menor distância ponderada de cada célula para a próxima célula de todo o conjunto de origem. A distância é dada em unidades de custo, não em unidades geográficas (ADRIANSEN et al., 2003).

Para calcular os valores da célula em uma superfície de custo, a função distância avalia os vizinhos de cada célula, iniciando com a origem, multiplica o custo médio entre cada pixel pela distância entre eles e atribui a cada uma das células vizinhas um valor de custo estimado. O processo move para a célula de menor valor, avalia seus vizinhos com valores desconhecidos, e assim por diante. A distância de custo é utilizada como alternativa ao cálculo da distância euclidiana ou em linha reta, pois essas não levam em



consideração a resistência que a paisagem oferece ao organismo dispersor (FERRERAS, 2001).

A definição do corredor pelos múltiplos caminhos é representada pelos menores custos entre os pontos de origem e alvo. A distância de custo representa como os custos numa matriz acumulam à medida que afasta da origem; e a direção de custo determina o rumo para a posição mais fácil (menor custo) de volta a origem, no caso as áreas protegidas e as áreas focais para conservação.

Nas Figuras 10 e 11 são mostradas as matrizes de distância e de direção de custo para espécies florestais, que foram calculadas a partir da matriz de custo total resultante da análise multicritério. Embora os exemplos mostrados são de espécies florestais, esse procedimento foi realizado para todas as espécies focais analisadas para modelagem dos *multi-path*. Esses exemplos indicam o Parque Estadual Serra do Rola Moça como origem, no entanto, outros processos foram gerados, considerando as outras áreas protegidas como origem também.

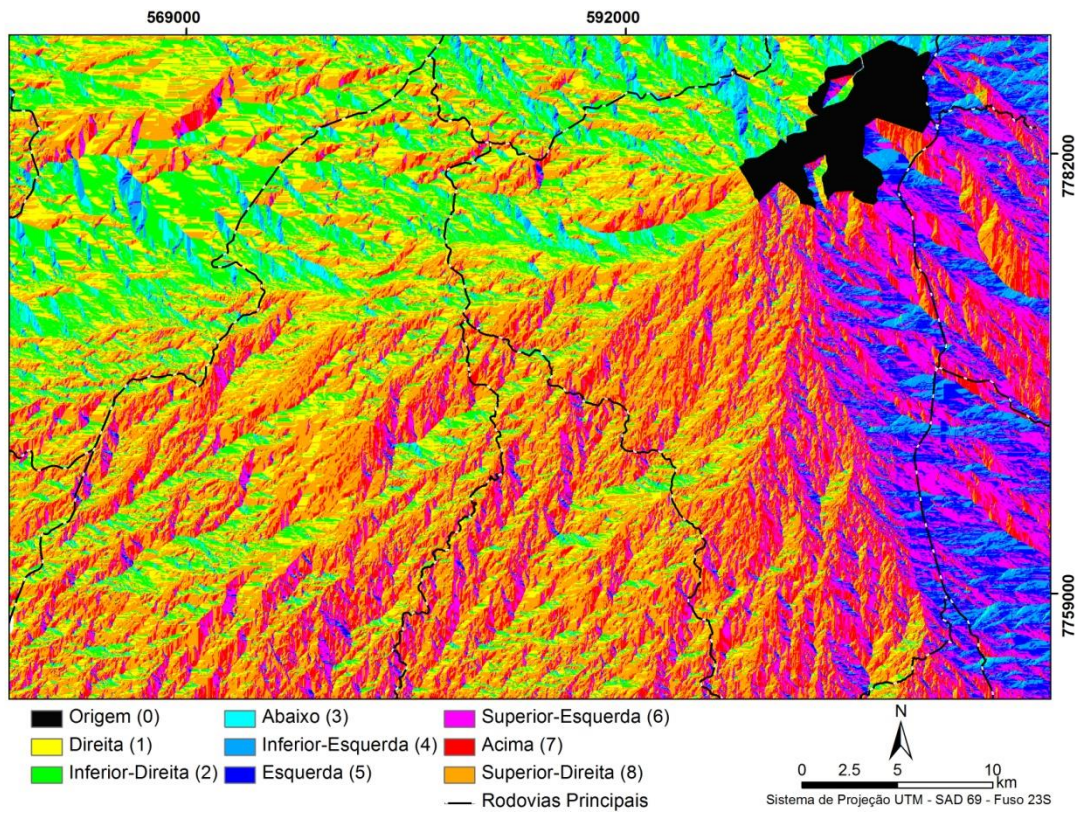


Figura 10 – Matriz de direção de custo para espécie *Antilophia galeata* tendo o Parque Estadual da Serra do Rola Moça como origem.

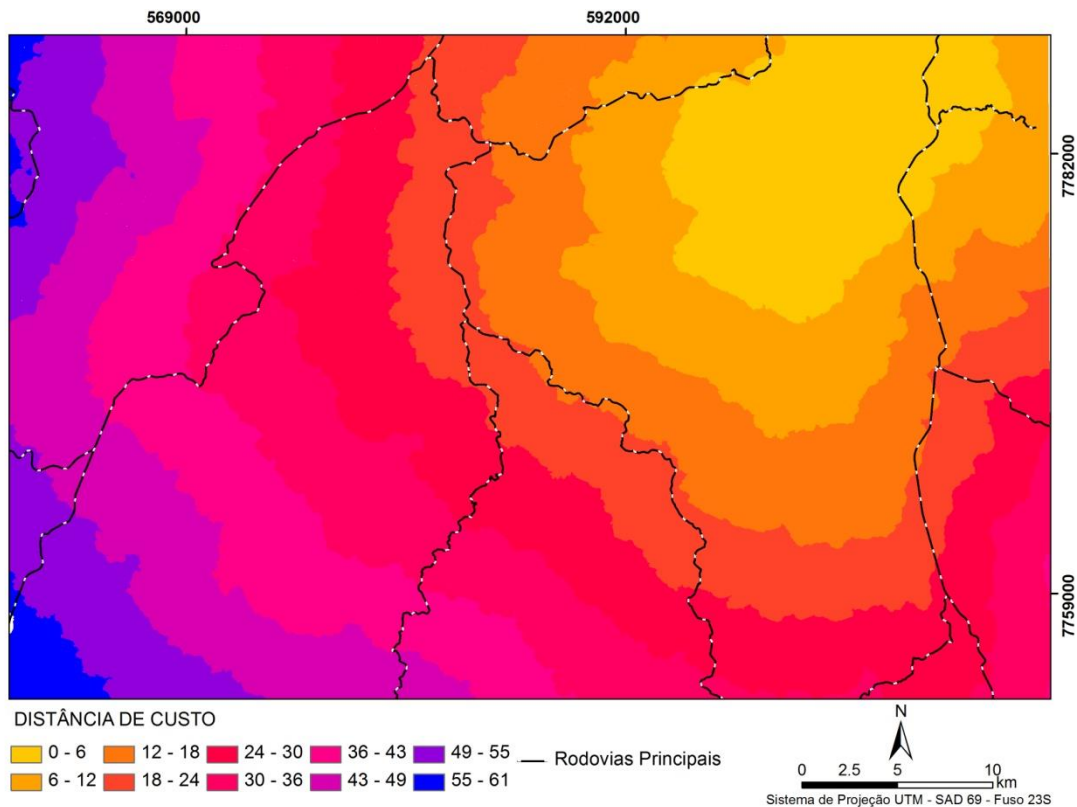


Figura 11– Matriz de distância gerada a partir da superfície de fricção para a espécie *Antilophia galeata* tendo o Parque Estadual da Serra do Rola Moça como origem.

Na Figura 12 é apresentada uma síntese dos métodos descritos neste capítulo para modelagem dos corredores ecológicos através da análise *multi-path* em paisagens naturalmente heterogêneas, utilizando dados ecológicos de espécies focais. Uma vez definidas as variáveis ambientais, foram atribuídos valores de resistência para cada classe, com o auxílio de especialistas (*expert knowledges*) das espécies focais selecionadas. Dessa maneira, foi possível realizar uma sobreposição de informações geográficas utilizando análise multicriterial, gerando assim uma matriz de custo total para cada espécie focal. Com as áreas focais e os *hotposts* de conservação determinados, gerou-se uma matriz de distância de custo e de direção de custo, permitindo simular os caminhos de menores custos, definidos como os corredores ecológicos.

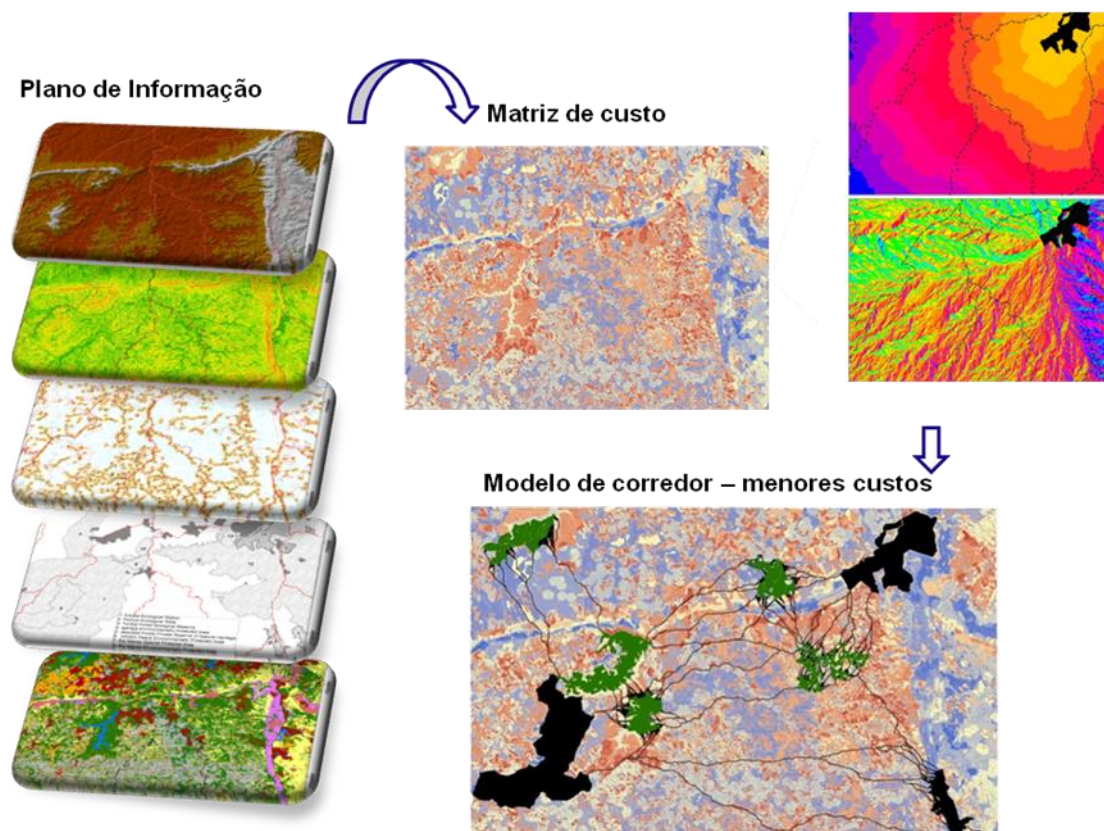


Figura 12– Síntese da metodologia para modelagem dos corredores ecológicos.

#### 4.3.5 Análise de concordância espacial entre corredores florestais e campestres

Para uma análise quantitativa utilizou-se o grau de proximidade espacial ou distanciamento entre os corredores das espécies focais, calculado pelo programa *R* (2011). Foram comparados os corredores propostos entre as espécies campestres, entre as espécies florestais e uma comparação entre os corredores campestres e florestais.

#### 4.4 Resultados

O plano de informação de uso e ocupação do solo apresentou o “peso” mais elevado para gerar a matriz de custo para cada espécie focal de acordo com a opinião dos especialistas. Entre as dez tipologias utilizadas, houve predominância dos fragmentos classificados como floresta, com cerca de 35% de cobertura da área de estudo (Tabela 7). Isso indica que essa região ainda possui relevantes remanescentes de Mata Atlântica que devem ser preservados para que não sejam degradados diante do avanço das

ameaças antrópicas em seu entorno. As classes representando os ambientes campestres (cerrado e campo rupestre) atingem pouco mais de 15% da cobertura da paisagem, o que indica uma fragilidade desse hábitat em termos de ameaças a conservação, pois são fitofisionomias ameaçadas pelas atividades minerárias, expansão urbana e atividades agropecuárias, que representam aproximadamente 35% da área.

Tabela 7– Áreas das classes de uso e cobertura do solo.

| Classes              | Área           |               |
|----------------------|----------------|---------------|
|                      | (ha)           | (%)           |
| Floresta             | 67.288         | 35,45         |
| Vegetação Secundária | 6.560          | 3,46          |
| Cerrado              | 23.197         | 12,22         |
| Campo rupestre       | 6.363          | 3,35          |
| Pastagem             | 45.153         | 23,79         |
| Áreas agrícolas      | 12.070         | 6,36          |
| Mineração            | 4.046          | 2,13          |
| Sistema viário       | 5.479          | 2,89          |
| Edificações          | 16.646         | 8,77          |
| Água                 | 3.017          | 1,59          |
| <b>Total</b>         | <b>189.819</b> | <b>100,00</b> |

Os caminhos gerados de menores custos indicando a melhor opção para formação do corredor ecológico das cinco espécies focais estão representados na Figura 13.

As espécies representativas dos ambientes campestres tiveram padrões semelhantes de corredores simulados. Os mesmos *hotspots* para conservação foram selecionados para as espécies *C. cristatellus* e *C. brachyurus* para delimitação do sistema de corredores, pois estes requerem hábitat de tamanho maiores para sua sobrevivência, já que são mais exigentes em suas características naturais. Fragmentos que atendem essa exigência são escassos na área de estudo. Para *P. cinerea*, houve mais opções de fragmentos potenciais, uma vez que essa ave demanda uma menor área de vida. Observou-se que a delimitação dos *hotspots* para conservação para esta espécie ocorreu nos alinhamentos de serras, corroborando assim com as características ecológicas de *P. cinerea*, que é encontrada em áreas campestres de maiores altitudes.

Como geralmente a área de vida de aves florestais é menor, foram encontrados cinco fragmentos potenciais na paisagem de estudo para *A. galeata*, pois esta espécie é menos

exigente em relação ao requerimento de hábitat. *P. concolor* foi a espécie focal mais exigente.

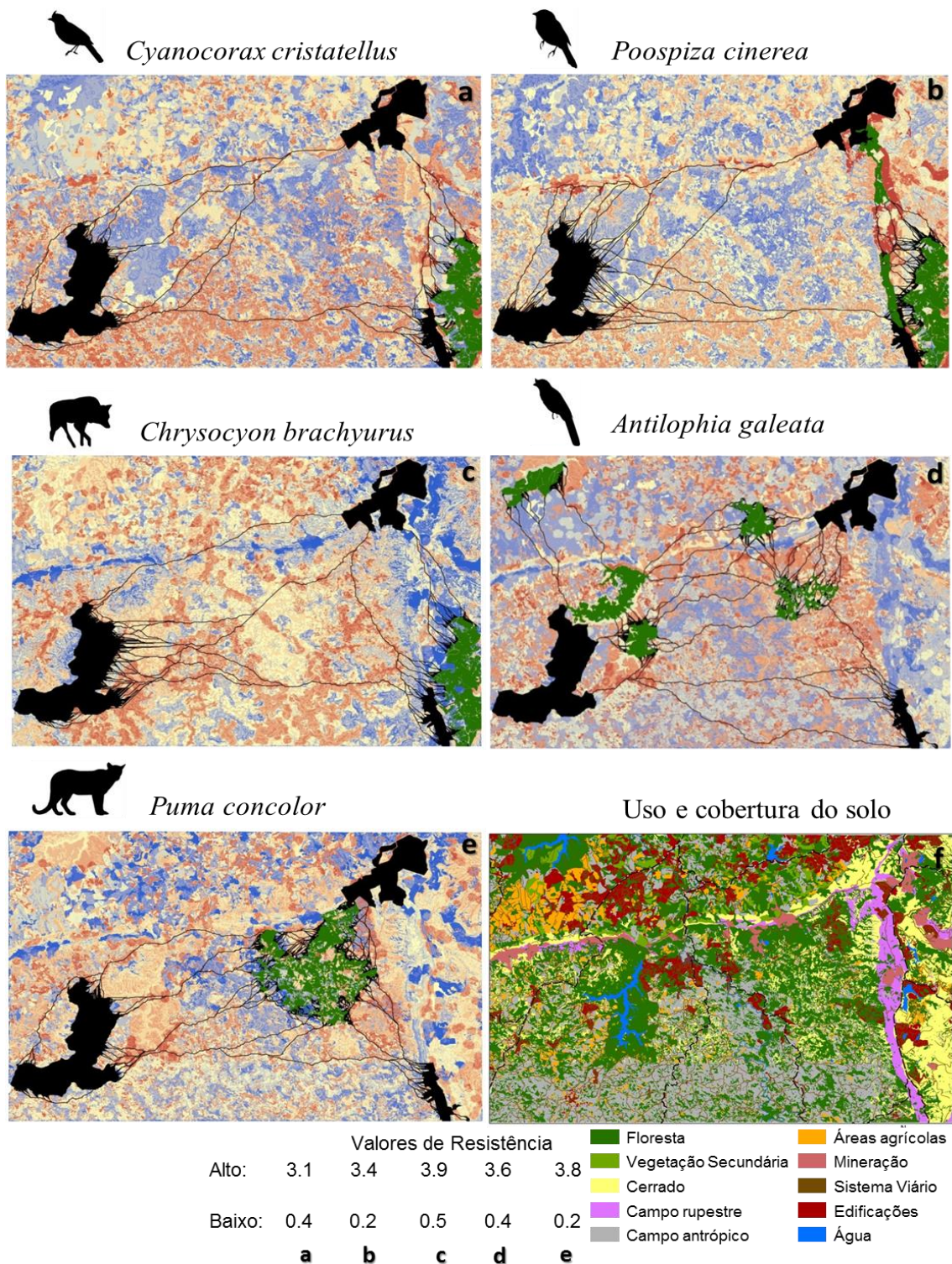


Figura 13 – Áreas focais para conexão e hotspots para conservação com corredores ecológicos de múltiplos caminhos, para as espécies focais de ambientes campestres: (a) *Cyanocorax cristatellus*; (b) *Poospiza cinerea*; (c) *Chrysocyon brachyurus*; e de ambientes florestais: (d) *Antilophia galeata*; (e) *Puma concolor*. (f) Uso e cobertura do solo.

#### 4.4.1 Concordância espacial dos corredores ecológicos

No histograma da Figura 14, que indica o quanto os corredores propostos de ambientes campestres se distanciam ou se aproximam dos corredores de ambientes florestais, é mostrado que espacialmente os corredores estão próximos, pois se verifica alta frequência de pixels para distâncias menores, indicando alto grau de concordância espacial.

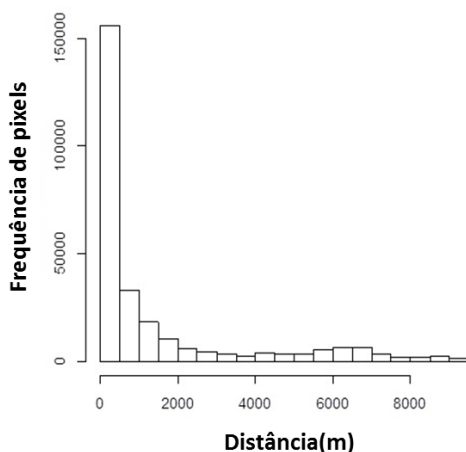


Figura 14 – Histograma de concordância espacial entre corredores de espécies florestais e campestres.

Os histogramas da Figura 15 complementam o resultado mostrado na Figura 14, pois indicam a concordância espacial entre as espécies florestais e entre as espécies campestres.



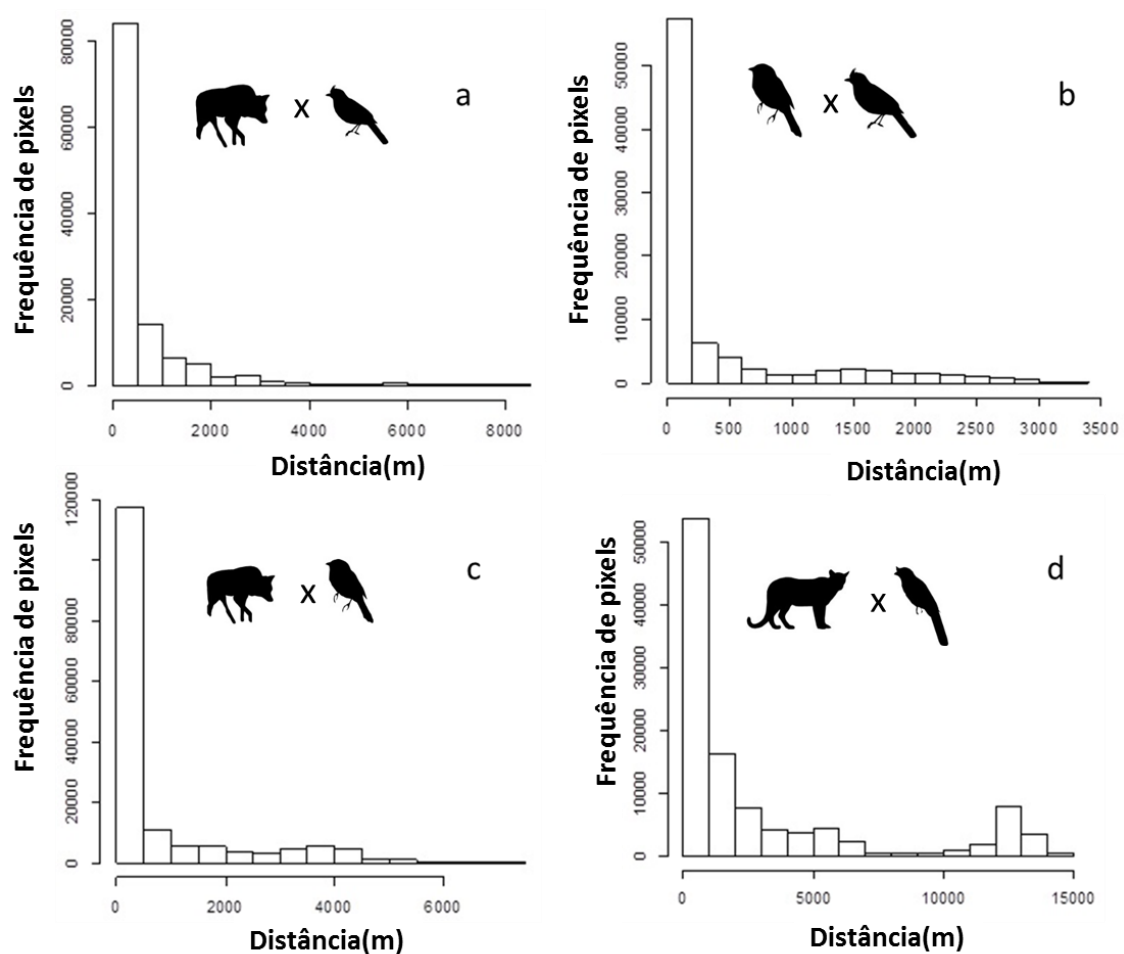


Figura 15 – Concordância espacial entre corredores ecológicos modelados para espécies focais, utilizando análise de múltiplos caminhos: a) *Chrysocyon brachyurus* e *Cyanocorax cristatellus*; b) *Poospiza cinerea* e *Cyanocorax cristatellus*; c) *Chrysocyon brachyurus* e *Poospiza cinerea*; d) *Puma concolor* e *Antilophia galeata*.

#### 4.5 Discussão

A eficiência de corredores ecológicos na dispersão de espécies depende da configuração do mosaico de habitats. Assim como afirma Pinto e Keitt (2009), concluí-se que a configuração da paisagem analisada determina a permeabilidade e percolação do mesmo, tornando-o mais ou menos favorável para determinado tipo de organismo. Conforme Baum et al. (2004), para a definição de corredores ecológicos, a proporção de determinado tipo de uso do solo na paisagem não representa o aspecto mais relevante. O

fator que deve ser criteriosamente avaliado é o arranjo do mosaico formado pelas classes de uso e ocupação do solo.

Destaca-se neste trabalho a possibilidade dos corredores modelados cruzarem áreas não apropriadas para o deslocamento de espécies, como o sistema viário. Essas estruturas lineares, conforme Primack (1998) afirma, são barreiras que pode ocasionar fragmentação, limitando assim o potencial de dispersão e colonização de espécies. No entanto, a matriz de custo gerada com os valores atribuídos por especialistas minimizou essa ocorrência. Para melhor otimização da metodologia proposta neste estudo, propõe-se considerar as subdivisões do sistema viário em estradas asfaltadas, estradas principais e secundárias, para aumentar o nível de detalhamento da análise de custos.

A metodologia proposta foi capaz de analisar a heterogeneidade da paisagem percebida pela espécie focal, associando as características dos critérios utilizados que interferem no seu deslocamento e sobrevivência. Esta associação torna os corredores funcionais, pois a conectividade não pode ser definida simplesmente considerando as distâncias entre fragmentos, já que representa uma interação entre o processo comportamental e a estrutura da paisagem, de acordo com Taylor (1993) e Forero-Medina e Vieira (2007).

Embora de maneira generalista os corredores modelados para espécies de um mesmo grupo de habitats tenham apresentado um mesmo padrão, foi possível observar as divergências nos caminhos devido às demandas ecológicas de cada espécie que foi considerada na análise multicritério, pois, conforme Johnson et al.(1992), as espécies respondem à heterogeneidade da paisagem em diferentes escalas e em diferentes maneiras.

A proposta de corredores nesta paisagem para espécies campestres e florestais indica estatisticamente uma proximidade entre eles, o que mostra ser potencialmente eficiente em termos de planejamento de corredores de um grupo (seja de campo ou floresta). Pois caso haja priorização de conservação de um grupo, haverá indiretamente o favorecimento da conservação do outro grupo. Essa otimização atende soluções para ambas as demandas ecológicas e também reduz os custos de planejamento, implantação e manutenção dos corredores.

Existem três elementos necessários para o sucesso da conservação de um sistema de corredores conforme Sanderson et al. (2006) relataram em seus trabalhos. O primeiro elemento é a presença de áreas protegidas que contemple a espécie focal, que devem possuir área suficiente para uma persistência em longo prazo e devem estar conectadas com o restante da rede. O segundo elemento é que a rede biológica de corredores permita que as dinâmicas temporais e espaciais aconteçam em grande escala. E o terceiro é que o uso da terra seja compatível com os corredores, ou seja, de “baixo impacto”, permitindo assim populações viáveis em longo prazo. Realizando a transposição desses elementos para realidade da área de estudo em análise, como fez Alonso (2010) em seu trabalho, observa-se que o primeiro elemento é o que mais representa a realidade, já que a região compõe um mosaico de áreas protegidas, seja de proteção integral ou de uso sustentável, e possuem as espécies focais utilizadas neste estudo, de acordo com o levantamento bibliográfico realizado para escolha destas espécies.

A metodologia proposta oferece uma visão simplificada de um cenário simulado para espécies focais. O modelo de menor custo possibilitou a definição de caminhos múltiplos, proporcionando a indicação de corredores ecológicos. Entretanto, é possível refinar este estudo com dados de modelagem de nicho ecológico como proposto por Pinto e Keitt (2009). Os resultados devem ser usados para análises prévias de viabilidade, pois para efetivação da implementação dos corredores seria necessário o envolvimento do poder público com proprietários dessa área de interesse.

## CAPÍTULO 5

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os estudos em ecologia de paisagem permitem que sejam integradas diferentes abordagens relacionadas à análise ambiental. Neste estudo foi possível analisar as possibilidades de conectividade de fragmentos em paisagens naturalmente heterogêneas e fragmentadas. Considerando as particularidades dessas paisagens, compostas por elementos diversificados, o desafio maior foi modelar os corredores ecológicos para espécies de diferentes grupos focais, já que cada espécie responde de forma distinta aos tipos de ambientes que forma a paisagem da área de estudo.

A escassez de dados biológicos sobre as espécies focais também dificultou a modelagem dos corredores. No entanto, a adoção dos critérios ecológicos para selecionar as espécies com base na literatura e apoiado no método de *expert knowledges*, possibilitou indicar os caminhos múltiplos atendendo as exigências ecológicas das espécies selecionadas (*Cyanocorax cristatellus*, *Poospiza cinerea*, *Chrysocyon brachyurus*, *Antilophia galeata*, e *Puma concolor*).

A incorporação da técnica de decisão multicritério, por meio das ferramentas do sistema de informações geográficas, também pode ser destacada como um método adequado para modelagem dos corredores ecológicos, podendo servir como potencial auxílio e benefício para o planejamento e gestão ambiental.

A indicação dos múltiplos caminhos foi um método adequado para mostrar diferentes possibilidades de movimento e fluxo dos indivíduos. Os cenários simulados podem ser utilizados para auxiliarem nas tomadas de decisões em ações de restauração e conservação da paisagem analisada. O método proposto tem potencial para ser aplicado em qualquer sistema ou região, com as devidas substituições dos dados correspondentes à área desejada.

No entanto, para refinamento desse estudo, recomenda-se:

- a utilização de maior quantidade de variáveis ecológicas, a fim de ter maior êxito no detalhamento dos resultados;

- a modelagem de corredores ecológicos para outros tipos de organismos (de fauna e flora), para atender os requerimentos ecológicos de maior quantidade de grupos focais, no intuito de aproximar mais ao ideal conservacionista, abrangendo ao máximo as requisições da biodiversidade regional;
- estudos sobre o tema “ecologia de estradas” da região de estudo se adequaria bem aos objetivos propostos dessa pesquisa. Esse tema estuda as interações das estradas com o ambiente. Essas estruturas lineares na paisagem causam grandes impactos para as espécies, seja por atropelamento ou por efeitos marginais causados pelo efeito de borda. Dessa forma, a ecologia de estradas permite mitigar os impactos causados por essas estruturas, contribuindo para o manejo adequado da paisagem e evita o isolamento de populações, indicando também alternativas de deslocamento de espécies para manter o fluxo gênico contínuo;
- estudos de modelagem de nicho ecológico ao nível da paisagem são importantes para validar e auxiliar o método aqui proposto. A modelagem preditiva de distribuição de espécies permite compreender quais fatores afetam a distribuição e abundância das espécies e predizer futuras alterações neste padrão. Dessa forma, será possível analisar se os cenários propostos para conectividade de espécies focais corroboram com estudos de provável ocorrência das mesmas.

De uma forma geral, considera-se que o método de modelagem proposto, no presente trabalho, contribui para estudos de ecologia espacial, principalmente em termos de indicação para tomadas de decisão de ações para conservação e restauração da paisagem, com integração de conhecimentos científicos e demandas da sociedade. Como proposta de modelo, os corredores ecológicos representaram bem as exigências ecológicas das espécies e a heterogeneidade da paisagem.

Em caso de efetivação da implantação dos corredores ecológicos é necessário o senso comum entre diferentes atores da sociedade, como por exemplo, proprietários e poder público da região. Nesse caso, a vantagem da utilização do modelo permite que o planejador defina os caminhos ótimos para manejo de acordo com seus critérios, ou seja, há maior flexibilidade de trabalho, podendo-se manipular diversas hipóteses e

obter diversas respostas com a definição de caminhos de menor custo. É possível trabalhar com uma combinação de alternativas que obtêm uma única resposta.

É necessário o incentivo para estudos em paisagens naturalmente heterogêneas e modificadas, já que a tendência mundial é que as áreas naturais não modificadas se tornem reduzidas cada vez mais em tamanho e número. Nesse sentido, o estudo apresentado tem uma contribuição relevante para projetos de conservação, pois essa terá sucesso em longo prazo se for tratada em uma escala regional, incorporando elementos da paisagem natural e modificada.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADRIAENSEN, F. The application of “least-cost” modelling as a functional landscape model. **Landscape and Urban Planning**, v. 64, n. 4, p. 233-247, 2003.

ALMEIDA, S. A. C. **Atlas da fauna em unidades de conservação do estado de Minas Gerais: mastofauna**. Belo Horizonte: Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais (IEF-MG), 2011. 284 p.

ALONSO, A. C. **Delineamento e avaliação de corredores lineares multi-hábitat: estudo de caso com bugio-ruivo (*Alouatta clamitans*) em mosaico urbano-rural**. 2010. 66 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, 2010. Disponível em: <<http://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/30203/000779933.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 10 maio 2012.

AMBONI, M. P. M. **Dieta, disponibilidade alimentar e padrão de movimentação do lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus*, no Parque Nacional da Serra da Canastra, MG**. 2007. 108 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), 2007.

ARRUDA, M. B.; SÁ, L. F. S. N. **Corredores ecológicos: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil**. Brasília: IBAMA, 2004. 220 p.

ADVANCED SPACEBORN THERMAL AND REFLECTION RADIOMETER (ASTER). 2012. Disponível em: <<http://asterweb.jpl.nasa.gov>>. Acesso em: 16 out.2012.

ATKINSON, D.; DEADMAN, P.; DUDYCHA, D.; TRAYNOR, S. Multi-criteria evaluation and least cost path analysis for an arctic all-weather road. **Applied Geography**, v. 25, p. 287-307, 2005.

AWADE, M.; METZGER, J. P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology**, n. 33, p. 863-871, 2008.

BARNES, T. G. Landscape ecology and ecosystems management. **Agriculture Extension Service**, v. 1, n. 6, p. 546-557, 2000.

BAUM, K. A.; HAYNES, K. J.; DILLEMUTH, F. P.; CRONIN, J. T. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2671-2676, 2004.

BEIER, P.; NOSS, R. F. Do habitat corridors provide connectivity? **Conservation Biology**, v. 12, p. 1241–1252, 1998.

- BEIER, P; MAJKA, D.; JENESS, J. **Conceptual steps for designing wildlife corridors**. 2007. Disponível em: <<http://corridor-design.org/dl/docs/ConceptualStepsForDesigningCorridors.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2012.
- BELLIS, L. M.; MARTELLA, M. B.; NAVARRO, J. L.; VIGNOLO, P. E. Home range of greater and lesser rhea in Argentina: relevance to conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 2589-2598, 2004.
- BENNET, G. **Linkages in the landscape**: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Switzerland: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), 1998. 254 p.
- BENNETT, A. F. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. **Landscape Ecology**, n. 4, p.109-122, 1990.
- BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; AHERN, J. F. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 52, n.2, p. 65-93, 2002.
- BRASIL. Lei 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal Brasileiro. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 1965. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/Leis/L4771.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L4771.htm)>. Acesso em: 5 maio 2011.
- \_\_\_\_\_. Lei 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, parágrafo 1º, incisos I,II,III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. 2000. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/Leis/L9985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9985.htm)>. Acesso em: 5 maio 2011.
- BRITO, A. L. F. **Gestão ambiental**. Campina Grande: Unidade Acadêmica de Engenharia Química, Universidade Federal de Campina Grande, 69 p., 2010. (Apostila).
- BRITO, F. **Corredores ecológicos**: uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas. Florianópolis: Editora da UFSC, 2006. 273 p.
- BUNN, A. G.; URBAN, D. L.; KEITT, T. H. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. **Journal of Environmental Management**, n. 59, p. 265-278, 2000.
- CARVALHAL, F.; RODRIGUES, S. S.; BERCHEZ, F. A. S. **Projeto ecossistemas costeiros**. São Paulo: Instituto de Biociências – USP, 2009. Disponível em: [http://www.ib.usp.br/ecosteios/textos\\_educ/mata/fauna/fauna.htm](http://www.ib.usp.br/ecosteios/textos_educ/mata/fauna/fauna.htm). Acesso em: 5 março 2013.
- CARVALHO, C. J. B. Padrões de endemismos e a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v. 5, n. 1-2, p. 77-86, 2009.
- CASIMIRO, P. C. Uso do solo: ecologia da paisagem, perspectivas de uma nova abordagem do estudo da paisagem em geografia. **Geonova**, n. 2, p. 45-65, 2000.



\_\_\_\_\_. **Estrutura, composição e configuração da paisagem**: conceitos e princípios para a sua quantificação no âmbito da ecologia da paisagem. 2007. Disponível em: <[www.apdr.pt/siteRPER/numeros/RPER20/20.6.pdf](http://www.apdr.pt/siteRPER/numeros/RPER20/20.6.pdf)>. Acesso em: 10 maio 2012.

CASTELLÓN, T. D.; SIEVING, K. E. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. **Conservation Biology**, v. 20, n.1, p. 135-145, 2006.

CHETKIEWICZ, C. L. B.; CLAIR, C. C.; BOYCE, M. S. Corridors for conservation: integrating pattern and process. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, n. 37, p. 317-342, 2006.

CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 89, n.1, p. 71-82, 1999.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgar Blücher, 1999. 236 p.

CONNORS, J. P.; GALLETI, C. S.; CHOW, W. T. L. Landscape configuration and urban heat island effects: assessing the relationship between landscape characteristics and land surface temperature in Phoenix, Arizona. **Landscape Ecology**, n. 28, p. 271-283, 2013.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (COPAM). Deliberação Normativa COPAM n.º 147 de 30 de abril de 2010. Aprova a lista de espécies ameaçadas de extinção da fauna do estado de Minas Gerais. **Diário do Executivo Minas Gerais**, 4 de maio de 2010.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n.º 9, de 24 de outubro de 1996. Ministério do Meio Ambiente, **Diário Oficial da União**, n.º 217, de 7 de nov. de 1996, Seção 1, p. 69-70.

COSTA, L. M.; RODRIGUES, M. Área de vida e forrageamento de *Poospiza cinérea* (Aves: Emberezidae [*sic*]) na Serra do Cipó. In: Ribon, R. (Ed.), **Resumos do XIV Congresso Brasileiro de Ornitologia**. Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, p. 41, 2006.

DEPARTAMENTO DE ESTRADAS DE RODAGEM DE MINAS GERAIS (DER-MG). Base de dados de rodovias do estado de Minas Gerais, 2010.

DOUGLAS, D. H. Least cost path in GIS using an accumulated cost surface and slopelines. **Cartographica**, v. 31, n. 3, p. 37-51, 1994.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). **ArcGIS requires spatial analyst**. 2010. Disponível em: <<http://www.esri.com/software/arcgis/index.html>>. Acesso em: 3 fev. 2013.

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

FERREIRA, J. D.; COSTA, L. M.; RODRIGUES, M. Aves de um remanescente florestal do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p.38-54, 2009.

FERRERAS, P. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. **Biological Conservation**, v. 100, n.1 125-136, 2001.

FOLTÊTE, J. C.; BERTHIER, K.; COSSON, J. F. Cost distance defined by topological function of landscape. **Ecological Modelling**, v. 210, p. 104-114, 2008.

FONSECA, G. **Planejando paisagens sustentáveis: a Mata Atlântica brasileira**. Centro para Pesquisa Aplicada à Biodiversidade, Conservation International e Instituto de Estudos Sócio-Ambientais do Sul da Bahia. 2000. Disponível em: <<http://www.conservation.org.br/publicacoes/files/Planejamento%20de%20paisagens%20sustentaveis.pdf>>. Acesso em: 21 abr. 2011.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, n. 11, p. 493-502, 2007.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. Patches and structural components for a landscape ecology. **Biology Science**, v. 31, n. 10, p. 733-740, 1981.

\_\_\_\_\_. **Landscape ecology**. New York: John Wiley, 1986. 640 p.

FUNDAÇÃO DE AMPARO À PESQUISA DO ESTADO DE SÃO PAULO (FAPESP). **Programa Biota/FAPESP: Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo, 2008.

GARDNER, R. H.; MILNE, B. T.; TURNER, M. G.; NEILL, R. V. O. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. **Landscape Ecology**, v. 1, n. 1, p. 19-28, 1987.

GILBERT-NORTON, L.; WILSON, R.; STEVENS, J. R.; BEARD, K. H. A meta-analytic review of corridor effectiveness. **Conservation Biology**, v. 24, n. 3, p. 660–668, 2010.

GOMES, E. G. **Integração entre sistemas de informação geográfica e métodos multicritério no apoio à decisão espacial**. 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia/Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ), Rio de Janeiro, 1999.

GUSTAFSON, E. J. Using expert knowledge in landscape ecology. **Landscape Ecology**, n. 28, v.1, p. 365-366, 2013.

HERMANN, G. **Incorporando a teoria ao planejamento regional da conservação: a experiência do corredor ecológico da Mantiqueira**. Belo Horizonte: Valor Natural, 2011. 228 p.

HOFFMANN, D.; VASCONCELOS, M. F.; LOPES, L. E.; RODRIGUES, M. Comportamento de forrageamento e dieta de *Polystictus superciliaris* (Aves:

*Tyrannidae*) no sudeste do Brasil. **Iheringia**: Série Zoologia, v. 97, n. 3, p. 296-300, 2007.

\_\_\_\_\_; LOPES, L. E.; VASCONCELOS, M. F. Natural history notes on the pale-throated Serra-finch (*Embernagra longicauda*) in eastern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v. 20, p. 597-607, 2009.

\_\_\_\_\_; RODRIGUES, M. Breeding biology and reproductive success of *Polystictus superciliaris* (Aves: *Tyrannidae*), an uncommon tyrant-flycatcher endemic to the highlands of eastern Brazil. **Zoologia**, v. 28, n. 3, p. 305-311, 2011.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN).

**Guidelines for using the IUCN red list categories and criteria**. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee, 2011. Disponível em:

<<http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2012.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS DE MINAS GERAIS (IEF-MG). Base de dados de cobertura vegetal elaborado pelo Inventário Florestal de Minas Gerais, 2011.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (IGAM). Base de dados otocodificada de hidrografia, 2011.

JOHNSON, A. R.; WIENS, J. A.; MILNE, B. T.; CRIST, T. O. Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes. **Landscape Ecology**, v. 7, p. 63-75, 1992.

JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R.; METZGER, J. P.; HADDAD, C. F. B.; VERDADE, L. M.; OLIVEIRA, M. C.; BOLZANI, V. S. Biodiversity conservation research, training, and policy in São Paulo. **Science**, n. 328, p. 1358-1359, 2010.

KANEGAE, M. F. **Tamanho populacional, seleção de hábitat e área de vida de espécies de aves endêmicas e ameaçadas do cerrado da Estação Ecológica de Itirapina, São Paulo**. 2009. 111 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2009.

KREMEN, C.; CAMERON, A.; MOILANEN, A.; PHILLIPS, S. J.; THOMAS, C. D.; BEENTJE, H.; DRANSFIELD, J.; FISHER, B. L.; GLAW, F.; GOOD, T. C.; HARPER, G. J.; HIJMANS, R. J.; LEES, D. C.; LOUIS JR, E.; NUSSBAUM, R. A.; RAXWORTHY, C. J.; RAZAFIMPAHANANA, A.; SCHATZ, G. E.; VENCES, M.; VIEITES, D. R.; WRIGHT, P. C.; ZJHRA, M. L. Aligning conservation priorities across taxa in Madagascar with high-resolution planning tools. **Science**, n. 320, p. 222-226, 2008.

LAITA, A.; KOTIAHO, J. S.; MÖNKKONEN, M. Graph-theoretic connectivity measures: what do they tell us about connectivity? **Landscape Ecology**, v. 26, n.7, p. 951-967, 2011.

LAMBECK, R. J. Focal species: a multispecies umbrella for nature conservation. **Conservation Biology**, v. 11, p. 849-856, 1997.

- LANDGUTH, E. L.; HAND, B. K.; GLASSY, J.; CUSHMAN, S. A.; SAWAYA, M. A. UNICOR: a species connectivity and corridor network simulator. **Ecography**, v. 35, p.9-14, 2012.
- LAZARIM, H. A. **Caracterização hidrogeológica no extremo norte do Sinclinal da Moeda, Quadrilátero Ferrífero, Nova Lima, MG**: proposta de modelo. 1999. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, 1999.
- LEAL, K. P. G.; BATISTA, I. R.; SANTIAGO, F. L.; COSTA, C. G.; CÂMARA, E. M. V. C. Mamíferos registrados em três unidades de conservação na Serra do Espinhaço: Parque Nacional das Serra do Cipó, Parque Nacional das Sempre Vivas e Parque Estadual da Serra do Rola Moça. **Sinapse Ambiental**, Edição Especial, p. 40-50, 2008.
- LEITE, L. O. **Análise de endemismo, variação geográfica e distribuição potencial das espécies de aves endêmicas do cerrado**. 2006. 184 p. Tese (Doutorado em Biologia Animal) – Universidade de Brasília (UnB), Brasília, 2006.
- LEVIN, S. A. The problem of pattern and scale in ecology. **Ecology**, v. 73, n. 6, p. 1943-1967, 1992.
- LEVINS, R. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. **Bulletin of the Entomological Society of America**, v. 15, p. 237-240, 1969.
- LINSTONE, A. H.; TUROFF, M. **The delphi method: techniques and applications**. [S.l.]:[s.n], 2002. Disponível em: <<http://is.njit.edu/pubs/delphibook>>. Acesso em: 20 mar. 2013.
- LOPES, L. E. The range of the curl-crested jay: lessons for evaluating bird endemism in the South American Cerrado. **Diversity and Distributions**, v. 14, p. 561-568, 2007.
- \_\_\_\_\_; MALACCO, G. B.; ALTEFF, E. F.; VASCONCELOS, M. F.; HOFFMANN, D.; SILVEIRA, L. F. Range extensions and conservation of some threatened or little known Brazilian grassland birds. **Bird Conservation International**, p.1-44, 2009.
- LYRA-JORGE, M. C.; RIBEIRO, M. C.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L. R.; PIVELLO, V. R. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, v. 56, p. 359-368, 2010.
- MAJKA, D.; JENNESS, D.; BEIER, P. **CorridorDesigner**: ArcGIS tools for designing and evaluating corridors. 2007. Disponível em: <<http://corridordesign.org>>. Acesso em: 25 jan. 2012.
- MANEL, S.; SCHWARTZ, M.K.; LUIKART, G.; TABERLET, P. Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. **Trends in Ecology and Evolution**, n. 18, p. 189–197, 2003.
- MANTOVANI, J. E. **Telemetria convencional e via satélite na determinação da área de vida de três espécies de carnívoros da região nordeste do Estado de São**

Paulo. 2001. 118 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR), São Carlos, 2001.

\_\_\_\_\_, PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n.9, p. 2184–2192, 2008.

MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Associations of forest cover, fragmented area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n.6, p. 1100-1111, 2012.

MASSARA, R. L. **Dieta, uso do hábitat e endoparasitas fecais do lobo-guará na Serra da Calçada, região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais**. 2009. 69 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia). – Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, 2009.

MAZZONI, L. G.; PERILLO, A.; MALACCO, G. B.; ALMEIDA, T. O.; PEIXOTO, H. J. C.; SOUZA, T. O.; DUTRA, E. C.; FRANÇA, E. A. Aves, *Micropygiaschomburgkii* (Schomburgk, 1848), *Veniliornismixtus* (Boddaert, 1783), *Culicivoracaudacuta* (Vieillot, 1818) and *Coryphaspiamelanotis* (Temminck, 1822): Documented records in the Southern Espinhaço Range, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 8, n. 1, p. 138-142, 2012.

McGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **FRAGSTATS**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. General Technical Report PNW-GTR-351. Portland: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. 122 p.

McRAE, B. H.; DICKSON, B. G.; KEITT, T. H.; SHAH, V. B. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. **Ecology**, v. 89, p. 2712-2724, 2008.

METZGER, J. P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza e Conservação**, v. 4, n. 2, p. 11-23, 2006.

\_\_\_\_\_. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotrópica**, v. 1, n. 1/2, p. 1-9, 2001.

\_\_\_\_\_. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: Kageyama P (ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais no Brasil**. São Paulo: IPEF, p.49-76, 2003.

\_\_\_\_\_; MARTENSEN, A. C.; DIXO, M.; BERNACCI, L. C.; RIBEIRO, M. C.; TEIXEIRA, A. M. G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n.6, p. 1166-1177, 2009.

\_\_\_\_\_; FONSECA, M. A.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; MARTENSEN, A. C. O uso de modelos em ecologia de paisagens. **Megadiversidade**, v. 3, n. 1-2, p. 64-73, 2007.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Projeto Corredores Ecológicos. Brasília: MMA, 2001.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P.R.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G. A. B.; SELIGMANN, P. A.; FORD, H. **Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions.** Mexico: CEMEX, 2005, 392 p.

MOURA, A. C. M.. Reflexões metodológicas como subsídio para estudos ambientais baseados em análise de multicritérios. In.: *Anais do XIII Simpósio de Sensoriamento Remoto (SBSR)*, Florianópolis, Anais... São José dos Campos: INPE, 2007. Artigos, p. 2899-2906. CD-ROM.

NOSS, R. F. Corridors in real landscape: a reply to Simberloff and Cox. **Conservation Biology**, v. 1, n. 2, p. 159-164, 1987.

\_\_\_\_\_. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. **Conservation Biology**, v. 4, n. 4, p. 355-364, 1990.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Projeto Paraná Biodiversidade: manual operativo.** Curitiba: SEMA/GTZ, 1995. 139 p.

PARDINI, R.; BUENO, A. A.; GARDNER, T. A.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **Plos ONE**, v. 5, n. 10 (e13666), 2010.

\_\_\_\_\_; FARIA, D.; ACCACIO, G. M.; LAPS, R. R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M. L. B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p.1178-1190, 2009.

PAULA, R. C.; MEDICI, P.; MORATO, R. G. **Plano de ação para a conservação do lobo-guará: análise de viabilidade populacional e de hábitat.** Brasília: IBAMA, 2007. 160 p.

PINTO, N.; KEITT, T. H.; WAINRIGHT, M. LORACS: Java software for modeling landscape connectivity and matrix permeability. **Ecography**, n. 35, p. 388-392, 2012.

\_\_\_\_\_; KEITT, T.H. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. **Landscape Ecology**, v. 24, n.2, p. 253-266, 2009.

PRIMACK, R.B. **Essentials of conservation biology.** 2<sup>nd</sup> ed. Sunderland: Sinauer Associates, 1998.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing.** Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2012. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>.

RANDS, M. R. W.; ADAMS, W. M.; BENNUN, L.; BUTCHART, S. H. M.; CLEMENTS, A.; COOMES, D.; ENTWISTLE, A.; HODGE, I.; KAPOS, V.; SCHARLEMANN, J. P. W.; SUTHERLAND, W. J.; VIRA, B. Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. **Science**, v. 329, p. 1298-1303, 2010.

RAYFIELD, B.; FORTIN, M. J.; FALL, A. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. **Landscape Ecology**, v. 25, n.4, p.519–532, 2010.

- RIBEIRO, M. C. **Modelos de simulação aplicados à conservação de paisagens fragmentadas da Mata Atlântica brasileira**. 2010. 277 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2010.
- ROCHA, A. C. L. **Dieta de três espécies de carnívoros simpátricos no Parque Nacional Grande Sertão Veredas, MG e Ecologia e Comportamento do lobo-guará (*Chrysocyonbrachyurus*, Illiger, 1815)**. 2008. 112 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, 2008.
- RODRIGUES, F. H. G. **Biologia e conservação do lobo guará na Estação Ecológica de Águas Emendadas – DF**. 2002. 105 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, 2005.
- \_\_\_\_\_; SILVA, J. A. **Diagnóstico da mastofauna do Parque Estadual da Serra do Rola Moça, Minas Gerais**. Belo Horizonte: Laboratório de Ecologia de Mamíferos – ICB/UFMG, 2005. 25 p. (Relatório técnico para subsidiar o plano de manejo da unidade).
- RODRIGUES, M.; CARRARA, L. A.; FARIA, L. P.; GOMES, H. B. Aves do Parque Nacional da Serra do Cipó: o Vale do Rio Cipó, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 2, 2005.
- SAATY, T. L. **The analytical hierarchy process: planning, priority setting, resource allocation**. New York: MacGraw-Hill, 1980.
- SANDERSON, J.; FONSECA, G. A. B.; GALINDO-LEAL, C.; ALGER, K.; INCHAUSTY, V.H.; MORRISON, K.; RYLANDS, A. Escaping the minimalist trap: design and implementation of large-scale biodiversity corridors. In: CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. **Connectivity conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. p. 620-648.
- SANTOS, C. A. O. S. **Seleção de habitats por tatus no Parque Estadual Serra do Rola Moça, Minas Gerais**. 2011. 83 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, 2011.
- SAURA, S.; TORNÉ, J. ConeforSensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. **Environmental Modelling and Software**, v. 24, p. 135-139, 2009.
- SILVA, M. B. Áreas de endemismo: as espécies vivem em qualquer lugar, onde podem ou onde historicamente evoluíram? **Revista da Biologia**, v. 7, p. 12-17, 2011.
- SILVA, V.; CHOUERI, R. **Teoria da percolação**. 2011. Disponível em: <<http://ecopaisagem.wikispaces.com/teoriapercolacao>>. Acesso em: 1 jun. 2012.
- SILVEIRA, L. **Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal**. 2004. 240 p. Tese (Doutorado em Biologia Animal) – Universidade de Brasília (UnB), Brasília, 2004.
- SILVEIRA, L. F. The birds of Serra da Canastra National Park and adjacent areas, Minas Gerais, Brazil. **Caatinga**, v. 10, p. 55-63, 1998.

- SIMBERLOFF, D.; COX, J. Consequences and costs of conservation corridors. **Conservation Biology**, v. 1, n. 1, p. 63-71, 1987.
- STAUFFER, D. **Introduction to percolation theory**. London: Taylor & Francis, 1985.
- TAYLOR, P. D.; FAHRING, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571-573, 1993.
- TEWKSBURY, J. J.; LEVEY, D. J.; HADDAD, N. M.; SARGENT, S.; ORROCK, J. L.; WELDEN, A.; DANIELSON, B. J.; BRINKERHOFF; DAMSCHEN, E. I.; TOWNSEND, P. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** (PNAS), v. 99, n. 20, p. 12923–12926, 2002.
- TISCHENDORF, L. Can landscape indices predict ecological processes consistently? **Landscape Ecology**, v.16, n.3, p. 235–254, 2001.
- TROLL, C. Landscape ecology (geo-ecology) and biogeocenology: a terminological study. **Geoforum**, v. 8, p. 43-46, 1971.
- TUBELIS, D.P., COWLING, A.; DONNELLY, C. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. **Biological Conservation**, v. 118, n.3, p. 353-364, 2004.
- TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematic**, v. 20, p. 171-197, 1989
- \_\_\_\_\_; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape ecology in theory and practice: pattern and process**. New York: Springer, 2001. 417 p.
- VASCONCELOS, M. F.; LOPES, L. E.; MACHADO, C. G.; RODRIGUES, M. As aves dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço: diversidade, endemismo e conservação. **Megadiversidade**, v. 4, n. 1-2, p.197-297, 2008.
- \_\_\_\_\_; MALDONADO-COELHO, M.; BUZZETTI, D. R. C. Range extensions for the gray-backed tachuri (*Polystictus superciliaris*) and the pale-throated Serra-finch (*Embernagra longicauda*) with a revision on their geographic distribution. **Ornitologia Neotropical**, v. 14, p. 477-489, 2003.
- \_\_\_\_\_; NEMÉSIO, A. Registro da gralha-do-campo, *Cyanocorax cristatellus* (Temminck, 1823), em ambiente urbano de Belo Horizonte, Minas Gerais. **Atualidades Ornitológicas**, n. 138, p.8-9, 2007.
- VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (IPEF)**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.
- VOGT, P.; FERRARI, J. R.; LOOKINGBILL, T. R.; GARDNER, R. H.; RIITERS, K. H.; OSTAPOWICZ, K. Mapping functional connectivity. **Ecological Indicators**, v. 9, p. 64-71, 2009.
- VOS, C. C.; VERBOOM, J.; OPDAM, P. F. M.; TER BRAAK, C. J. F. Toward ecologically scaled landscape indices. **American Naturalist**, v. 183, p.24-41, 2001.



WALZ, U. Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. **Living Reviews in Landscape Research**, v. 5, n. 3, 2011.

WILLIAMS, P. H.; MARGULES, C. R.; WILBERT, D. W. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. **Journal of Bioscience**, n. 27, p. 327–338, 2002.

WISCHHOFF, U.; MARQUES-SANTOS, F.; RODRIGUES, M. Nesting of the cinereous warbling finch (*Poospiza cinerea*) in southeastern Brazil. **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 124, n. 1, p. 166-169, 2012.

WITH, K. A. Using percolation theory to assess landscape connectivity and effects of habitat fragmentation. **Applying Landscape Ecology in Biological Conservation**, p. 105–130, 2002.

WU, J. Past, present and future of landscape ecology. **Landscape Ecology**, v. 22, n.10, p. 1433-1435, 2007.