

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

Leonardo Antônio Da Silva Brant

**Modelagem de corredores ecológicos para diferentes grupos funcionais em  
Belo Horizonte: o papel da morfologia urbana**

Belo Horizonte  
2021

Leonardo Antônio Da Silva Brant

**Modelagem de corredores ecológicos para diferentes grupos  
funcionas em Belo Horizonte: o papel da morfologia urbana**

**Versão final**

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.

Orientadora: Prof. Dra. Camila Palhares  
Teixeira

Co-orientador: Prof. Dr. João Carlos Pena

Belo Horizonte  
2021

B821m  
2021

Brant, Leonardo Antônio da Silva.

Modelagem de corredores ecológicos para diferentes grupos funcionais em Belo Horizonte [manuscrito] : o papel da morfologia urbana / Leonardo Antônio da Silva Brant. – 2021.

104 f., enc.: il. (principalmente color.)

Orientadora: Camila Palhares Teixeira.

Coorientador: João Carlos Pena.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Cartografia, 2021.

Bibliografia: f. 80-93.

Inclui apêndices.

1. Modelagem de dados – Aspectos ambientais – Teses. 2. Urbanização – Belo Horizonte (MG) – Teses. 3. Sensoriamento remoto – Teses. I. Teixeira, Camila Palhares. II. Pena, João Carlos. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Departamento de Cartografia. IV. Título.

CDU: 911.2:519.6(815.1)



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

### FOLHA DE APROVAÇÃO

**LEONARDO ANTONIO DA SILV BRANT**

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, MODELAGEM E GESTÃO DE SISTEMAS AMBIENTAIS.

Dra. Camila Palhares Teixeira - Orientadora  
UEMG

Dr. Cristiano Schet1ni de Azevedo  
UFOP

Dra. Sonia Maria Carvalho Ribeiro  
UFMG

Belo Horizonte, 18 de  
junho de 2021.



Documento assinado eletronicamente por Camila Palhares Teixeira, Usuário Externo, em 22/06/2021, às 15:56, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Cristiano Schetini** de Azevedo, Usuário Externo, em 22/06/2021, às 16:00, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por Sonia Maria Carvalho Ribeiro, Cidadã, em 29/06/2021, às 16:42, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufmg.br/sei/controlador externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso externo=0](https://sei.ufmg.br/sei/controlador externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso externo=0), informando o código verificador 0787373 e o código CRC F9D3C396.

## **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.

Agradeço a oportunidade de estudar em um Programa de Pós Graduação na Universidade Federal de Minas Gerais. Tive a oportunidade de conhecer pessoas, e ideias que me engrandeceram muito, podendo vivenciar experiências valiosas nesse percurso.

À minha família!!! Ao meu pai, "Seu Brant"; e minha irmã, Roberta e meu irmão Lucio, pelo apoio e incentivo em todos os momentos e por tudo que representam para mim!

Aos colegas de mestrado! Vocês foram demais e me ajudaram nesse meu ciclo acadêmico. Obrigada pelos conselhos, por compartilhar momentos de risadas, estudos, discussões e reuniões. Agradeço a atenção atribuída em todos os momentos que precisei. Vocês são ótimos! Douglas, Rafael e Lucas e todos aqueles que já passaram por esse caminho e àqueles que vão chegando e para essa etapa!

Aos meus amigos de trabalho, Rodrigo, Vanda, Caio e Thiago pelo apoio e incentivo.

A minha orientadora, Camila Palhares, pelas trocas de experiências, pela confiança, pelos ensinamentos, apoio, amizade e paciência. A atenção atribuída a cada palavra dessa dissertação me ajudou bastante na construção dessa pesquisa. Você é demais!!

Ao meu coorientador João Carlos pelos ensinamentos, colaboração, incentivo e amizade, sua participação foi de muita importância para meu crescimento acadêmico.

Aos colaboradores Magda Rocha e José Eugenio pela disponibilidade, cooperação e colaboração de dados para a pesquisa.

Agradeço também a minha banca examinadora Sônia Ribeiro e Cristiano Schetini pela disponibilidade e aprendizado.

## RESUMO

A população urbana está aumentando a cada ano; este crescimento acelerado em áreas urbanas leva a alterações nas paisagens causando a fragmentação e perda de habitats, que são consideradas ameaças à biodiversidade. Corredores ecológicos são estratégias de contribuição potencial para a conservação da biodiversidade que proporcionam a conectividade e fluxo gênico entre diferentes espécies. Uma das formas de identificar áreas com potencial para criação de corredores ecológicos é através da Modelagem de Caminhos de Menor Custo (CMC). Porém, poucos trabalhos sobre este tema utilizam dados de alta precisão. Neste contexto, este trabalho tem como principal objetivo a modelagem de caminhos de menor custo, em paisagens urbanas utilizando dados laser para modelar o relevo, copas de árvores e obstáculos aéreos (edifícios) na região centro-sul de Belo Horizonte e norte de Nova Lima (Minas Gerais, Brasil). A proposta metodológica está baseada nas características ecológicas de três grupos de espécies de aves (generalistas, intermediárias e sensíveis), identificadas a partir de levantamento de ocorrências na região de estudo e selecionadas através de critérios pré-definidos. Foi modelado o uso e cobertura da terra da área de estudo e através dele foi identificado fragmentos com potencial para representar os extremos dos caminhos de menor custo. Através dos dados laser, foram mapeados a topografia e obstáculos aéreos. Na proposta do modelo, essas variáveis tiveram seus "pesos" definidos por *“expert knowledge”*, para gerar uma matriz de resistência para cada grupo de espécie por análise multicritério. Os resultados da modelagem indicam que os caminhos totalizam valores próximos de 31 quilômetros entre os fragmentos selecionados, apresentam também uma proximidade entre os corredores propostos sobretudo entre as espécies dos grupos sensíveis e intermediárias dentro da região mais urbanizada, enquanto que mesmo por rotas diferentes, todos os três grupos demonstraram capacidade de movimentação sobre a região de relevo mais elevado (acima de 1300m), possivelmente pela presença de vegetação lenhosa na área. Desta forma, podemos propor que as espécies do grupo especialista são consideradas espécies "guarda-chuva" para as demais, servindo como norteadora para a modelagem de corredores ecológicos. A proposta metodológica mostrou ser, potencialmente eficiente para o planejamento de corredores de um determinado grupo de espécies, sendo um importante subsídio para políticas públicas de conservação.

**Palavras-chave:** Conectividade, Modelo de Menor Custo, Urbanização, Aves, Laser

## ***ABSTRACT***

The urban population is increasing every year; this accelerated growth in urban areas leads to changes in landscapes causing fragmentation and loss of habitats, which are considered threats to biodiversity. Ecological corridors are strategies of potential contribution to biodiversity conservation that provide connectivity and gene flow between different species. One of the ways to identify areas with the potential to create ecological corridors is through Lower Cost Path Modeling (CMC). However, few studies on this subject use high-precision data. In this context, this work has as its main objective the modeling of lower cost paths in urban landscapes using laser data to model relief, treetops and air obstacles (buildings) in the south-central region of Belo Horizonte and north of Nova Lima (Minas Gerais, Brazil). The methodological proposal is based on the ecological characteristics of three groups of bird species (generalist, intermediate and sensitive), identified from a survey of occurrences in the study region and selected through predefined criteria. The use and land cover of the study area was modeled and fragments with the potential to represent the extremes of the lowest cost paths were identified through it. Through laser data, topography and air obstacles were mapped. In the proposal of the model, these variables had their "weights" defined by "expert knowledge", to generate a resistance matrix for each group of species by multicriteria analysis. The results of the modeling indicate that the paths total values close to 31 kilometers among the selected fragments, also present a proximity between the proposed corridors especially among the species of the sensitive and intermediate groups within the most urbanized region, while even by different routes, all three groups demonstrated movement capacity over the region of higher relief (above 1300m), possibly due to the presence of wood. In this way, we can propose that the species of the specialist group are considered umbrella species for the others, serving as a guide for modeling ecological corridors. The methodological proposal proved to be potentially efficient for planning corridors of a certain group of species, being an important subsidy for public conservation policies.

**Keywords:** Connectivity, Least Cost Model, Urbanization, Birds, Laser

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 — Hipótese gráfica da influência do relevo e CVUT na permeabilidade das paisagens de três diferentes grupos funcionais de aves florestais de uma região perurbana para urbana.....	16
Figura 2 — Representação da estrutura da terra: (a) <i>Patch matrix model</i> (PMM), (b) <i>Gradient model</i> (GM).....	21
Figura 3 — Ilustração da teoria da percolação: a) paisagem sem conectividade; b) paisagem com conectividade entre os fragmentos.....	27
Figura 4 — Representação gráfica de um sistema decisório.....	34
Figura 5 — Exemplo de cálculo de superfície de custo, <i>pixels</i> verdes representando o caminho de menor custo de deslocamento.....	38
Figura 6 — Representação de uma nuvem de pontos <i>laser</i> em área florestada.....	39
Figura 7 — Localização da área de estudo destacando a variação da paisagem entre o hipercentro do município de Belo Horizonte/MG e a região norte do município de Nova Lima/MG .....	45
Figura 8 — Imagem Worldview-2 do ano de 2019 da área sul de Belo Horizonte/MG e norte de Nova Lima/MG.....	48
Figura 9 — Mapa de Uso e Cobertura da terra extraído através da classificação supervisionada das imagens de satélite <i>WorldView-2</i> de 2019.....	50
Figura 10 — Mapa Hipsométrico do relevo da área de estudo obtido através de dados laser de 2007 e 2019.....	52
Figura 11 — Mapa de obstáculos aéreos obtidos através de dados laser de 2007 e 2019 da região centro-sul de Belo Horizonte/MG e norte de Nova Lima/MG.....	54
Figura 12 — <i>Xenops rutilans</i> (Bico-virado-carijó).....	56
Figura 13 — <i>Myiarchus ferox</i> (Maria-cavaleira).....	57
Figura 14 — <i>Elaenia flavogaster</i> (Guaracava-de-barriga-amarela).....	58
Figura 15 — Fragmentos florestais na área de estudo – <i>stepping stones</i> e <i>hotspots</i> .....	60

Figura 16 — Superfície de custo de deslocamento para os três grupos funcionais (generalista, intermediário e sensível).....	63
Figura 17 — Matriz de direção de custo tendo a RPPN Mata do Jambreiro como ponto de origem.....	65
Figura 18 — Matriz de distância gerada a partir da superfície de fricção tendo a RPPN Mata do Jambreiro como ponto de origem.....	66
Figura 19 — Fluxograma dos procedimentos metodológicos.....	67
Figura 20 — Caminhos de menor custo simulados para os 3 grupos de aves entre os hotspots a tendo a RPPN Mata do Jambreiro como ponto de origem.....	68
Figura 21 — CMC - Caminhos de menor custo para o grupo generalista entre os hotspots tendo a RPPN Mata do Jambreiro como ponto de origem.....	70
Figura 22 — CMC - Caminhos de menor custo para o grupo intermediário entre os hotspots tendo a RPPN Mata do Jambreiro como ponto de origem.....	71
Figura 23 — CMC - Caminhos de menor custo para o grupo sensível entre os hotspots tendo a RPPN Mata do Jambreiro como ponto de origem.....	72
Figura 24 — Mapa hipsométrico do relevo entre os hotspots a tendo a RPPN Mata do Jambreiro como ponto de origem.....	74

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 — Tabela com detalhamento das classes de uso e cobertura da terra.....	51
Tabela 2 — Valores de resistência das variáveis ambientais utilizados na análise multicritério.....	62
Tabela 3 — Áreas das classes de uso e cobertura da terra.....	69
Tabela 4 — Análises Estatísticas do Resultado .....	73

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BDBIO	Banco de Dados da Biodiversidade da mineradora VALE
CMC	Caminho de Menor Custo
CVUT	Cobertura Vegetal e Uso da Terra
ESRI	<i>Environmental Systems Research Institute</i>
HSC	<i>Hotspots</i> para Conservação
IBRAM	Instituto Brasileiro de Mineração
IEF	Instituto Estadual de Florestas
MDE	Modelo Digital de Elevação
MDT	Modelo Digital de Terreno
RIMA	Relatório de Impactos Ambientais
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
SAD69	<i>South American Datum 1969</i>
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
UNESCO	Organização das Nações Unidas para Educação, Ciência e Cultura
UTM	<i>Universal Transversa de Mercator</i>

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	12
1.1	HIPÓTESES .....	15
1.2	OBJETIVOS .....	17
1.2.1	Objetivo geral .....	17
2	REVISÃO DE LITERATURA .....	18
2.1	ECOLOGIA DA PAISAGEM .....	18
2.1.1	Fragmentação da paisagem .....	19
2.1.2	Estrutura e elementos da paisagem .....	21
2.1.3	Métricas de da estrutura da paisagem .....	23
2.1.4	Quantificação da estrutura da paisagem .....	24
2.1.5	Padrões e processos .....	26
2.2	CORREDORES ECOLÓGICOS .....	27
2.2.1	Definições legais de corredores ecológicos no Brasil .....	30
2.3	MODELAGEM .....	31
2.4	ANÁLISE MULTICRITÉRIOS .....	33
2.5	MODELO DE MENOR CUSTO .....	35
2.6	IMAGEM DE SATÉLITE - SENSOR WORLDVIEW-2 .....	37
2.7	LIDAR ( <i>LIGHT DETECTION AND RANGING</i> ) .....	38
2.8	URBANIZAÇÃO .....	39
2.8.1	Corredores ecológicos em paisagens urbanas .....	41
2.8.2	Modelagem de corredores ecológicos em áreas urbanas .....	41
2.9	ESPÉCIES FOCAIS .....	42
3	METODOLOGIA .....	44

3.1	ÁREA DE ESTUDO .....	44
3.2	COLETA DE DADOS .....	47
3.3	DEFINIÇÃO DOS GRUPOS DE ESPÉCIES .....	55
3.4	DEFINIÇÃO DOS <i>HOTSPOTS</i> PARA CONSERVAÇÃO .....	59
3.5	MODELAGEM DA MATRIZ DE CUSTO.....	61
3.6	MODELAGEM DOS CAMINHOS DE MENOR CUSTO .....	64
4	RESULTADOS .....	69
5	DISCUSSÃO .....	75
6	CONCLUSÃO .....	78
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>80</b>
	APÊNDICE A — Questionário .....	94

## 1 INTRODUÇÃO

A população urbana está crescendo a cada ano. Atualmente mais da metade da população humana vive em cidades e 70% viverá em áreas urbanas até 2050 (UNITED NATION, 2014), sendo que no Brasil, esse percentual é de, aproximadamente, 90% (UNITED NATION, 2019). Devido ao crescimento acelerado de áreas urbanas existem alterações nas paisagens, por exemplo a fragmentação e perda de habitats, que são consideradas ameaças globais à biodiversidade (MCKINNEY, 2006).

A urbanização é uma das formas mais invasivas de alteração da paisagem com rápida expansão pelo mundo (MCPHEARSON et al. 2016). Paisagens urbanas são áreas nas quais os efeitos da perda de conectividade são bem percebidos devido à matriz dominada por elementos artificiais, sobretudo nos trópicos, onde as áreas antropizadas irão se expandir significativamente em um futuro próximo, e, conseqüentemente, modificar a estrutura da paisagem (LYRA-JORGE et al., 2010; SOARES-FILHO et al., 2014).

Essas alterações dos sistemas terrestres, resultam em novas composições e configurações espaciais da paisagem, nas quais habitats contínuos são substituídos por habitats divididos em fragmentos isolados colaborando para a redução da conectividade, rompendo fluxos gênicos e causando o empobrecimento da cadeia alimentar e a extinção de espécies. Esse processo de fragmentação pode acarretar alterações irreversíveis nos sistemas ecológicos e na biodiversidade (FAHRIG, 2003; PARDINI et al., 2010).

Dentro das cidades, a infraestrutura verde urbana e peri-urbana é uma rede ecológica que reestrutura a paisagem urbana, imitando processos naturais para manter a funcionalidade do ecossistema urbano (HERZOG, 2013). Nas cidades, a infraestrutura verde é composta por diferentes áreas e superfícies permeáveis, parcialmente ou completamente dominadas por diferentes tipos de vegetação (HERZOG; ROSA 2010). Pena et al. (2016) demonstraram que características da arborização urbana resultam em efeitos positivos sobre a avifauna presente. Elas

incluem fragmentos de florestas, telhados verdes, jardins, pradarias, paredes verdes, árvores de rua, parques e praças com diferentes tipos de manejo e história das influências humanas.

A infraestrutura verde também é diretamente importante para manter e preservar a biodiversidade nas cidades. A composição das espécies das árvores de rua influencia as associações de aves que usam a vegetação das ruas (YOUNG et al., 2007) e a quantidade de espécies nativas de árvores de rua aumenta a quantidade de espécies nativas de aves nos parques urbanos (IKIN et al., 2013).

Neste contexto, as aves são frequentemente usadas como um grupo modelo para estudos de conectividade e avaliar os efeitos da expansão urbana na permeabilidade da paisagem LaPoint et al (2015). Horta et al (2018), estudou a conectividade funcional entre áreas verdes urbanas usando *Ramphastos toco* como espécie focal. O estudo demonstrou que o *Ramphastos toco* é um conector eficaz para áreas verdes tropicais urbanas devido à sua adaptabilidade, ampla gama de movimentos e eficácia de dispersão de sementes.

As aves podem utilizar todos os componentes da infraestrutura verde urbana e são influenciadas pela composição e configuração das paisagens (MARTENSEN et al., 2012; MEDEIROS et al., 2015). Essas em paisagens urbanas ocupam principalmente parques (fragmentos de floresta), ruas arborizadas (faixas lineares conectando fragmentos) ou a matriz urbana (FERNANDEZ-JURICIC, 2000).

A ocorrência desse grupo pode ser relacionada com os efeitos da fragmentação sobre os parâmetros da comunidade, como riqueza, abundância, área de ocorrência e sua dispersão (ANJOS, 2004; MARTENSEN et al., 2012). As aves são utilizadas para compor modelos de sensibilidade a distúrbios antrópicos, como a perda de habitat (ANJOS et al., 2015; STRATFORD & STOUFFER, 2015), funcionando como indicadores de qualidade do habitat e proporcionando formas de avaliar as condições do ambiente (ANJOS et al., 2009).

Uma das formas de aumentar a conectividade e auxiliar na permeabilidade da paisagem urbana é a definição de corredores ecológicos, que são caracterizados

como um espaço utilizado por inúmeras espécies e que promovem o movimento de animais e plantas entre diferentes fragmentos de vegetação (FORMAM E GORDON, 1986). Os corredores ecológicos têm sido considerados estruturas fundamentais para a conservação da conectividade da paisagem (CASTÉLLON e SIEVING, 2005, 2005; TEWKSBURY et al., 2006), principalmente em áreas urbanas.

O estudo da conectividade em áreas urbanas desempenha um importante papel na conservação, áreas verdes e árvores de rua podem ajudar a garantir a manutenção da biodiversidade e promoção de ambientes saudáveis para as populações humanas (ARONSON et al. 2017). Neste contexto, os estudos que relacionam a população e a biodiversidade ainda são raros, sendo necessário que esse tema seja cada vez mais abordado (GRAVIOLA et al. 2021).

Uma das formas de análise da permeabilidade da paisagem e de identificar regiões propícias à implementação de corredores ecológicos é a partir da Modelagem de Caminhos de Menor Custo (CMC) Pinto e Keitt (2009). A modelagem de CMC pode ser utilizada para medir a distância entre manchas da paisagem e para avaliar a conectividade de paisagens (ADRIAENSEN, 2003).

São poucos os trabalhos que modelaram CMC em áreas urbanas utilizando modelos digitais de terreno e superfície para apresentar a variável relevo, especialmente se além do relevo, outras variáveis de detalhamento elevado, como as copas das árvores e os obstáculos aéreos (prédios) tenham sido levadas em consideração. Dessa forma, além de aplicar a modelagem de CMC em uma paisagem urbana tropical (um ambiente pouco estudado), nossa proposta para este trabalho é a definição de áreas que permitam a conectividade de fragmentos de vegetação através da Modelagem de Caminhos de Menor Custo (CMC), utilizando características biológicas de espécies focais de aves, e quantificando a influência do relevo e obstáculos aéreos no desenho de suas rotas de deslocamento. A paisagem da área de estudo apresenta-se naturalmente heterogênea, uma vez que consiste em uma área peri-urbana de transição ambiental entre os biomas da Mata Atlântica e Cerrado, apresentando formações diversas de uso e cobertura da terra e formação geológica.

## 1.1 HIPÓTESES

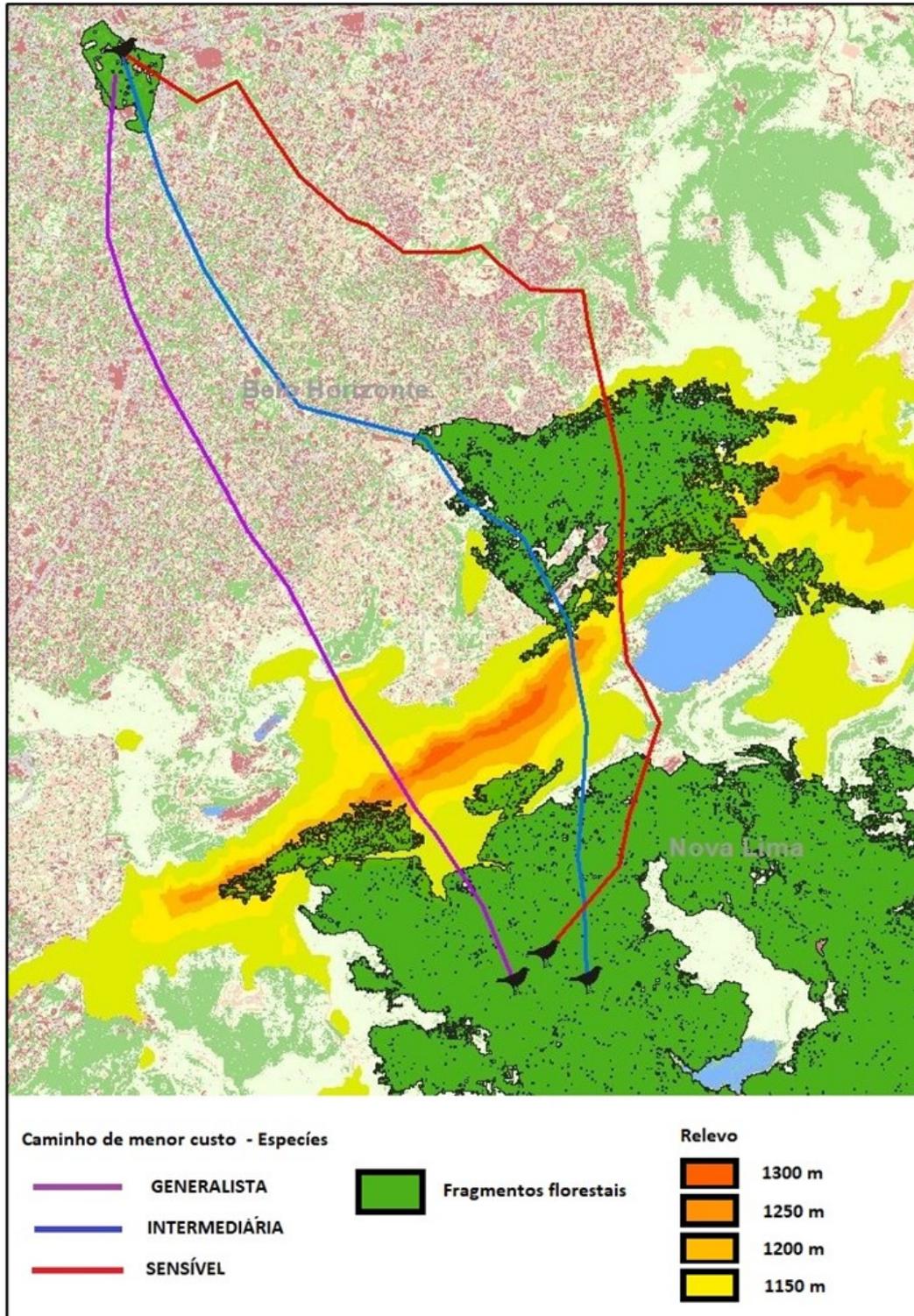
Através da determinação de nove espécies de aves representando grupos funcionais com diferentes sensibilidades à urbanização (três espécies generalistas, três espécies intermediárias e três espécies sensíveis), espera-se que:

a. Para o grupo sensível, as simulações irão gerar um número menor de opções de caminhos entre os fragmentos florestais, os quais serão mais tortuosos, com maior congruência espacial e maior resistência acumulada da paisagem. Para esse grupo, os caminhos irão passar preferencialmente por fragmentos de vegetação arbórea, com trechos mais curtos por outros tipos de cobertura da terra (Figura 1).

b. As simulações para o grupo generalista não sofrerão grande influência da resistência da paisagem, sendo produzidos um maior número de caminhos alternativos entre os fragmentos florestais, os quais serão mais retilíneos (caminhos passarão por diferentes tipos de cobertura da terra), pouco congruentes espacialmente e com menor resistência acumulada (Figura 1).

c. As simulações para o grupo das intermediárias irão gerar um número intermediário de caminhos pouco tortuosos, com congruência espacial intermediária e que passarão por diferentes tipos de cobertura da terra presentes na paisagem, mas evitarão aqueles com valores de resistência muito altos (Figura 1).

Figura 1 — Hipótese gráfica da influência do relevo e cobertura vegetal e uso da terra - CVUT na permeabilidade das paisagens de três diferentes grupos funcionais de aves florestais de uma região per-urbana para urbana.



Fonte: O autor, 2021.

## OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste estudo é modelar caminhos de menor custo para espécies de aves florestais na região centro-sul de Belo Horizonte e norte de Nova Lima (Minas Gerais, Brasil). Diferentemente de outros trabalhos que usam as tradicionais camadas de resistência, a ideia é modelar os caminhos através de um modelo digital de superfície, no qual é possível identificar tanto barreiras físicas (como a altura dos edifícios), quanto elementos que podem facilitar o deslocamento de aves pela paisagem (como a copa e a altura das árvores), além do relevo.

### 1.1.2 Objetivos específicos

- Selecionar espécies de aves para os grupos funcionais (generalista, intermediário e sensível) a partir de registros de aves em áreas verdes e ruas da região de estudo.
- Estimar valores para resistência (uso da terra, relevo, altura dos edifícios) para os três grupos de espécies funcionais.
- Propor locais com potencial de conectividade, visando a conservação e a conservação da biodiversidade.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 ECOLOGIA DA PAISAGEM

A história da paisagem e o conhecimento do manejo ocorrido no passado são importantes tópicos, pois amparam o homem a dominar o sistema e a arquitetar uma paisagem mais harmoniosa (BUNCE et al., 1993). O arcabouço da paisagem é de grande importância para a conservação de populações biológicas, pois dela depende a dinâmica de populações (METZGER, 1999; TURNER, 1989).

Um dos aspectos mais importantes que se deve considerar no estudo da ecologia da paisagem é a escala espaço-temporal a ser empregada, na perspectiva “geográfica” da ecologia da paisagem predomina a análise de amplas áreas espaciais, priorizando questões em macro-escalas, tanto espaciais quanto temporais (METZGER, 2001). Já na abordagem “ecológica”, diferentemente da primeira, se dá maior ênfase às paisagens naturais ou unidades naturais da paisagem, à aplicação de conceitos de ecologia da paisagem para conservação e ao manejo de recursos naturais, e não enfatiza obrigatoriamente macro-escalas (METZGER, 2001).

De acordo com a escala admitida, a paisagem pode ser entendida como: (1) uma área heterogênea composta por um conjunto interativo de ecossistemas (FORMAN e GORDON, 1986); (2) um mosaico de relevos, tipos de vegetação e formas de ocupação (URBAN et al, 1986); (3) uma área espacialmente heterogênea (TURNER, 1989). Dessa forma, uma paisagem pode variar de tamanho, englobando desde grandes regiões, extensões com apenas alguns quilômetros de diâmetro e até porções centimétricas, considerando que o conceito de padrão espacial de manchas leva em conta o ponto de vista do organismo que observa (McGARIGAL e MARKS, 1995). Ou seja, para diferentes níveis de escala, podem ser observados diferentes mosaicos ecológicos.

A evolução de uma paisagem resulta de três mecanismos operando em diferentes escalas temporais: processos geomorfológicos/geológicos ocorrendo durante um longo tempo, padrões de colonização de organismos se desenvolvendo em uma escala média de tempo e intermediados, por vezes, por rápidas perturbações

em ecossistemas locais (FORMAN; GODRON 1986). A combinação destes três mecanismos resulta em uma paisagem terrestre, composta por diferentes formas de relevo, tipos de vegetação e usos da terra, organizados em um arranjo ou mosaico de retalhos ou manchas (*patches*), que formam um agrupamento único de ecossistemas em interação (FORMAN; GODRON 1986).

### 2.1.1 Fragmentação da paisagem

Fragmentação da paisagem pode ser definida como o processo pelo qual uma área contínua de habitat natural é reduzida em tamanho, é dividida em dois ou mais fragmentos separados por um entorno de habitats diferentes do original (WILCOVE et al., 1986). Segundo esta definição, o processo de fragmentação tem quatro efeitos sobre a paisagem: (1) redução na extensão de habitat original, (2) aumento no número de fragmentos de habitat, (3) diminuição no tamanho dos fragmentos, e (4) aumento no isolamento dos fragmentos (FAHRIG 2003).

Uma das principais implicações da fragmentação é a diminuição da conectividade, função essencial na paisagem, que representa a influência mútua entre os organismos e a paisagem (METZGER, 2001). Conforme Tonhasca Junior (2005), o número de espécies diminui em fragmentos, pois estes simulam áreas limitadas em recursos. Diversos estudos que pesquisaram as consequências do processo de fragmentação na biodiversidade utilizaram a teoria da biogeografia de ilhas como ponto de partida para representar as paisagens, assumindo uma forma simplificada e binária com apenas duas classes: habitat e matriz (RICKETTS, 2001).

Em contrapartida, a fragmentação de habitats também pode colocar as populações nativas em contato com plantas e animais domésticos, aumentando o risco de transmissão de doenças para as espécies silvestres com baixa imunidade e consequentemente para as pessoas (PRIMACK 1998, RODRIGUES, 2005). Atributos importantes relacionados à fragmentação de habitats que podem influenciar a biodiversidade são: o tamanho, a forma, a relação perímetro/área, o grau de isolamento e o tempo de distúrbio ou perturbação do fragmento, estando fortemente ligados com o grau de perturbação no habitat, causado pelo efeito de borda (COLLINGE, 1996).

Conforme Harris (1984), o tamanho mínimo para sobrevivência de uma espécie animal está conexo ao seu peso. Deste modo, quanto maior o animal, maior a área necessária para sua sobrevivência. Também existe a hipótese de que áreas maiores permitem um maior sucesso das populações, portanto, deve-se adotar tal modelo no fomento à criação de unidades de conservação (HONNAY et al., 1999). Do ponto de vista destes autores, grandes reservas minimizam efeitos de borda, abrigam mais espécies e tem maior diversidade de habitat, abrangendo indivíduos de espécies de grande porte, ampla extensão e baixa densidade.

No entanto, outros autores contestam tal hipótese orientando a adoção de um número maior de áreas a serem preservadas, porém de tamanhos menores (OERTLI et al., 2002). Conforme OVASKAINEN (2002), mesmo pequenas áreas, reduziram a possibilidade de uma única catástrofe, como também a invasão de espécies exóticas, doenças ou incêndio, destruir as populações deste habitat.

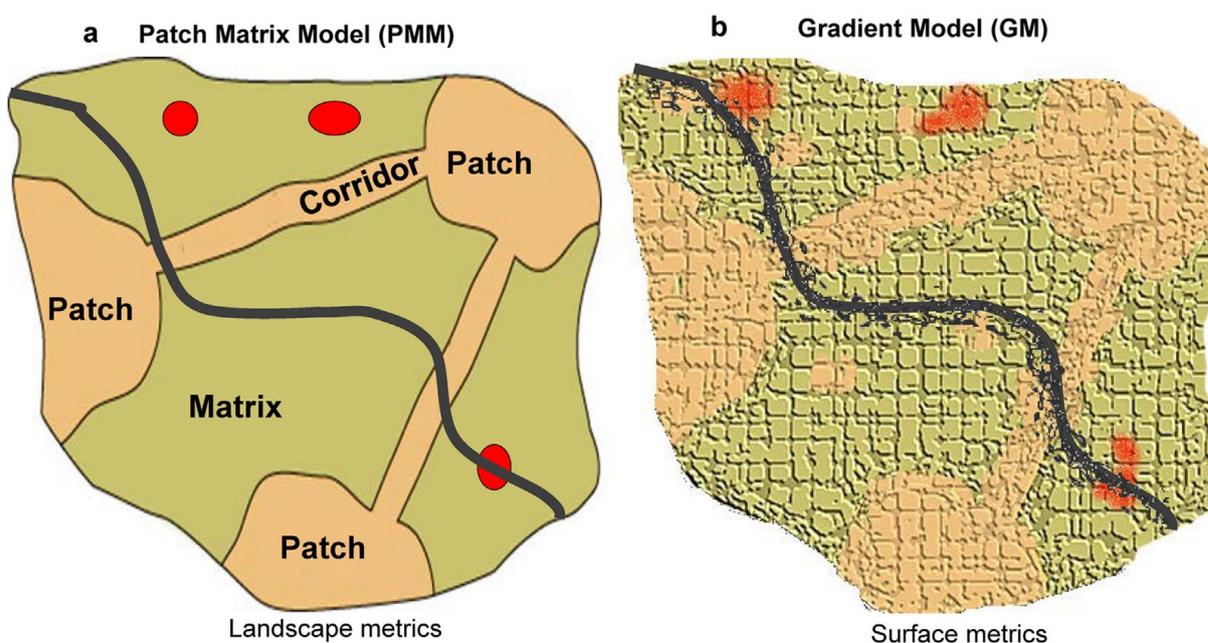
Vários estudos desenvolvidos na Amazônia demonstram que a massa volumar populacional e a tenacidade de vários grupos de animais estão diretamente conexas a áreas de florestas (LAURENCE et al., 1998). Collevatti et al (2001) corroboram esta hipótese afirmando que a fragmentação de habitats diminui o fluxo gênico, aumentando as possibilidades aumento do grau de parentesco das espécies de árvores nos ecossistemas tropicais. Stratford e Stouffer (1999) analisaram uma área de floresta tropical recém-fragmentada e puderam constatar que em um ano de fragmentação, período no qual se formaram 11 fragmentos variando de 1 a 100 hectares, foram identificados 55 casos de extinções locais em aves insetívoras, representando 74% das populações locais.

Existe uma convergência atualizada que aconselha a necessidade de conservação de grandes áreas interpoladas com áreas menores, interconectadas, possibilitando a ampliação da área total florestada (PEREIRA, 1999). Segundo Laurence et al. (1998), muitos fragmentos florestais no Brasil que possuem área abaixo dos 400 hectares estão bastante modificados ecologicamente e recomenda-se que a implantação de corredores ecológicos possa reduzir os efeitos negativos da fragmentação na fauna existente.

### 2.1.2 Estrutura e elementos da paisagem

A estrutura de uma paisagem é constituída por três elementos: (1) mancha (*patch*), (2) matriz e (3) corredor. Na Figura 2 é ilustrado um exemplo desses três elementos e as relações espaciais entre eles. Esses são elementos que permitem a comparação entre paisagens distintas. A definição a seguir dos elementos baseia-se nos princípios apresentados por Forman e Godron (1986), que foram adotados nos trabalhos de Barnes (2000) e Casimiro (2000).

Figura 2 — Representação da estrutura da terra: (a) *Patch matrix model* (PMM), (b) *Gradient model* (GM).



Fonte: A. Lausch et al., 2015.

#### a) Matriz

A matriz de uma paisagem pode ser definida como o seu elemento mais extensivo e conectado e que possui o papel preponderante no funcionamento da paisagem (FORMAN; GODRON, 1986). No entanto, as paisagens são compostas de matrizes variadas, no qual a disposição de seus fragmentos pode influenciar na conectividade de diferentes formas. Desprezar os elementos da heterogeneidade da paisagem podem influenciar na capacidade de compreender as respostas ecológicas,

podendo esconder o efeito do isolamento dos fragmentos e a interação entre as espécies (RICKETS, 2001). Geralmente, as matrizes estão ligadas às áreas de influências antrópicas, homogêneas e inóspitas que operam sobretudo como uma barreira na paisagem, sem qualquer benefício e importância ecológica para as espécies (VANDERMEER e CARVAJAL, 2001).

#### b) Mancha (*patch*)

Uma mancha ou *patch*, pode ser definida como uma superfície não linear que se destaca em aparência de seu entorno. As manchas variam em: (1) tamanho, (2) (3) forma, (4) tipo, (5) heterogeneidade e (6) características de borda. Além disso, as manchas encontram-se sempre inseridas numa matriz, uma área de entorno com diferente estrutura e composição (FORMAN; GODRON, 1986).

Para Forman e Godron (1981), as origens das manchas podem variar em função de diversos mecanismos 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: 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.

#### c) Corredores

Outro elemento das paisagens são os corredores, 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.

Em áreas que apresentam grande crescimento populacional, como por exemplo nas proximidades de áreas urbanas, a atividade humana modifica a paisagem nativa, transformando-a em um mosaico fragmentado. Esse processo leva à instabilidade do ambiente, com conseqüente simplificação e homogeneização da composição de espécies. Porém, inseridos na matriz urbana, encontram-se manchas de ecossistemas originais ou deles derivados, que funcionam como habitats naturais para a biota regional; as dimensões destas manchas, suas formas e a disposição espacial de seu conjunto determinam as suas qualidades como habitat para a biota (COLLINGE, 1996).

### 2.1.3 Métricas de estrutura da paisagem

Métricas ou indicadores de paisagem são medidas quantitativas da composição e configuração da paisagem que permitem, dentro de um determinado contexto de avaliação e classificação, descrever através de indicadores de natureza numérica, componentes de um contexto multidimensional complexo, associado à noção de paisagem (CARRAO, 2002). As métricas da paisagem podem ser calculadas em diferentes aspectos, seja para manchas individuais (por exemplo: fragmentos de vegetação), para classes de manchas (podemos considerar conjuntos de fragmentos de vegetação nativa ou silvicultura) e para a paisagem como um todo (MACGARIGAL e MARKS, 1994). As paisagens podem ser descritas através de duas dimensões, portanto as métricas de paisagem são agrupadas em dois grandes grupos: métricas de composição e de configuração (MCGARIGAL, 2002).

Os parâmetros de composição dão uma ideia de quais unidades estão presentes na paisagem, da riqueza dessas unidades e da área ocupada por elas no qual é possível inferir sobre o grau de dominância espacial. Os parâmetros de configuração vão quantificar o arranjo espacial dessas unidades em termos de grau de fragmentação e frequência de contato entre as diferentes unidades; grau de isolamento e conectividade de manchas de unidades semelhantes e finalmente, área,

formato e complexidade de formas das manchas que compõem o mosaico da paisagem (CULLEN; RUDRAN; PADUA, 2006).

A maioria das medidas são correlacionadas entre si, ou seja, as métricas medem um aspecto semelhante ou idêntico de padrão da paisagem, porque existem apenas algumas poucas medições primárias que podem ser feitas a partir de manchas, a maioria das métricas são derivadas a partir destas medidas primárias. (MCGARIGAL, 2002). Um grande número de métricas da paisagem foi desenvolvido ao longo das últimas duas décadas e mais de 100 métricas espaciais já foram descritas na literatura (MCGARIGAL, 2002).

A escolha das métricas deve refletir explicitamente algumas hipóteses sobre o padrão da paisagem observada e quais processos ou restrições podem ser responsáveis por esse padrão. Em estudo realizado por Ritters et al. (1995), observou-se a utilização de 55 métricas para cálculo de estrutura da paisagem. O objetivo dos autores foi o de auxiliar na escolha de um conjunto de métricas relevantes, correlacionando 85 casos de estudo. Como resultado, os autores identificaram quatro fatores relevantes: (1) a razão média perímetro-área; (2) média da área do fragmento normalizada para a área de um quadrado de mesmo perímetro; (3) densidade do fragmento de maior tamanho e, (4) o número de atributos das classes de fragmentos. Desta forma, não é necessária uma grande variedade de métricas para quantificar a paisagem, no entanto, é preciso, como afirmaram os autores mencionados, poder identificar aquelas que melhor se aplicam aos objetivos propostos, na configuração local existente e com a escala de análise proposta.

#### 2.1.4 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, ou seja, medida do quanto as partes de uma paisagem se diferenciam de outra quanto à sua configuração espacial, é colocada como necessária, por Tischendorf (2001) e Turner et al. (2003), para esclarecer os estudos da ecologia da paisagem que trata das relações entre processos ecológicos e padrões espaciais.

A estrutura, significa o padrão de uma paisagem composto de diferentes elementos, com hábitats mistos ou tipos de cobertura, que é determinado pelo tamanho, formato, arranjo e distribuição de seus elementos (TURNER et al., 2003). Para a delimitação e quantificação desses elementos da paisagem (“manchas”), são utilizadas, em geral, as unidades de cobertura da terra (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 estrutural e funcional 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 análise aplicada 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).

#### 2.1.5 Padrões e processos

Em ecologia da paisagem, a teoria da percolação foi inicialmente mencionada por Gardner et al. (1987), na obra intitulada *Neutral models for the analysis of broadscale landscape pattern* que procurava por um método para evidenciar se um determinado padrão de paisagem tinha relação com a existência de um dado processo. A argumentação era que para se testar se um padrão é resultado de um processo, é necessário saber se esse padrão ocorre mesmo na ausência do processo. Portanto, construíram modelos da paisagem na ausência de efeitos de processos, conhecido como modelos neutros. Os padrões gerados através destes modelos foram comparados com padrões de paisagem observados. Com isso, foi verificado que, à proporção que a paisagem vai sendo ocupada por um hábitat de interesse, mudam-se o número, o tamanho e a forma das manchas desse hábitat na paisagem.

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 da teoria da percolação, são os tamanhos dos *pixels* que representam os tamanhos das áreas dos fragmentos. Na Figura 3 são apresentados dois casos bem distintos simulando a paisagem: caso existam poucos quadrados brancos, possivelmente não existe conectividade, porque todos os fragmentos são muito pequenos (Figura 3a); caso existam muitos quadrados brancos, existem muitos caminhos possíveis para conexão (Figura 3b).



entre fragmentos com populações pequenas (KAGEYAMA et al., 1998) possibilitando o estabelecendo de metapopulações.

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). Corredores também podem reduzir a erosão pela água e vento, reduzir a entrada de compostos químicos e nutrientes nas bacias, contribuindo com a qualidade e fluxo da água, além de aumentar o apelo estético da paisagem (ROSENBERG et al. 1997, LAURENCE 2004).

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). As críticas a respeito dos corredores se concentram ao redor de três pontos: (1) não haveria evidência científica suficiente para demonstrar os eventuais benefícios de conservação dos corredores, (2) eventuais efeitos negativos dos corredores poderiam sobrepujar seus benefícios e (3) corredores podem não ser a opção com melhor custo-benefício em relação a outras formas de usar os escassos recursos destinados à conservação (BENNETT, 1998).

Dentre os possíveis aspectos negativos apontados acerca dos corredores estão a possibilidade destes funcionarem como rotas para espécies invasoras, pestes e doenças, que de outra forma poderiam não se expandir (SIMBERLOFF et al., 1992, PROCHE et al., 2005); a possibilidade de que corredores facilitem a movimentação de espécies que já são relativamente móveis e que não funcionem para aumentar os movimentos de espécies mais sedentárias, justamente as que se prejudicam com a fragmentação e a possibilidade de que os corredores possam funcionar como drenos populacionais, atraindo os organismos das manchas de habitat para corredores dominados por efeito de borda, com altos riscos de predação e mortalidade (HENEIN e MERRIAM 1990, LAURANCE 2004).

Quanto as suas características, a mais importante de um corredor é, sem dúvida, sua largura (METZGER 2010). A largura determina a área de habitat disponível, a diversidade de recursos para os organismos e a vulnerabilidade do corredor a eventuais efeitos de borda (LOVEJOY et al., 1986, LAURANCE 2004). A largura afeta diretamente a qualidade do habitat do corredor ao regular a área de vegetação impactada pelas modificações micro-climáticas e pelo aumento das perturbações que ocorrem nas bordas florestais (METZGER, 2010).

Alguns autores sugerem que corredores estreitos perderiam parte de sua utilidade por favorecerem unicamente espécies generalistas, que suportam os efeitos de borda (SANTOS et al., 2008, LOPES et al., 2009). Assim, a riqueza de espécies florestais estaria positivamente relacionada à largura do corredor. De fato, uma característica frequentemente compartilhada por espécies sensíveis à fragmentação é a aversão a áreas de borda (LAURENCE, 2001).

Sobretudo, para averiguar a eficácia de corredores em promover conectividade não basta demonstrar que estes são usados para movimentos, é preciso demonstrar que em sua ausência os movimentos não ocorrem ou ocorrem em frequência muito baixa (BEIER e NOSS, 1998). O fato de dois fragmentos serem isolados estruturalmente não implica que indivíduos de uma dada espécie não sejam capazes de mover-se entre eles. Da maneira inversa, o fato de dois fragmentos estarem conectados por um corredor não implica que indivíduos de alguma outra espécie sejam capazes de mover-se de um fragmento para o outro (TAYLOR et al., 2006).

Portanto, conectividade estrutural, que é um atributo da paisagem, nem sempre prevê conectividade funcional, que é atributo dos indivíduos, porém o conceito de conectividade, na forma de métricas estruturais da paisagem, vem sendo cada vez mais usado na tomada de decisões de conservação em paisagens fragmentadas (VOS et al., 2002).

Métricas de conectividade estrutural não fazem sentido se não forem ponderadas pela ou relacionadas à capacidade de movimento das espécies-focais, a qual é, muitas vezes, desconhecida. Uma comparação de métricas simples de conectividade com estimativas empíricas de movimentação revelou que nenhuma

dessas métricas teve bom desempenho em prever taxas de movimento (WINFREE et al., 2005). Portanto, corredores devem ser projetados levando-se em conta os processos envolvidos no comportamento de movimentação dos indivíduos, indo além dos aspectos puramente estruturais da paisagem (TAYLOR et al., 2006, CHETKIEWICZ et a., 2006).

### 2.2.1 Definições legais de corredores ecológicos no Brasil

Conforme a Resolução CONAMA 9/1996 (CONAMA, 1996) estabelece, em seu Art. 1, corredores ecológicos tem a seguinte definição:

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* 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).

### 2.3 MODELAGEM

Por serem uma simplificação da realidade, os 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 uns dos métodos teóricos e técnicos úteis para pesquisar, levantar hipóteses, fazer diagnósticos, previsões e simulações de um dado sistema. Conseqüentemente, a utilização deles favorece a diminuição dos custos e do tempo (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Um modelo é espacialmente explícito 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).

Dentro de um contexto ecológico, a ecologia da paisagem vem sendo abordada 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).

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 (METZGER, 2007) .

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.

## 2.4 ANÁLISE MULTICRITÉRIO

A complexidade verificada nas últimas décadas, decorrente do aumento do número de informações e da necessidade de utilizá-las no processo decisório, fez com que surgissem novos métodos para localização de instalações na tentativa de alcançar maior assertividade nas tomadas de decisão. Neste sentido, métodos multicritérios de tomada de decisão surgiram como métodos de apoio que são vistos como ferramentas matemáticas, eficazes para resolução de problemas em que existem critérios conflitantes (BRANS e MARESCHAL, 2005).

A análise multicritério espacial baseia-se no mapeamento de variáveis por plano de informação e na definição do grau de pertinência de cada plano de informação e de cada um de seus componentes de legenda para a construção do resultado (MOURA, 2007). 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).

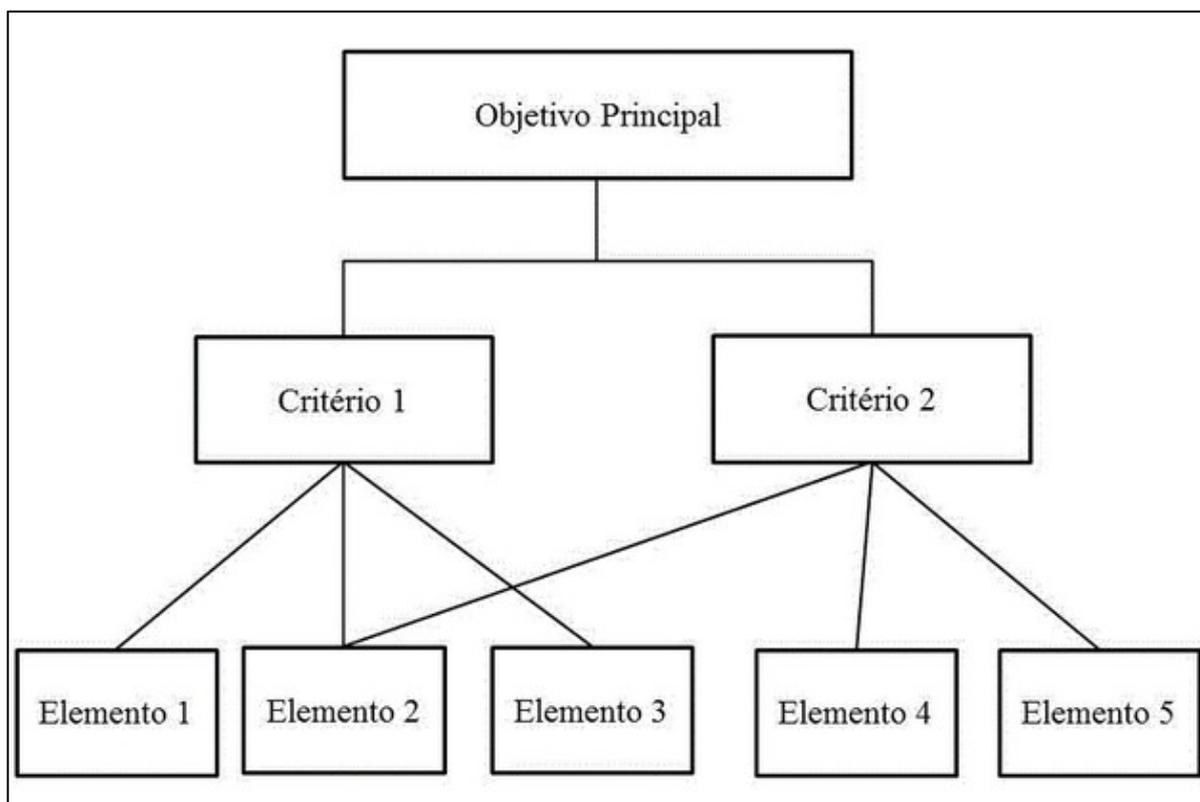
O objetivo principal dos sistemas de Suporte à Decisão Multicritério é fornecer ao usuário ferramentas que o levem a explorar o problema, com o objetivo de encontrar uma solução onde vários pontos de vista, às vezes contraditórios, são considerados (VINCKE, 1992).

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 (MOURA, 2007). 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 (MOURA, 2007).

Conforme visualiza-se na Figura 4, a construção esquemática para a resolução de um problema multicritério de tomada de decisão inicia-se com a definição do problema, a identificação das restrições, os critérios e, por fim, as alternativas a serem

avaliadas e selecionadas pelo tomador de decisão. Isto ocorre por meio do cruzamento dos critérios com as alternativas e dos critérios com o objetivo final.

Figura 4 — Representação gráfica de um sistema decisório.



Fonte: O autor, 2021.

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).

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 (MOURA, 2007). 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 (MOURA, 2007). Existem diversos métodos de apoio multicritério à decisão, como Análise Hierárquica de Pesos (SAATY, 1980) e método Delphi (LINSTONE, 2002). Nesta pesquisa o método adotado conta com os *experts 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.

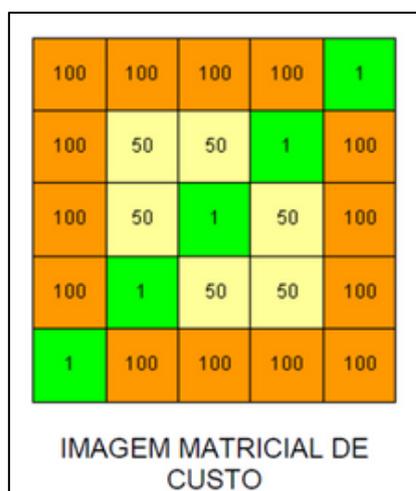
## 2.5 MODELO DE MENOR CUSTO

Dentro do contexto da modelagem, os desafios encontrados na tomada de decisão em ciências ambientais frequentemente estão relacionados com a escolha de alternativas com o menor impacto, dentre as várias possíveis. Esses desafios podem ser identificados como Caminhos de Menor Custo (CMC), em que o custo pode ser representado como a distância, impacto ambiental, risco, tempo de viagem ou mesmo custo de produção, dependendo do contexto no qual está inserido (CHETKIEWCZ, 2006).

Para Chetkiewicz et al. (2006), o modelo de menor custo é uma abordagem semelhante à teoria de percolação, 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). Conforme já apresentado, a geração dessa superfície de custo é, em geral, resultado de um processo de análise multicritério, 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 (Figura 5), 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.

Figura 5 — Exemplo de cálculo de superfície de custo, os *pixels* verdes têm menor custo de deslocamento em relação aos demais *pixels*, representando o caminho de menor custo de deslocamento.



Fonte: O autor (2021)

Ao invés 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, 2003).

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

- geração de um plano de custo de passagem, onde o custo é um valor atribuído às células de uma grade;

- 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);
- 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.

Esse modelo tem sido também utilizado para o delineamento de corredores, especialmente para espécies focais, portanto a modelagem de menor custo pode ser utilizada para medir a distância entre manchas da paisagem e para avaliar a conectividade de paisagens (ADRIAENSEN., 2003; FOLTÊTE et al., 2008)..

## 2.6 IMAGEM DE SATÉLITE - SENSOR *WORLDVIEW-2*

Em outubro de 2009, o sensor orbital *WorldView-II* foi lançado. Este é o primeiro sistema de alta resolução espacial que possui oito bandas multiespectrais: *Coastal, Blue, Green, Yellow, Red, Red-Edge, NearInfra-Red 1 (NIR-1)* e *Near Infra-Red 2 (NIR-2)*. Sua resolução espacial é 0,46 m na banda pancromática e 1,84 m nas bandas multiespectrais (Padwick et al., 2010).

O sensor *WorldView-II* representa uma inovação, em relação aos sensores de alta resolução espacial atuais, pois possui mais quatro bandas espectrais além das tradicionais azul, verde, vermelho e infravermelho próximo, o que amplia seu poder de caracterização e separação dos alvos investigados (Padwick et al., 2010)

O satélite *WorldView-II* adquire as imagens pancromática e multiespectral simultaneamente, de modo que existe correspondência espacial entre cada pixel das imagens, por exemplo, a banda *Red-Edge* é estrategicamente centralizada em 725 nm, no início da porção de alta refletividade da resposta da vegetação, fornecendo dados importantes para seu estudo. (Padwick et al., 2010).

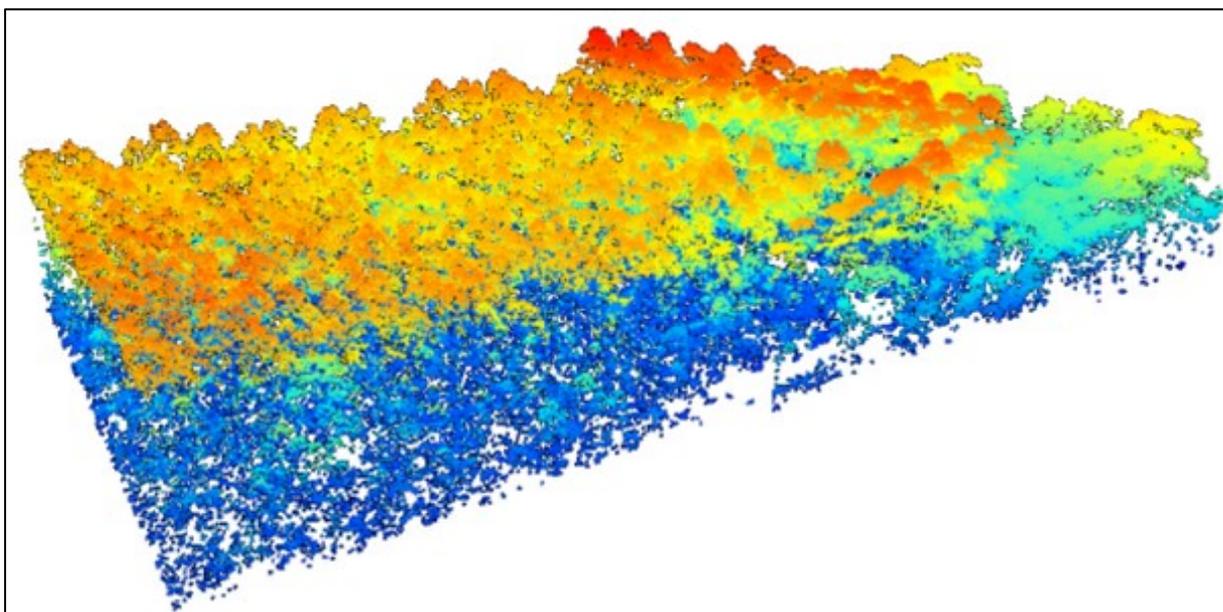
## 2.7 LIDAR (*LIGHT DETECTION AND RANGING*)

Apesar de o laser não ser uma nova tecnologia, sua utilização na aquisição de dados geográficos é relativamente recente. LiDAR, sigla utilizada para *Light Detection and Ranging*, é um termo que tem sido utilizado para designar esta tecnologia de sensoriamento remoto (SIEPMANN, 2006).

Seu uso em sistemas LiDAR vem demonstrando uma excelente capacidade para a aquisição de uma grande quantidade de informações, em pequeno intervalo de tempo. (CENTENO E MITISHITA, 2007; COELHO EVARGAS, 2007). A tecnologia LiDAR é baseada nos mesmos princípios utilizados no sistema de RADAR, com a diferença de que, ao invés do uso de ondas de rádio para localizar os objetos de interesse, o sistema LiDAR utiliza pulsos laser (BALTSAVIAS, 1999). A tecnologia LiDAR foi inicialmente prevista para a utilização em levantamento de dados para a elaboração de Modelos Digitais de Elevação (MDE), em que os métodos tradicionais não eram suficientes, principalmente em áreas de difícil acesso. O LiDAR vem demonstrando grande potencial em diversas áreas de aplicação, tais como: planejamento costeiro, avaliação de risco de inundações, telecomunicações e redes de transmissão de energia, florestas, agricultura, petróleo, transportes, planejamento urbano, mineração, entre outros (GUIERA et al., 2005). O sensor de varredura a laser aerotransportado tem grande potencial para aplicações florestais, em termos de sua capacidade de mobilização de uma grande quantidade de pontos com alta precisão, baixo custo, alta velocidade de aquisição de dados da estrutura vertical e horizontal das áreas florestais.

O princípio de funcionamento do sistema de varredura laser consiste na emissão de um pulso laser de uma plataforma (aérea, terrestre ou orbital) com uma elevada frequência de repetição (Figura 6). O tempo de retorno dos pulsos laser entre a plataforma e os alvos é medido pelo sensor, permitindo a estimativa destas distâncias (BALTSAVIAS, 1999).

Figura 6 — Representação de uma nuvem de pontos laser de uma área florestada, os pontos em vermelho representam as árvores mais altas e os pontos azuis representam as árvores mais baixas.



Fonte: O autor (2021)

O sistema LiDAR apresenta sua própria fonte de energia, neste caso, uma fonte de luz, o laser, a qual emite radiação eletromagnética em ondas curtas (1-10  $\mu\text{m}$ ) sendo sensível às perturbações atmosféricas, é considerado um método direto na captura de dados e classificado como um sensor ativo. (BALTSAVIAS, 1999) Uma vantagem dos sensores de varredura a laser em relação aos clássicos sensores passivos (fotografias aéreas e imagens de satélite) é que os scanners a laser não dependem do sol como uma fonte de iluminação. Sendo assim, a análise dos dados não é prejudicada por sombras causadas por nuvens ou objetos vizinhos (BALTSAVIAS, 1999). Outra característica importante deste sensor é que os pulsos de laser podem penetrar por pequenas aberturas no dossel da floresta e fornecer informações sobre a estrutura florestal e também sobre o relevo destas áreas (BALTSAVIAS, 1999).

## 2.8 URBANIZAÇÃO

Urbanização é um conjunto de processos que alteram o meio ambiente (BARNAGAUD et al. 2017, MARZLUFF 2016), modificando as dinâmicas naturais e

interferindo na biodiversidade, levando à substituição de diversos elementos naturais (árvores, campos, áreas alagadas) por elementos artificiais (edifícios, ruas e casas), o que causa impactos muitas vezes irreversíveis na paisagem (ALLEN et al. 2019, FERENC et al. 2019). Nas últimas décadas, o processo de urbanização cresceu de um modo muito acelerado. Estima-se que até 2030, a população urbana global seja de 4,9 bilhões e que a área urbana total triplique seu tamanho (ELMQVIST et al., 2013).

Esse processo tem sido responsável pela perda e fragmentação de habitat, pela intensificação do uso da terra e pela homogeneização do território; em decorrência, a mobilidade de plantas e animais ao redor e dentro das cidades tem sido restringidas, causando redução da biodiversidade (LINDENMAYER, 2007). O processo de urbanização e a atividade antrópica exercem uma variedade de alterações ambientais. Dentre essas, as mudanças no uso da terra são uma das principais associadas à urbanização, e uma das maiores ameaças à biodiversidade (CARVAJAL-CASTRO et al. 2019), pois altera o meio ambiente direta e indiretamente (BENINDE et al. 2015). Logo, o efeito da urbanização é maior do que apenas o crescimento físico das cidades. Por isso, atualmente, o papel das cidades para a conservação da biodiversidade tem sido cada vez mais reconhecido e estudado.

Algumas estimativas indicam que em países como o Brasil, o processo de urbanização levará à perda de mais de 10.000km<sup>2</sup>/ano de habitat (McDONALD et al., 2020) e os impactos de paisagens urbanas frequentemente excedem os limites das cidades (BRANTZ e DÜMPELMANN 2011; FAETH et al. 2011; ELMQVIST et al. 2013, McDOLNALD et al 2009).

Cabe ressaltar que as cidades são sistemas socioecológicos complexos (ANDERSSON, 2006), onde padrões sociais, econômicos e culturais definem a forma e magnitude das alterações ambientais (ARDOIN et al. 2019, LOW et al. 2019). Esses fatores também vão determinar a forma com que a população interage com a biodiversidade (BELAIRE et al. 2016). Por exemplo, a desigualdade socioeconômica tem relação com a degradação ambiental (BERTHE e ELIE 2015, MASUD et al. 2018). Maiores níveis de desigualdade social e má distribuição de renda impactam negativamente a biodiversidade de várias formas (Berthe e Elie 2015), desde a

manutenção de áreas verdes até a cobrança por melhores condições ambientais urbanas (BOYCE 1994, YANG et al. 2011).

### 2.8.1 Corredores ecológicos em paisagens urbanas

O estudo da conectividade em áreas urbanas desempenha um importante papel na conservação; áreas verdes, árvores de rua podem ajudar a garantir a manutenção da biodiversidade e promoção de ambientes saudáveis para as populações humanas (ARONSON et al. 2017). Uma das formas de aumentar a conectividade e auxiliar na permeabilidade da paisagem urbana é a definição de corredores ecológicos.

Os corredores surgiram com o objetivo de possibilitar o trânsito de espécies da fauna entre fragmentos próximos. Em paisagens urbanas altamente fragmentadas, os pequenos fragmentos (árvores de rua e praças) os corredores funcionam como *stepping stones* (pontos de conexão) entre fragmentos maiores, (parques e unidades de conservação) viabilizando o fluxo e as trocas gênicas (FORMAN e GODRON, 1986).

O estabelecimento de corredores ecológicos é fundamental para ampliação da proteção ambiental e conservação da biodiversidade (LOUZADA et al., 2010). Desde a década de 1970 é citado que a criação de corredores ecológicos em áreas urbanas é uma das soluções viáveis para a ligação de ecossistemas fragmentados e para a manutenção da biodiversidade (SEOANE et al., 2010).

### 2.8.2 Modelagem de corredores ecológicos em áreas urbanas

Uma ferramenta essencial para o planejamento em áreas urbanas, com análise e integração de vários fatores aliados a um conjunto de dados, pode ser realizada por meio da geotecnologia, em um Sistema de Informação Geográfica (SIG), contribuindo de forma rápida, eficiente e confiável em análises envolvendo os processos de degradação dos fragmentos envolvidos (LOUZADA et al., 2010). Com essa ferramenta é possível desenvolver parâmetros para prescrever ações de manejo para conservação da fauna e flora de áreas urbanas, considerando a distribuição espacial

dos remanescentes florestais, visando a minimização dos impactos causados (MUCHAILH et al, 2007).

Historicamente, os estudos utilizam superfície de resistência para estabelecer corredores através da análise de menor custo (RAYFIELD et al., 2010). Conforme a metodologia proposta por Louzada et al. (2010), as rotas dos potenciais corredores ecológicos em áreas urbanas podem ser estabelecidas empregando uso de pesos de menor custo, que faz o uso da análise hierárquica proposta por Saaty (1977).

Através desta metodologia é possível delinear o percurso ótimo dos corredores ecológicos utilizando a ferramenta *Path Distance* da extensão *Spatial Analyst* do software *ArcGIS*. Alguns estudos recentes, demonstram a eficácia desta metodologia quando aplicada em áreas urbanas (FRAGA 2019; GRAVIOLA 2020).

## 2.9 ESPÉCIES FOCAIS

Aves são um grupo muito diverso de vertebrados e por isso apresentam diversas respostas às características ambientais e à estrutura de paisagens urbanas. A ocorrência de aves em ambientes urbanos é altamente influenciada pela presença e tamanho dos trechos de vegetação, bem como pelos atributos estruturais e florísticos de áreas verdes urbanas (CHACE e WALSH, 2006). A ocorrência de aves também é facilitada por árvores ao longo das ruas e remanescentes de vegetação resultantes da urbanização (BARTH et al., 2015; PENA et al., 2017).

Por ocorrerem em cidades e serem influenciadas por diferentes características das paisagens, aves também são utilizadas para avaliação do grau de conectividade da paisagem. Horta et al (2018) utilizaram o tucano toco (*Ramphastos toco*) como indicador de conectividade através de técnicas de modelagem espacial para avaliar rotas de menor custo ou que facilitam o movimento de aves por áreas urbanas verdes em Belo Horizonte, uma cidade no Sudeste do Brasil. Já Duarte (2017) avalia a importância de fragmentos de Mata Atlântica para a manutenção de 10 espécies de aves, com diferentes níveis de sensibilidade a perturbações antrópicas na região de Ouro Preto em Minas Gerais. Na pesquisa de Pena (2017), são avaliados os efeitos da urbanização sobre as aves em uma metrópole Neotropical.

As aves também são utilizadas para avaliar a permeabilidade das paisagens urbanas. Áreas verdes em ambientes urbanos são de grande importância para a avifauna (CARVAJAL-CASTRO et al. 2019, BELINSKY et al. 2019, FOURNIER et al. 2019), proporcionando diversos tipos de recursos, como alimento, refúgio, e locais para nidificação (NATH et al. 2019, MAGRE et al. 2019), além de amortecer efeitos negativos da poluição sonora (PENA et al. 2017). Logo, mudanças do uso de solo podem ser negativas para a diversidade de aves, especialmente quando envolve perda de vegetação nativa (BARTH et al. 2015, BENINDE et al. 2015, WOOD e ESAIAN 2020).

Conforme 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 não podem ser resolvidos sem considerar as espécies que vivem na paisagem (LAMBECK 1999).

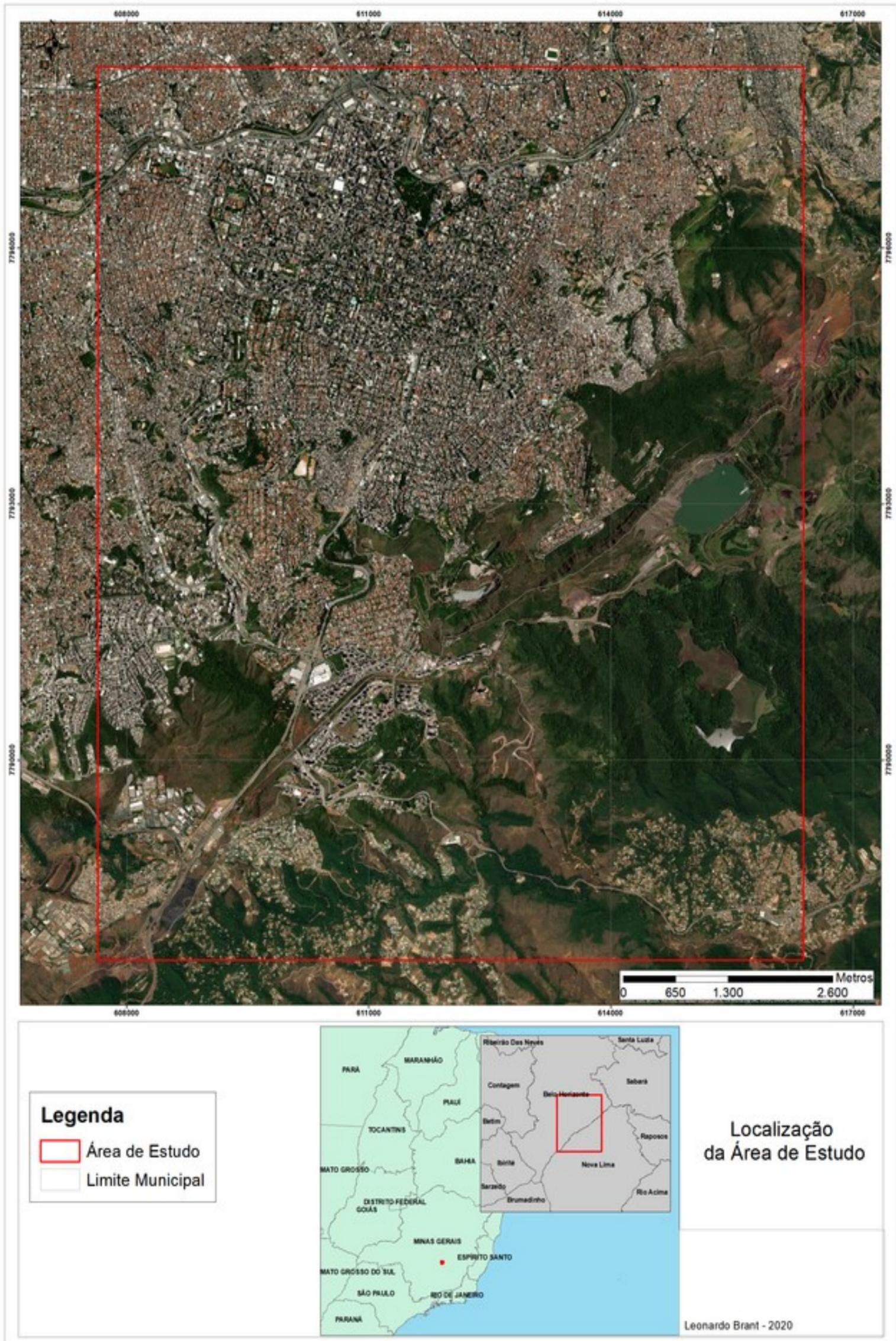
### 3 METODOLOGIA

#### 3.1 ÁREA DE ESTUDO

Nossa área de estudo compreende a região centro-sul da cidade de Belo Horizonte (19W 55 '37 " , 43S 56' 34"), com altitude média de cerca de 900 m. A área se estende até a Mata do Jambreiro, com altitude média de cerca de 1170 m, e em confrontação com a porção norte do município de Nova Lima (19.W 59' 11°, 43S 51' 86°)

O clima do local é tropical, com temperatura média anual variando de 15°C a 28°C. A precipitação total anual varia de 1.000mm a 1.550mm, sendo o verão chuvoso, e o inverno brando e seco. A umidade relativa média anual é de 80% nas regiões serranas, sendo dezembro e janeiro os meses mais úmidos e, os mais secos, agosto e setembro (IBRAM, 2014).

Figura 7 — Localização da área de estudo destacando a variação da paisagem entre o hipercentro do município de Belo Horizonte/MG e a região norte do município de Nova Lima/MG.



Fonte: O autor, 2021.

Belo Horizonte é a capital do estado de Minas Gerais e uma das primeiras cidades planejadas do Brasil e projetada para 200.000 habitantes. A partir dos anos 60, iniciou um crescimento explosivo de sua população e consequente expansão de sua infraestrutura urbana provocando intensas mudanças de paisagem, diminuindo a quantidade e a diversidade de árvores e jardins. Em Belo Horizonte, o processo de urbanização levou à extinção local de diversas espécies da fauna nativa da região (PMBH 2003).

Conforme dados oficiais do Instituto Estadual de Florestas (IEF), a Mata do Jambreiro constitui unidade de conservação estadual do tipo Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN). A referida RPPN foi criada por meio da Portaria IEF n. 70/1998, datada de 11.09.1998, e compreende área de 912 hectares. De propriedade da Vale S.A., a referida RPPN foi certificada pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO) como de extremo valor conservacionista.

Em nossa área de estudo, os bairros de Belo Horizonte mais próximos da região onde se encontra a RPPN Mata do Jambreiro são: o Mangabeiras e o Belvedere, que se encontram intensamente ocupados, sobretudo por unidades unifamiliares de alto poder aquisitivo. Já em Nova Lima, as principais aglomerações populacionais situadas no entorno da área de estudo envolvem os bairros Vale do Sereno, Vila da Serra, Jardinaves, Jardim das Mangabeiras e Jardim da Torre; e os loteamentos Bosque Residencial do Jambreiro, Congonhas do Sabará, Ouro Velho Mansões, Vila Aparecida, Vila Betânia, Residencial Europa, Residencial Sul e condomínio Ville de Montagne (BRANDT MEIO AMBIENTE, 2005).

A área de estudo está inserida em uma zona de transição entre o domínio da Mata Atlântica e o do Cerrado. Esses biomas são os únicos brasileiros considerados *hotspots* de biodiversidade (MITTERMIER et al. 1999), ou seja, áreas com uma grande necessidade de conservação devido ao alto grau endemismo de espécies e de ameaça relacionado à perda de habitat.

A vegetação da área de estudo é composta por fitofisionomias típicas da zona de transição entre a Mata Atlântica e o Cerrado. Em altitudes superiores a mil metros, existe a ocorrência dos campos gramíneos e campos rupestres (BRANDT MEIO AMBIENTE, 2005). Na região de maior adensamento urbano, grande parte da área é ocupada por vegetação arbórea e herbácea, concentrada em parques urbanos, a parte restante é composta de áreas verdes e praças públicas dispersas e árvores de rua compostas principalmente por espécies exóticas (PENA et al., 2016).

Os dados compilados no Relatório de Impactos Ambientais (RIMA) da RPPN do Jambreiro indicam que um total de 180 espécies de aves foram observadas na área do entorno, as quais pertencem a 33 famílias, este número representa, aproximadamente, 25% do total de espécies do Estado de Minas Gerais Assim, a alta riqueza de aves está relacionada a conservação da mata do Jambreiro.(BRANDT MEIO AMBIENTE, 2005).

Diante disso, conforme já citado, a área de estudo foi escolhida devido à presença de grande diversidade de espécies de aves (tanto nas grandes manchas de vegetação nativa localizados na região periurbana, quanto ao longo da paisagem urbana de Belo Horizonte), grande variação em sua formação geomorfológica e pela disponibilidade de dados laser da região central de dos municípios de Belo Horizonte e de Nova Lima.

### 3.2 COLETA DE DADOS

Para determinar as características urbanas e da vegetação da paisagem de Belo Horizonte foi gerada uma classificação supervisionada das imagens de satélite *WorldView-2* e suas oito faixas espectrais obtidas em 29/01/2019 com resolução espacial de 50 cm. Devido às características das imagens (resolução espacial e espectral), é possível identificar claramente as condições volumétricas da vegetação e separá-las dos elementos antrópicos. (Figura 8)

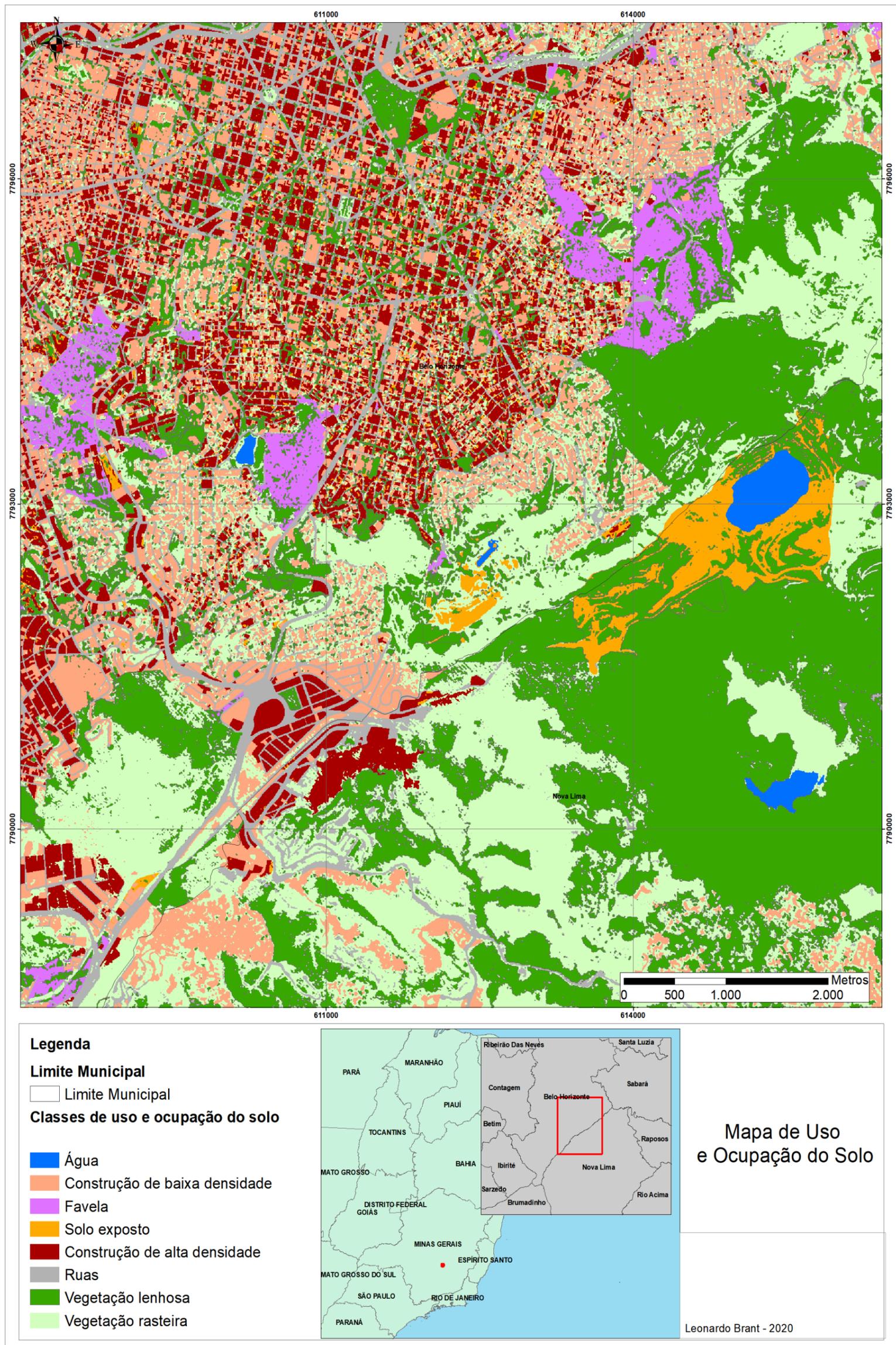
Figura 8 — Imagem *Worldview-2* do ano de 2019 com resolução espacial de 50 centímetros da área sul de Belo Horizonte/MG e norte de Nova Lima/MG.



Fonte: O autor, 2021.

Os dados vetoriais foram convertidos para o formato *raster*, para permitir maior flexibilidade no processamento de dados e manter uma escala comum para análise. Em uma imagem *raster*, cada *pixel* registra a descrição dos elementos que o compõem (por exemplo, tipo de vegetação) na forma de um valor numérico digital. Assim, durante o processo de conversão, um valor é atribuído a cada um dos tipos de uso da terra, a fim de identificá-los no processo de Álgebra de Mapas. Ambas as imagens serão reclassificadas usando a ferramenta *Reclassify* do *software* ArcGIS 10.5. O método adotado foi a segmentação seguida pela definição de chaves de classificação (compostas por água, densa vegetação, vegetação média, vegetação herbácea e componentes urbanos) e a aplicação do algoritmo *MaxVer* (Classificação de Máxima Verossimilhança) (Figura 9).

Figura 9 — Mapa de Uso e Cobertura da terra extraído através da classificação supervisionada das imagens de satélite *WorldView-2* de 2019.



Fonte: O autor, 2021.

Através da classificação supervisionada das imagens de satélite *WorldView-2*, foi possível identificar oito classes de uso e cobertura da terra (Tabela 1).

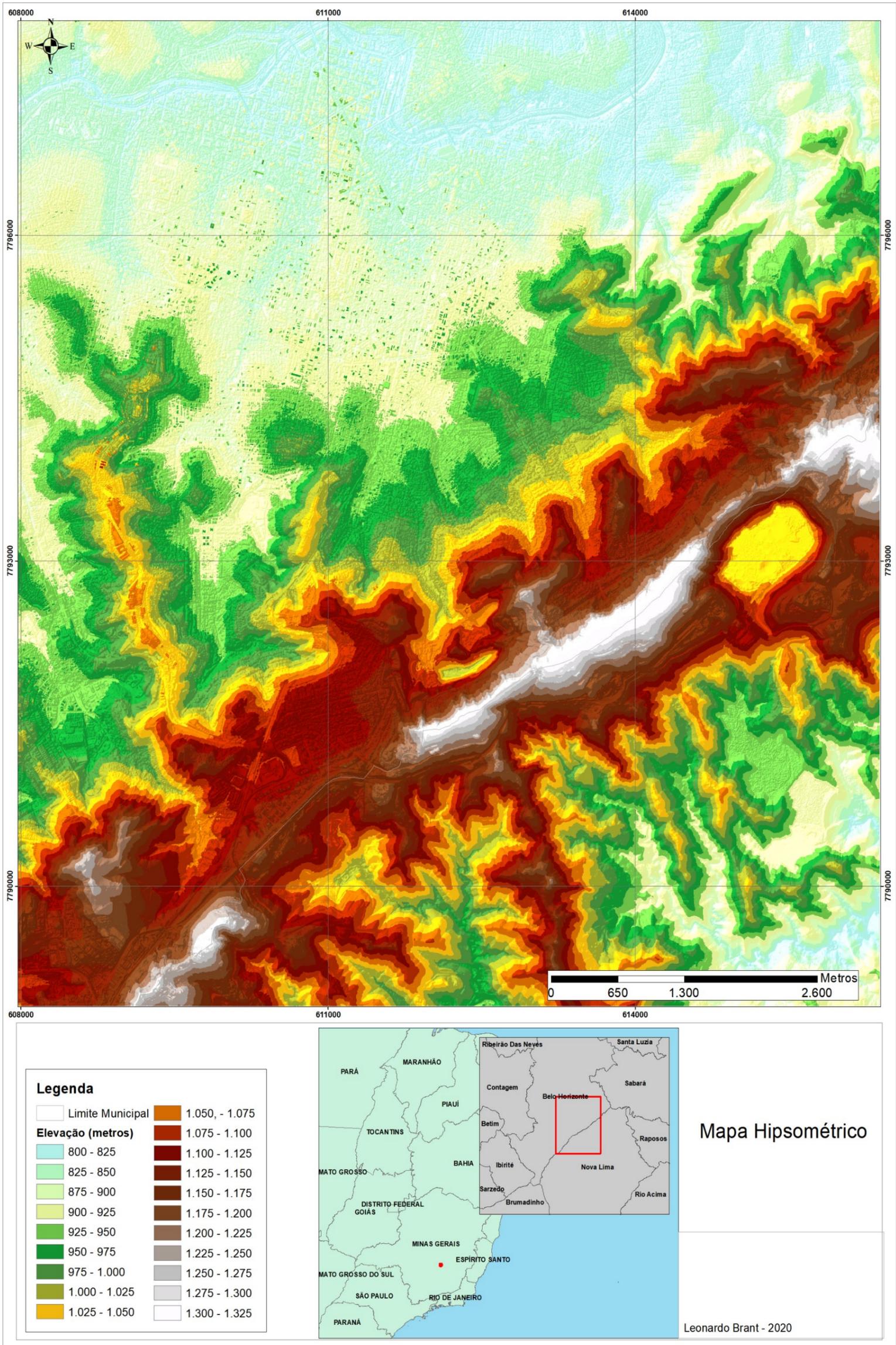
Tabela 1 — Detalhamento das Classes de Uso e Cobertura do Terra.

Classes	Nome das classes	Descrição
01	Vegetação lenhosa	Vegetação arbórea densa nativa, com cobertura fechada.
02	Vegetação rasteira	Campo natural com arbustos esparsos, gramado ou pasto.
03	Ruas	Ruas, avenidas e rodovias.
04	Construções de alta densidade	Edifícios, prédios, shoppings e galpões.
05	Construções de baixa densidade	Residências familiares.
06	Solo exposto	Mineração e Área de solo sem vegetação.
07	Favelas	Residências familiares de baixa renda.
08	Corpos d'água	Lagos, rios e córregos.

Fonte: O autor, 2021.

Para gerar o modelo digital de terreno, foi utilizado dados digitais *laser* obtidos por técnicas de perfilamento *laser* convencional com resolução de 1 metro e que são as soluções mais comumente empregadas. Os dados são resultado de um mosaico de dados obtidos no ano de 2007 (para a região central de Belo Horizonte) e de 2019 (para a região de Nova Lima). Para a geração do mosaico, e classificação simbólica, foi utilizado o software ArcGis 10.5 (Figura 10)

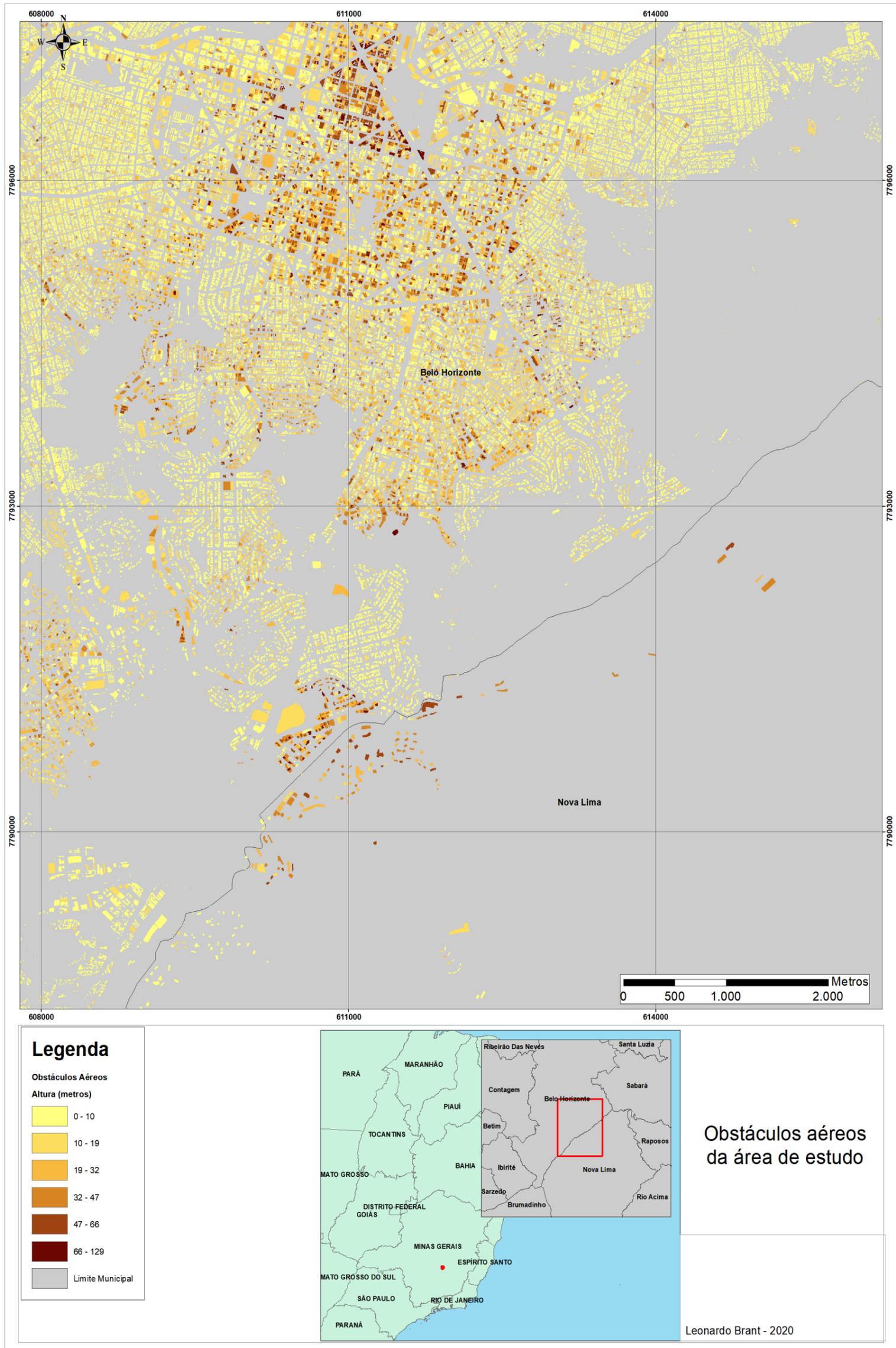
Figura 10 — Mapa Hipsométrico do relevo da área de estudo obtido através de dados laser de 2007 e 2019.



Fonte: O autor, 2021.

Através de técnicas de geoprocessamento utilizando o *software* ArcGis 10.5 foi possível extrair as alturas estimadas dos obstáculos aéreos da área de estudo (prédios, galpões e casas) (Figura 11).

Figura 11 — Mapa de obstáculos aéreos obtidos através de dados laser de 2007 e 2019 da região centro-sul de Belo Horizonte/MG e norte de Nova Lima/MG.



Fonte: O autor (2021)

### 3.3 DEFINIÇÃO DOS GRUPOS DE ESPÉCIES

Existem estratégias de conservação baseadas no estudo de espécies representativas, que indicam as respostas de várias outras espécies (Pena et al. 2017; ROCHA. 2019). Neste trabalho, adotamos o estudo de grupos funcionais, ou seja, grupos formados por espécies que apresentam requisitos biológicos semelhantes e desse modo respondem a determinado processo, bem como a fragmentação, de modo similar.

As características das rotas para os grupos determinados para o presente estudo foram:

a. Espécies de aves sensíveis, no qual as opções de caminhos entre os fragmentos florestais são mais tortuosas, com maior congruência espacial, e maior resistência acumulada da paisagem. Para essa espécie, os caminhos passam preferencialmente por fragmentos de vegetação arbórea, com trechos mais curtos por outros tipos de cobertura da terra.

b. Espécies generalistas, não sofrem grande influência da resistência da paisagem, sendo as opções de caminhos mais retilíneos (caminhos passam por diferentes tipos de cobertura da terra), pouco congruentes espacialmente e com menor resistência acumulada

c. Espécies intermediárias, com congruência espacial intermediária e que passam por diferentes tipos de cobertura da terra presentes na paisagem, mas evitam aqueles com valores de resistência muito altos.

Após definidos os grupos através de *knowledge driven evaluation*, ou seja, por conhecedores dos fenômenos e das variáveis da situação avaliada, selecionamos como modelos espécies de aves que possuem hábitos semelhantes - principalmente insetívoros que utilizam diferentes estratos do sub-bosque, sendo aves dependentes florestais - para representar grupos com diferentes sensibilidades ao processo de urbanização. Essas espécies foram selecionadas a partir de bancos de dados de comunidades de aves observadas em ruas e parques da região centro-sul de Belo Horizonte (Pena et al. 2017; ROCHA. 2019). O grau de sensibilidade foi determinado

pelo número de registros dessas espécies ao longo da área de estudo. Os grupos e as espécies selecionados são:

- a) Grupo Sensível, composto pelas espécies: *Drymophila ochropyga*: Choquinha-de-dorso-vermelho, *Xenops rutilans*: Bico-virado-carijó e *Philydor rufum*: Limpa-folhas-de-testa-baia (Figura 12).

Figura 12 — *Xenops rutilans* (Bico-virado-carijó).



Fonte: <https://casadospassaros.net/>, 2021.

b) Grupo Generalista, composto por *Myiozetetes similis*, *Piaya cayana* e *Myiarchus ferox* (Figura 13).

Figura 13 — *Myiarchus ferox* (Maria-cavaleira).



Fonte: O autor, 2021.

c) Grupo Intermediário, composto por *Thamnophilus caerulescens*, *Basileuterus culicivorus* e *Elaenia flavogaster* (Figura 14).

Figura 14 — *Elaenia flavogaster* (Guaracava-de-barriga-amarela).



Fonte: O autor, 2021.

Após esta etapa, um questionário (Apêndice A) foi criado e enviado para especialistas através da ferramenta *Survey Monkey*, que permite a criação e o envio de questionários via internet. Neste questionário, os especialistas indicavam características como: distância de voo, altura de voo e sensibilidade a barreiras aéreas em seu deslocamento.

Os dados obtidos através do questionário foram compilados, analisados e calculado o valor da mediana de seus valores para atribuir uma escala de pontuação para cada grupo de espécies.

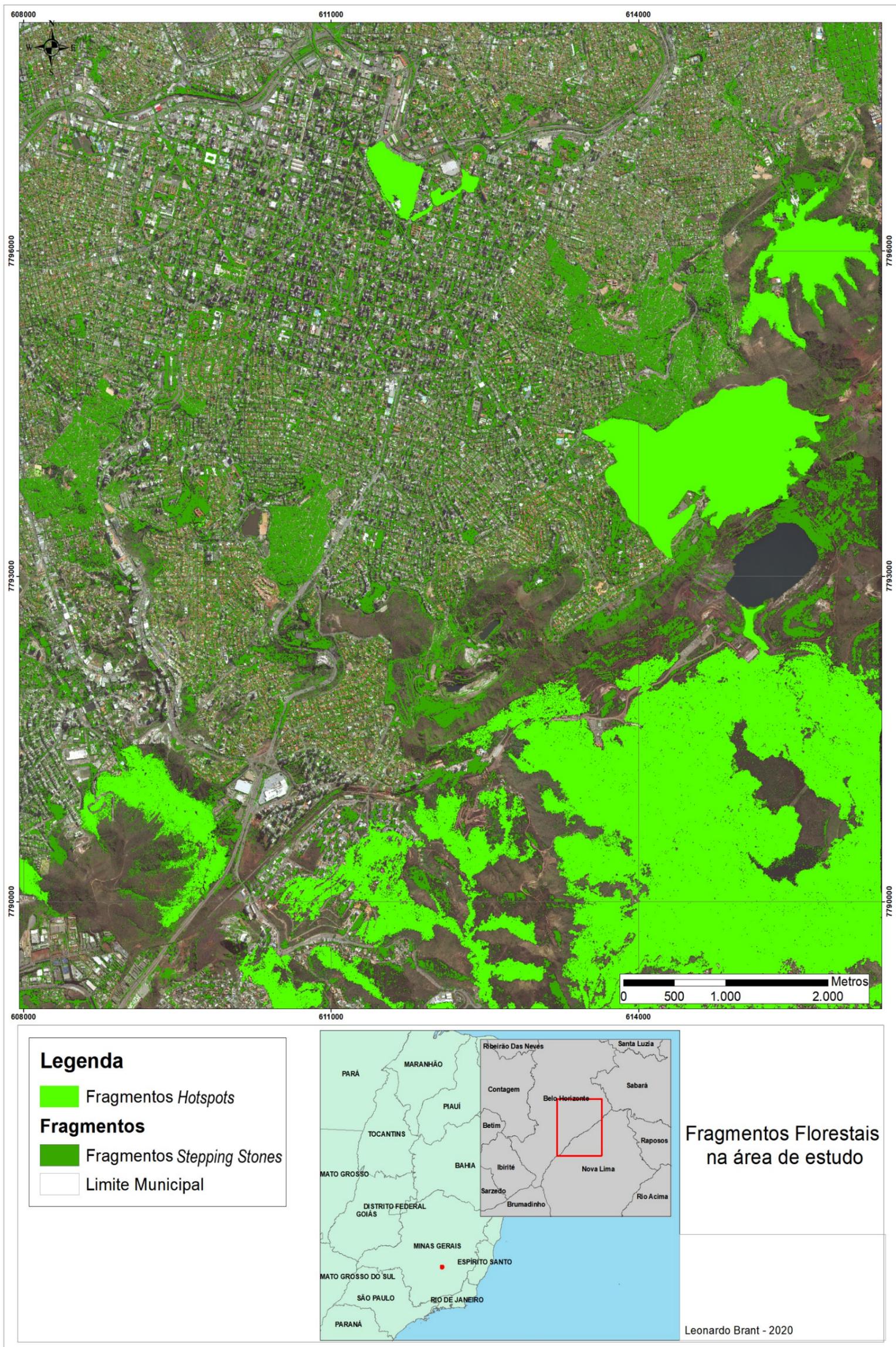
### 3.4 DEFINIÇÃO DOS *HOTSPOTS* PARA CONSERVAÇÃO

Os *hotspots* para conservação (HSC) são considerados neste trabalho como as manchas de remanescentes de vegetação que podem ser conectadas através de potenciais trampolins (*stepping stones*) para o movimento de espécies a longo prazo, e tem tamanho suficiente para manter viável populações das espécies focais. Através destas áreas, foram definidos pontos de partida e chegada das espécies, no qual foram utilizadas na modelagem dos caminhos de menor custo (CMC).

Através da base do modelo de uso e cobertura da terra, foi extraída a classe de vegetação lenhosa que representa os fragmentos florestais. Essa informação foi convertida para o formato *raster* e através do software *Fragstats* foram selecionados os fragmentos florestais utilizados na pesquisa. Foram selecionados os maiores fragmentos que melhor representariam *Stepping Stones* conforme uma das estratégias para se manter a biodiversidade em escala regional, que é a seleção de áreas prioritárias para a conservação (WILLIAMS et al.,2002) (Figura 15).

A seleção destes fragmentos baseou-se também na proposta da pesquisa, no qual analisa a influência do relevo no deslocamento das espécies, neste caso, entre os fragmentos existe a Serra do Curral, uma formação geomorfológica com uma altura aproximada de 1300m.

Figura 15 — Fragmentos florestais na área de estudo – *stepping stones* e *hotspots*.



Fonte: O autor, 2021.

### 3.5 MODELAGEM DA MATRIZ DE CUSTO

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.

Historicamente os estudos utilizam superfícies de resistência para estabelecer corredores através da análise de menor custo (ver RAYFIELD et al., 2010). Devido a isso, foi utilizado ArcGIS 10.5 para identificar os 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:

- Uso e cobertura da terra mapeamento na escala 1:1.000, a partir de dados do satélite *Worldview2* com resolução espacial de 50 cm do ano de 2019 considerando as classes compostas por água, densa vegetação, vegetação média, vegetação herbácea e componentes urbanos.
- Hipsometria: obtidas a partir de dados lidar (*Light Detection and Ranging*) 2007 e 2019
- Mapeamento dos obstáculos aéreos (Prédios, Galpões e Casas) obtidas a partir de dados lidar (*Light Detection and Ranging*) 2007

Todos os planos de informação utilizados na análise multicritério, para gerar a matriz de custo total para cada espécie focal estão na projeção UTM, fuso 23, *Datum* SAD 69.

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

grupo para determinadas classes dos critérios adotados (Tabela 2). Com isso, a sobreposição de todos os planos de informação em formato matricial foi possível com a análise multicritério para que em seguida, fossem delimitados os caminhos múltiplos de menores custos

Os custos de cada classe, atribuídos por especialistas, variam de 1 a 5, sendo que valores mais elevados indicam inviabilidade e valores mais baixos representam maior viabilidade para implementação de corredores. Na Tabela 2 são apresentados os valores de resistência para cada característica da paisagem e para cada perfil ecológico definido para as espécies.

Tabela 2 — Valores de resistência das variáveis ambientais utilizados na análise multicritério.

Critérios (Pesos)	Variáveis	Grupo Generalista	Grupo Intermediário	Grupo Sensível
Uso e cobertura da terra (0,40)	Corpo d'água	2	2	3
	Construção de baixa	1	2	5
	Favela	1	2	5
	Solo exposto	2	3	3
	Construção de alta densidade	3	3	5
	Ruas	1	3	3
	Solo Exposto	2	2	2
	Vegetação Lenhosa	1	1	2
Altitude em metros (0,30)	Vegetação Rasteira	1	1	3
	800 - 900	1	2	2
	900 - 1000	1	2	2
	1000 - 1100	3	3	4
	1100 - 1200	4	4	4
Obstáculos aéreos em metros (0,30)	1200 - 1300	5	5	4
	0 - 25	1	2	3
	25 - 50	1	2	4
	50 - 75	3	2	4
	75 - 100	3	3	5
	100 - 129	4	5	5

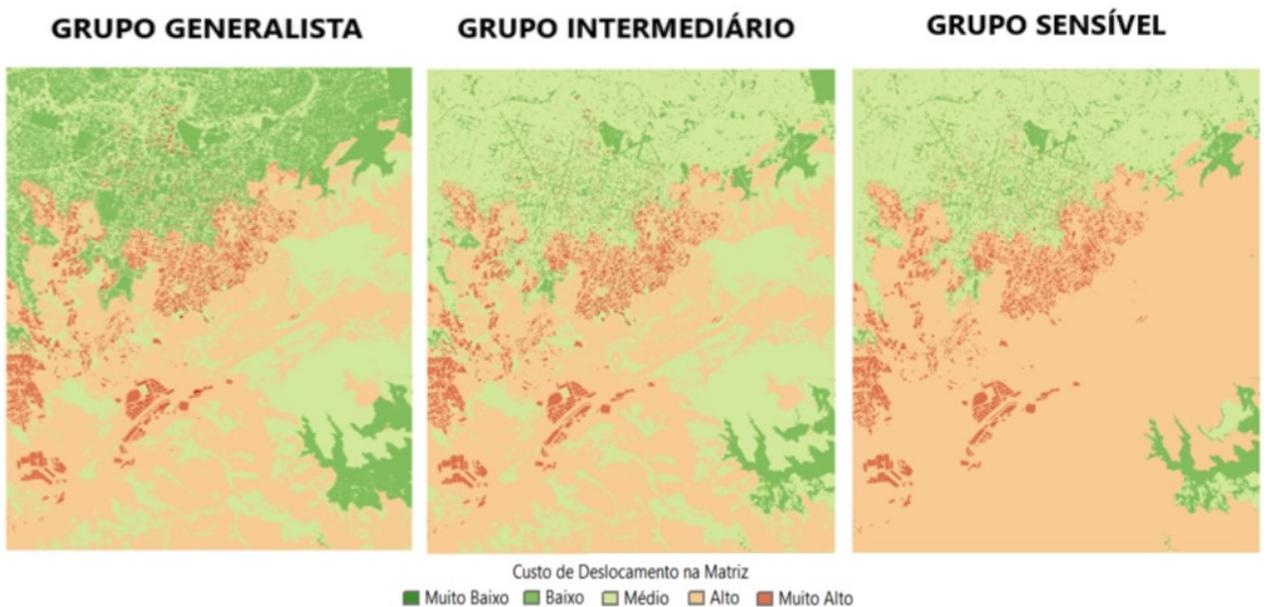
Fonte: O autor (2021)

Para a compilação dos valores, foi utilizado a ferramenta *Weighted Overlay* da plataforma ArcGis 10.5., a qual trabalha apenas com arquivos matriciais (*raster*). *Weighted Overlay* permite a escolha de um intervalo de classificação da vulnerabilidade das variáveis, no caso deste estudo sendo definida de 1 a 5. Esta ferramenta também permite realizar uma ponderação de cada critério considerado no estudo definindo o percentual de influência de cada variável (ESRI, 2010).

Com a matriz de custo total gerada com análise multicritério através da ferramenta, define-se o mapa matricial de distâncias de custo e direção de custo (ADRIANSEN et al., 2003). 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 (Figura 16), 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).

Figura 16 — Superfície de custo de deslocamento para os três grupos funcionais (generalista, intermediário e sensível).



Fonte: O autor, 2021.

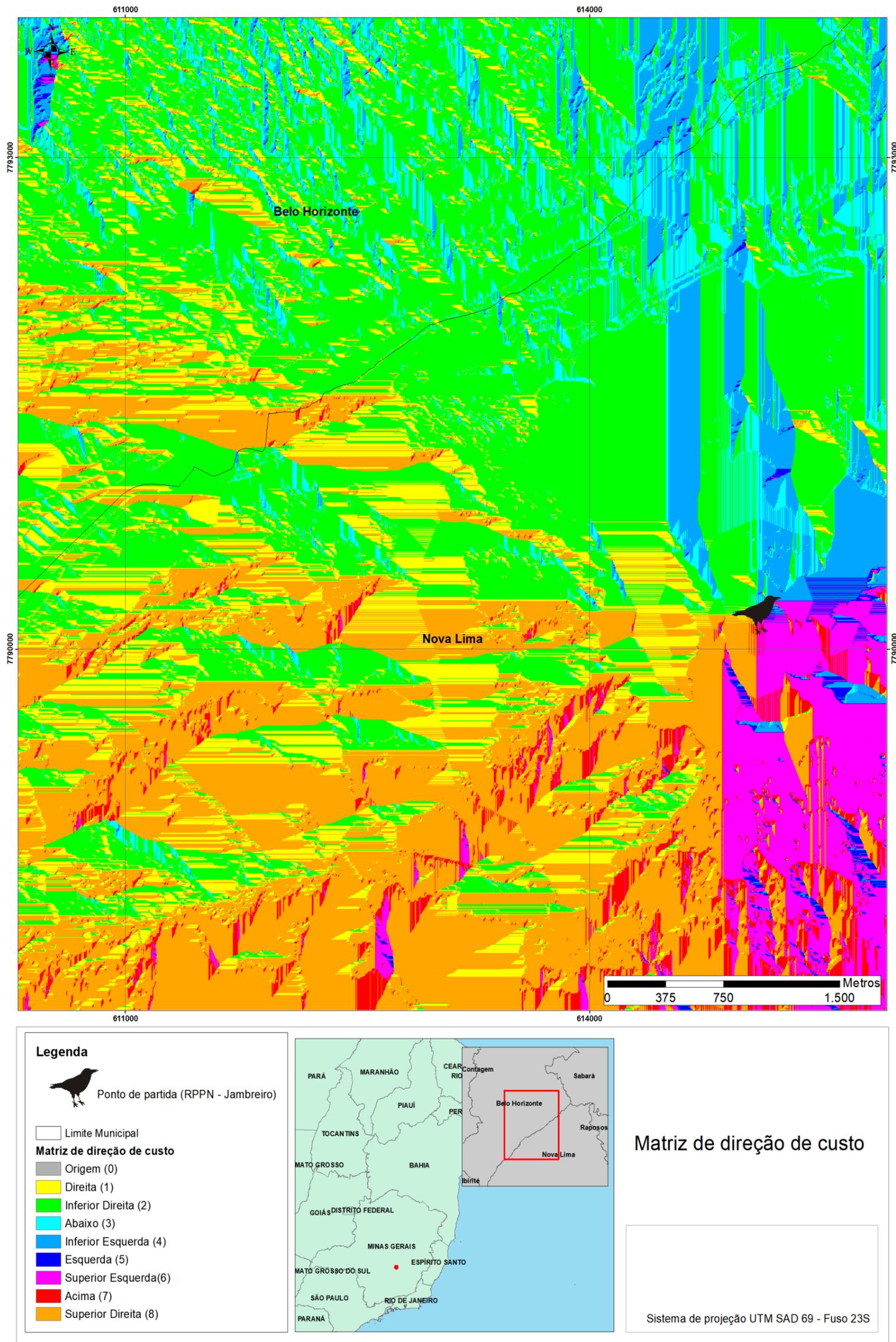
### 3.6 MODELAGEM DOS CAMINHOS DE MENOR CUSTO

A delimitação dos CMC se dá através da matriz de custo e representada pelos menores custos entre os pontos de origem e alvo (PINTO e KEITT, 2009). 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 (RAYFIELD et al., 2010).

A superfície de custo de deslocamento para os três grupos, também são geradas através das matrizes de distância e de direção de custo e o *Cost Backlink*.(Figura 17) O processo irá definir o vizinho mais próximo da célula (*pixel*) que possui menor custo acumulado até a fonte mais próxima, o *Cost Distance* (Figura 18) calcula através da superfície de custo a menor distância sobre custo acumulado para cada célula até a fonte mais próxima. Já a ferramenta de *Cost Path* calcula o caminho de menor custo de uma dada origem para destino, no caso deste trabalho será o traçado esperado (ESRI, 2010).

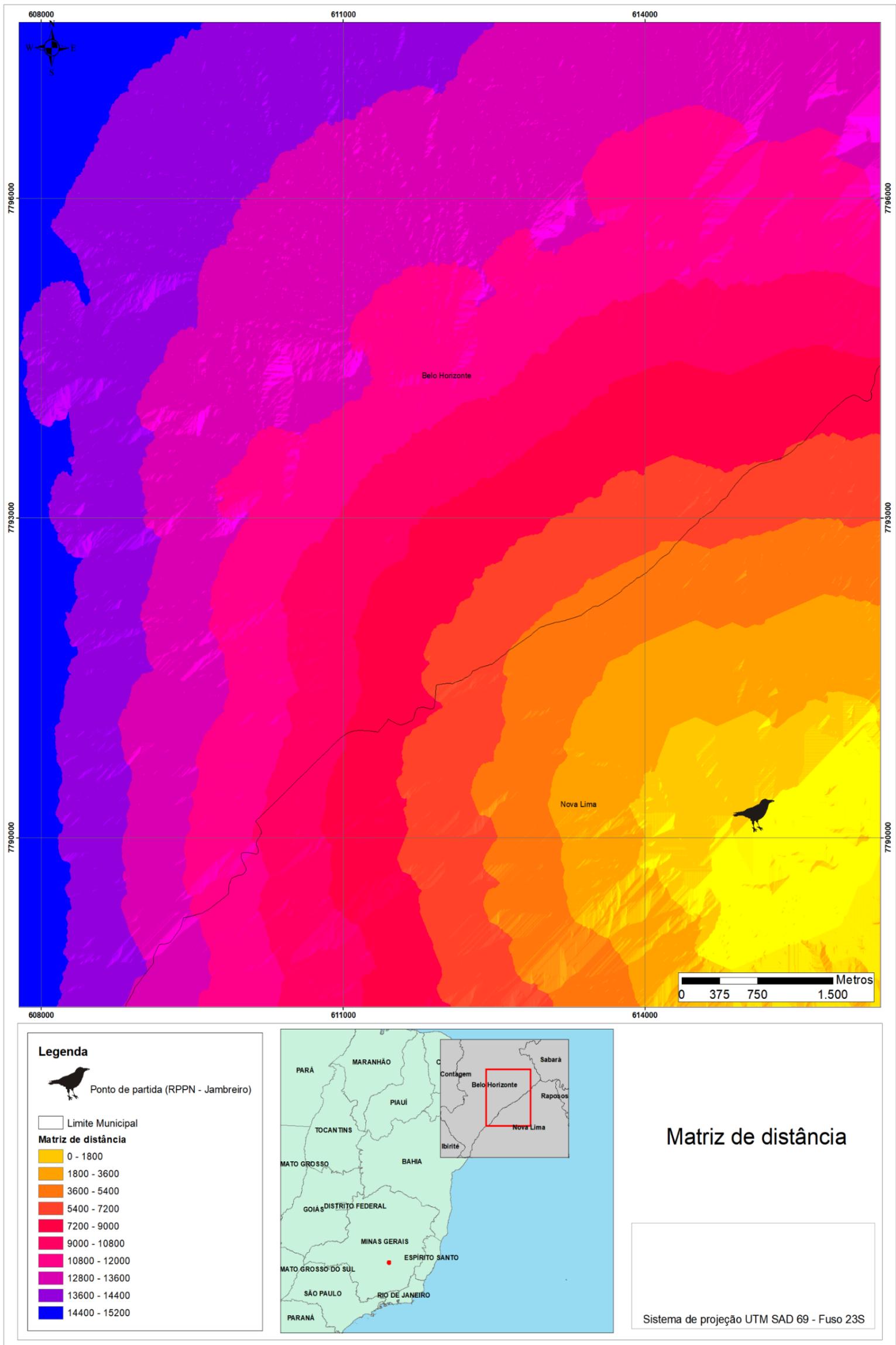
Embora os exemplos mostrados são de apenas um grupo, esse procedimento foi realizado para todas os grupos analisados para modelagem. Esses exemplos indicam o RPPN Mata do Jambreiro como origem, no entanto, outros processos foram gerados, considerando as outras áreas protegidas como origem também.

Figura 17 — Matriz de direção de custo tendo a RPPN Mata do Jambreiro como ponto de origem.



Fonte: O autor, 2021.

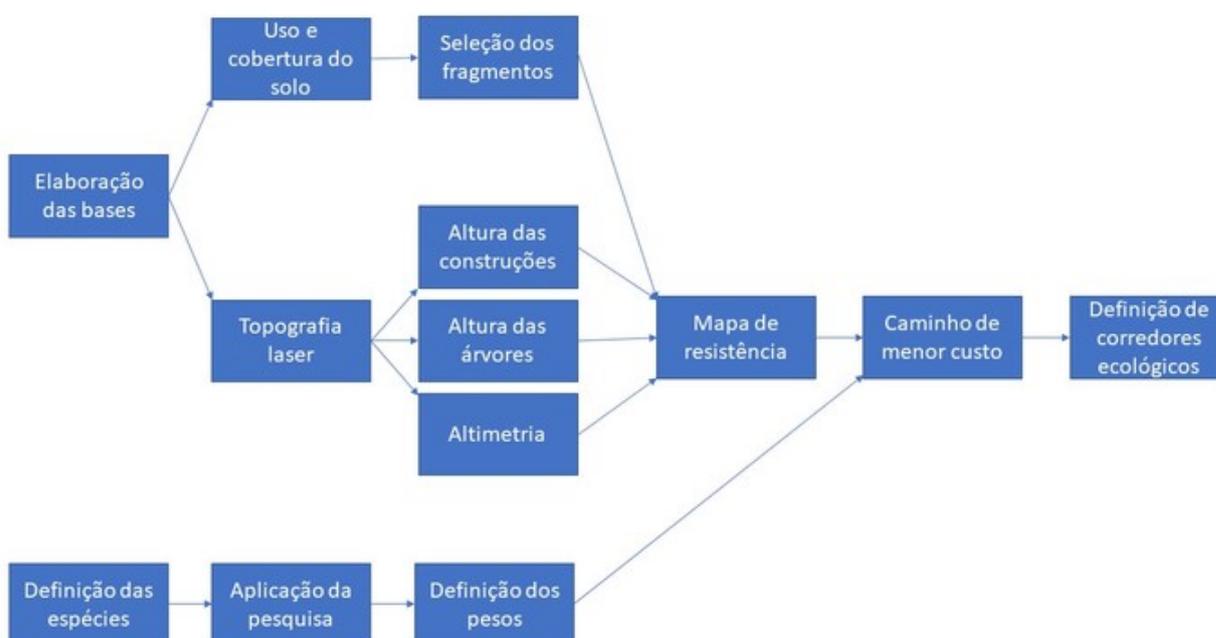
Figura 18 — Matriz de distância gerada a partir da superfície de fricção tendo a RPPN Mata do Jambreiro como ponto de origem.



Fonte: O autor, 2021.

Na Figura 19 é apresentado um fluxograma dos métodos descritos neste capítulo para modelagem dos corredores ecológicos, utilizando dados ecológicos de grupos de espécies de aves. 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.

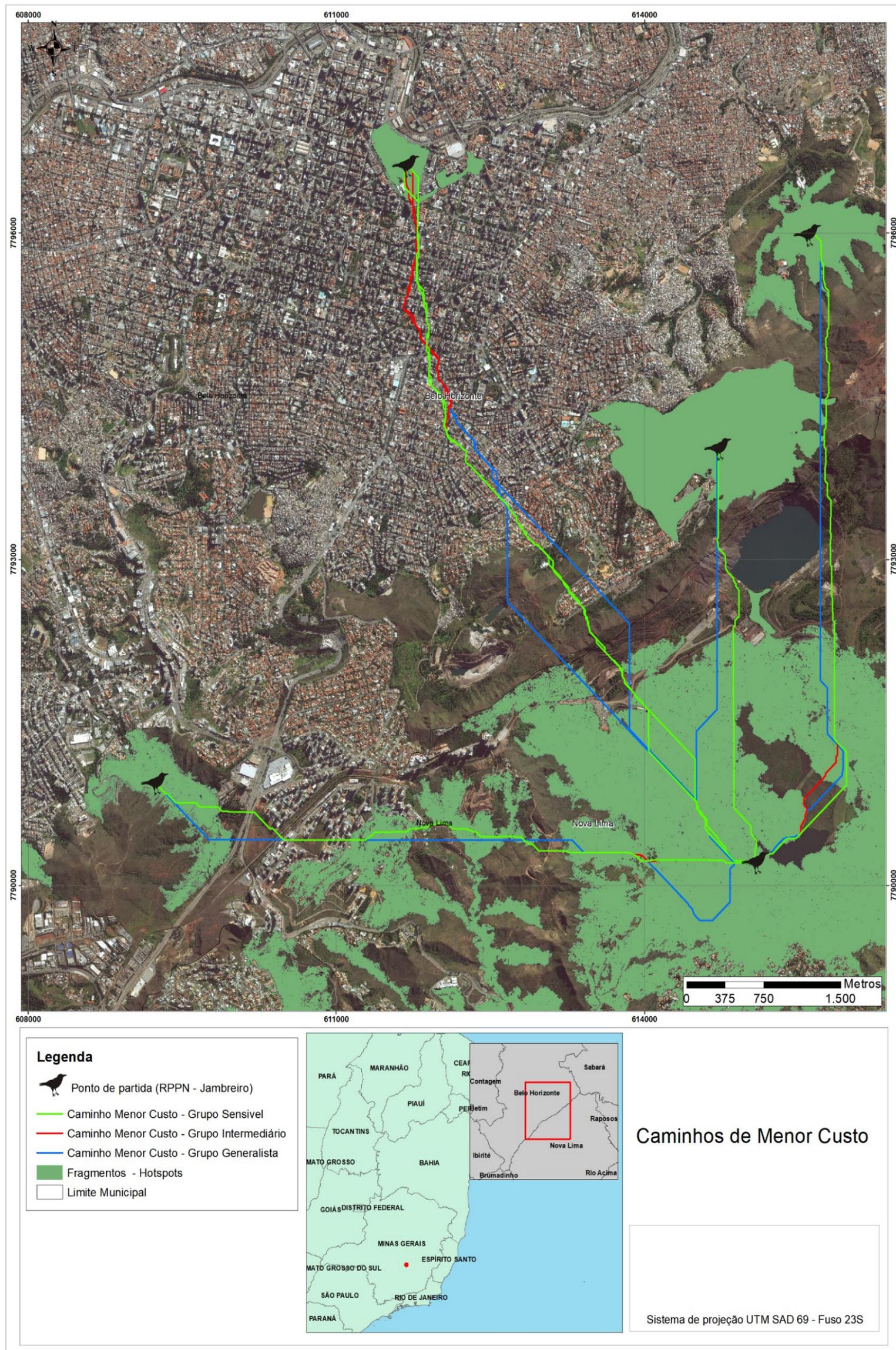
Figura 19 — Fluxograma dos procedimentos metodológicos.



Fonte: O autor, 2021.

Dessa maneira, foi possível realizar uma sobreposição de informações geográficas utilizando análise multicriterial, gerando assim uma matriz de custo total para cada grupo de espécie. Com as áreas definidas como *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 20).

Figura 20 — Caminhos de menor custo simulados para os 3 grupos de aves entre os hotspots a tendo a RPPN Mata do Jambreiro como ponto de origem.



Fonte: O autor, 2021.

#### 4 RESULTADOS

O plano de informação de uso e cobertura da terra apresentou o “peso” mais elevado para gerar a matriz de custo para cada espécie focal de acordo com a opinião dos especialistas. Entre as oito tipologias utilizadas, houve predominância dos fragmentos classificados como Vegetação Lenhosa e Vegetação Rasteira, com respectivamente cerca de 27% e 29% de cobertura da área de estudo (Tabela 4). Isso indica que essa região ainda possui relevantes remanescentes de Mata Atlântica e Cerrado que devem ser preservados para que não sejam degradados diante do avanço das ameaças antrópicas em seu entorno.

Tabela 3 — Tabela com o cálculo de área e sua porcentagem para cada classe de uso e cobertura do solo na área de estudo.

Classes	Área	
	(ha)	%
Casas	1465,5	15%
Predios	949,2	10%
Ruas	1124,9	12%
Solo Exposto	102,3	1%
Vegetação Lenhosa	2605,2	27%
Vegetação Rasteira	2771,6	29%
Mineração	137,8	1%
Água	55,5	1%
Favela	267,8	3%
<b>Total</b>	<b>9479,7</b>	<b>100%</b>

Fonte: O autor, 2021.

Os caminhos de menor custo gerados indicam as melhores opções para formação de corredores ecológicos para os três grupos espécies focais (Figuras 21 a 23).

Figura 21 — CMC - Caminhos de menor custo para o grupo generalista entre os *hotspots* tendo a RPPN Mata do Jambreiro como ponto de origem.

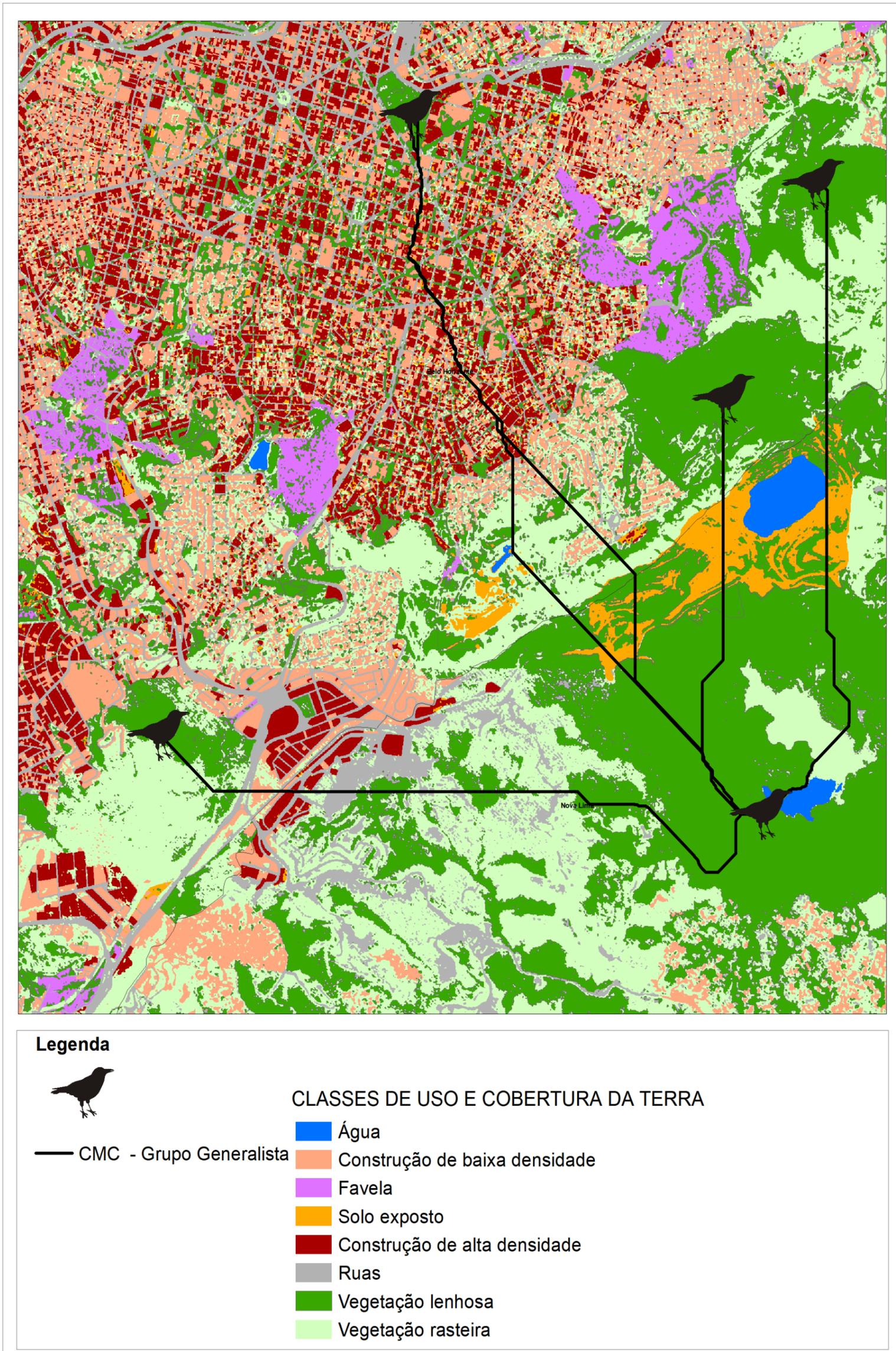
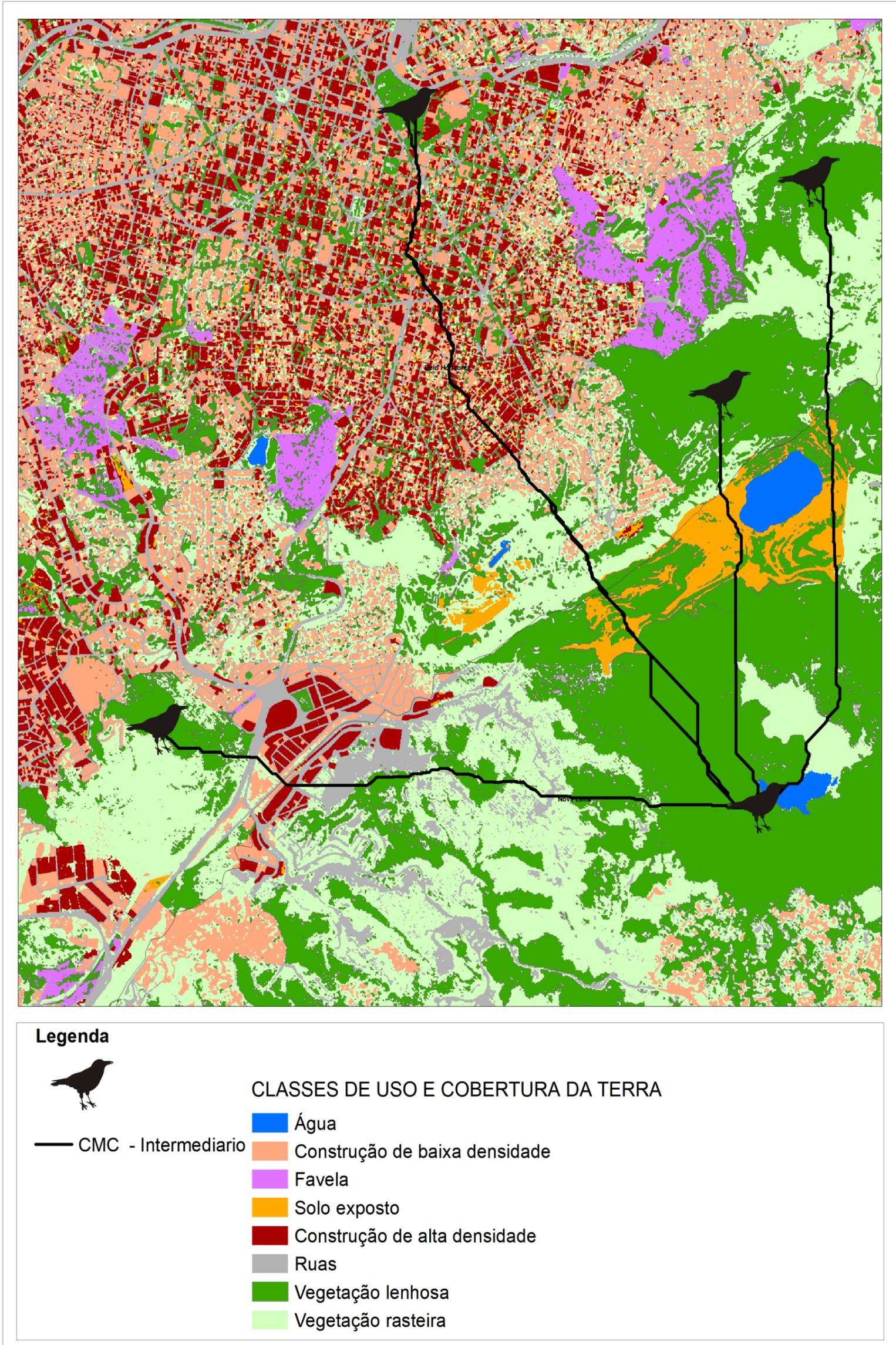
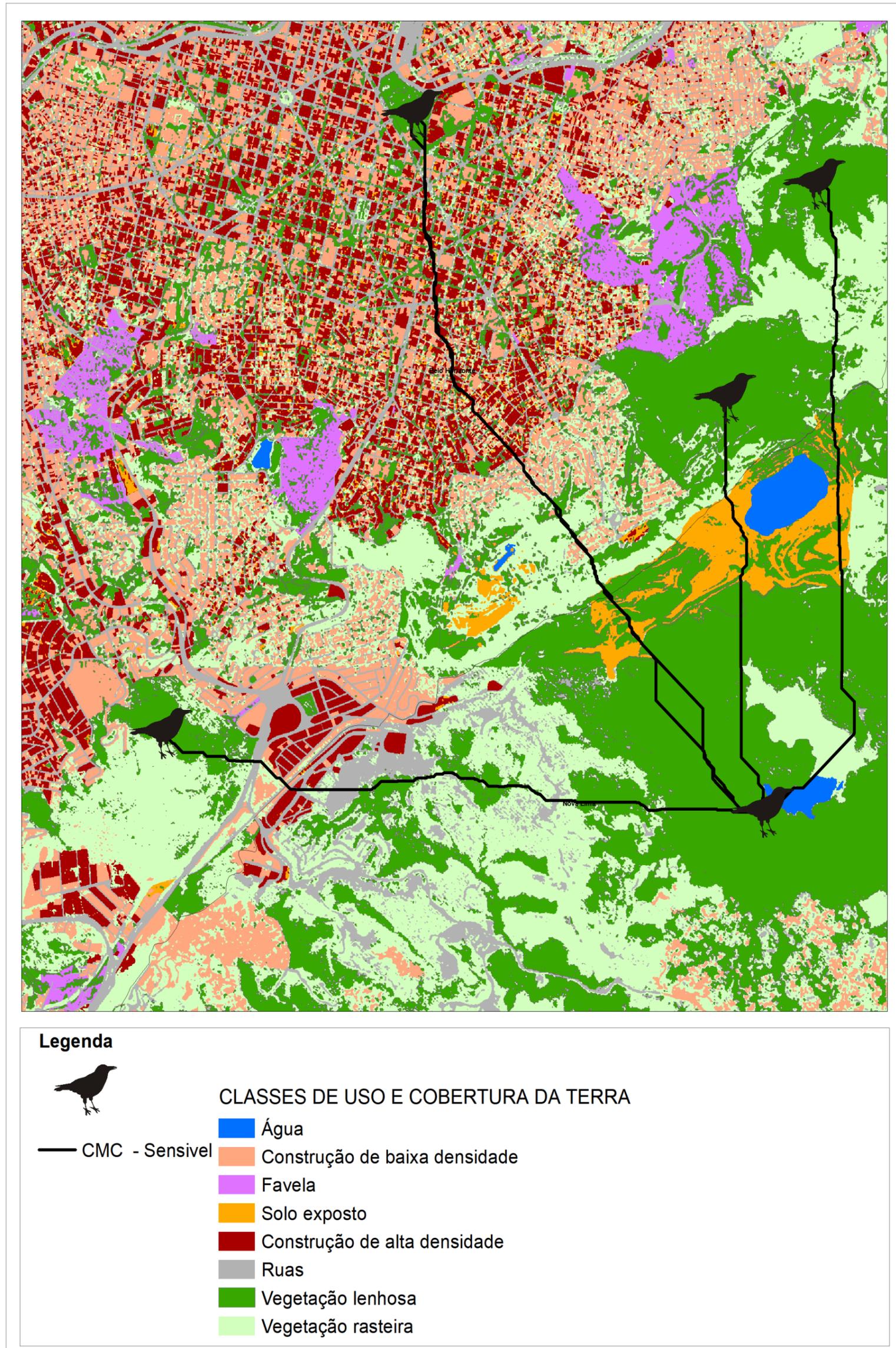


Figura 22 — CMC - Caminhos de menor custo para o grupo intermediário entre os *hotspots* tendo a RPPN Mata do Jambreiro como ponto de origem.



Fonte: O autor, 2021.

Figura 23 — CMC - Caminhos de menor custo para o grupo sensível entre os *hotspots* tendo a RPPN Mata do Jambreiro como ponto de origem.



Fonte: O autor, 2021.

Através da modelagem dos Caminho de Menor Custo na área de estudo foi possível observar que no que se refere ao tamanho dos caminhos, houve uma pequena diferença entre os caminhos gerados para os três grupos, totalizando valores próximos de 31 quilômetros entre os fragmentos selecionados. (Tabela 4)

Tabela 4 — Tabela com valores das análises matemáticas dos caminhos de menor custo.

		Grupo Generalista		Grupo Intermediário		Grupo Sensível	
Tamanho do Caminho de Menor Custo em metros		31622,1		31187,0		31060,7	
Números de vértices do Caminho de Menor Custo		595		1008		1152	
Tipos de Uso e cobertura da terra cruzado pelo Caminho de Menor Custo (metros)	Corpo d'água	182,1	1%	330,2	1%	309,190969	1%
	Mineração	2172,1	7%	1158,5	4%	1158,54244	4%
	Construção de baixa densidade	1490,2	5%	2462,2	8%	867,283007	3%
	Solo exposto	202,2	1%	459,9	1%	116,19699	0%
	Construção de alta densidade	397,8	1%	123,5	0%	397,18351	1%
	Ruas	2138,4	7%	1181,3	4%	1353,07466	4%
	Vegetação Lenhosa	19385,0	61%	21598,2	69%	23554,7242	76%
Vegetação Rasteira	5654,4	18%	3873,1	12%	3304,47646	11%	

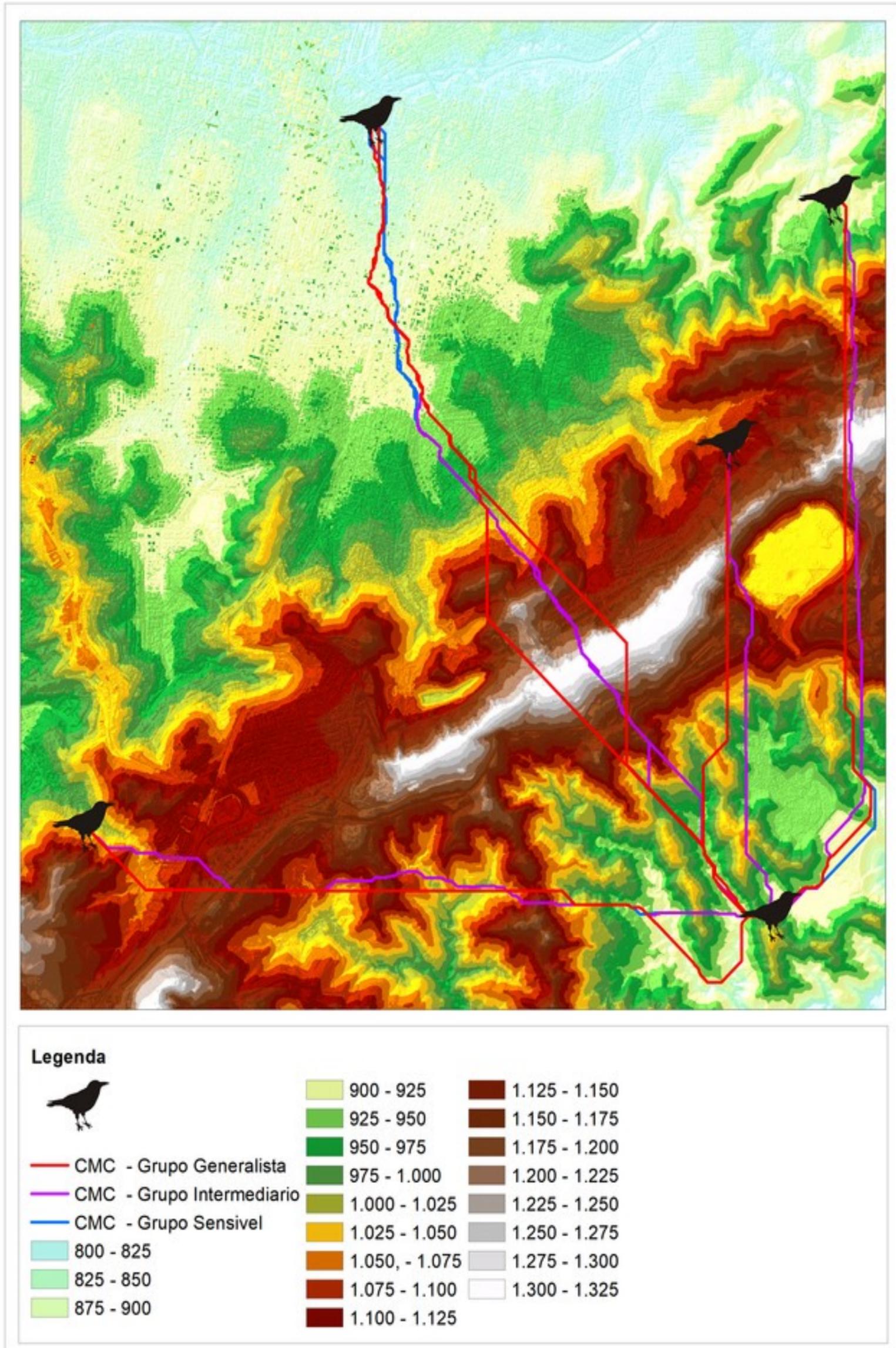
Fonte: O autor, 2021.

Quanto ao número de vértices que cada caminho gerou, é apresentado uma significativa diferença entre o grupo generalista e o grupo sensível, chegando o grupo sensível a apresentar praticamente o dobro de vértices, evidenciando a característica mais tortuosa de deslocamento de suas espécies dentro da matriz evitando principalmente os obstáculos aéreos da parte central de Belo Horizonte.

Com relação ao tipo de uso e cobertura da terra no qual os caminhos gerados cruzam, foi notado que devido às suas características biológicas, as aves tendem a buscar seu deslocamento através de fragmentos de vegetação lenhosa, sobretudo as espécies do grupo sensível, no qual 76% do caminho gerado foi composto por esta classe de uso da terra. (Tabela 4)

Analisando a resistência no deslocamento das espécies dos grupos quanto a variação do relevo na área de estudo (Figura 24), não foram evidenciadas grandes discrepâncias. Os caminhos gerados através dos valores de resistência apresentaram capacidade de transpor grandes altitudes, chegando a 1360m em determinado trecho, isso pode ser explicado pela presença da classe de vegetação lenhosa presente nestas altitudes, o que pode contribuir para o deslocamento das aves na matriz.

Figura 24 — Mapa hipsométrico do relevo entre os *hotspots* a tendo a RPPN Mata do Jambreiro como ponto de origem.



Fonte: O autor, 2021.

## 5 DISCUSSÃO

Este trabalho pretende explorar como a característica funcional das espécies pode ser considerado no desenho de corredores ecológicas e incorporadas no planejamento urbano. A inovação que este trabalho tem associado é usar dados LIDAR e MDS.

A metodologia proposta neste estudo oferece uma visão simplificada de um cenário simulado para grupos de espécies. O modelo de menor custo possibilitou a definição de caminhos proporcionando a indicação de corredores ecológicos. 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.

É possível destacar neste trabalho a possibilidade de os corredores modelados estarem inclusos em áreas não apropriadas para o deslocamento de espécies, como centros urbanos. Essas estruturas são barreiras que pode ocasionar fragmentação, limitando assim o potencial de dispersão e colonização de espécies. Porém, a matriz de custo gerada com os valores atribuídos por especialistas diminuiu essa ocorrência. O fator que deve ser criteriosamente avaliado é o arranjo do mosaico formado pelas classes de uso e cobertura da terra. De acordo com Baum et al. (2004), para a definição de corredores ecológicos, a proporção de determinado tipo de uso da terra na paisagem não representa o aspecto mais relevante.

O diferencial deste estudo, para a modelagem de caminhos de menor custo em relação aos outros desenvolvidos em paisagens urbanas, (PENA et al., 2016; ROSA 2017) é a adoção de uma base de dados extraída a partir da tecnologia de nuvens de ponto LiDAR. Através desta tecnologia, os elementos presentes nas paisagens urbanas podem ser analisados com maior detalhamento. A tecnologia LiDAR tem grande potencial para realizar medidas diretas e estimativas de variáveis dendrométricas (NILSSON, 1996). As medições diretas podem ser alturas do dossel de arvores e edifícios.

Centeno e Mitshita (2007) utilizaram a varredura a laser em ambientes urbanos e observaram que o sistema oferece grandes vantagens para a obtenção de informações a respeito das construções e que a maior vantagem é que os dados, de natureza geométrica, são complementares aos dados espectrais empregados no sensoriamento remoto.

Na área florestal, algumas pesquisas vêm explorando o potencial desta tecnologia. Miquelles e Centeno (2003) demonstraram a viabilidade da identificação de diferentes tipos de vegetação com dados LiDAR, em uma área de vegetação urbana, usando técnicas de classificação orientada ao objeto. Alexandrini (2005) utilizou essa tecnologia para obter informações ligadas a diferentes estratos da cobertura vegetal, analisando o comportamento e a estimativa das alturas.

De forma geral, os caminhos buscaram percorrer trechos onde existiam vegetação arbórea, definida neste trabalho como vegetação lenhosa. Dentro da área de estudo, principalmente na região centro-sul de Belo Horizonte, 24,6% das ruas são arborizadas (PENA et al., 2016). Levando em consideração que o modelo demonstrou que as aves utilizam as árvores de rua para seu deslocamento, através de políticas públicas, este percentual poderia aumentar, ajudando na permeabilidade da região. Conforme afirma Pinto e Keitt (2009), a eficiência de corredores ecológicos na dispersão de espécies depende da configuração do mosaico de habitats, conclui-se que a estrutura e a composição da paisagem analisada determinam a permeabilidade e percolação do mesmo, tornando-o mais ou menos favorável para determinado tipo de organismo.

O caminho gerado para o grupo de aves sensíveis, apresentou-se de forma mais tortuosa, evitando locais com grandes obstáculos aéreos, como os edifícios, que são considerado barreiras para a movimentação de muitas espécies de aves. Estima-se que, em média, 599 milhões de aves morram anualmente vítimas de colisões em edifícios somente nos Estados Unidos, onde há registro de dados desse monitoramento (LOSS et al., 2014). No Brasil, apesar de escassos os estudos sobre o tema, o problema pode ser ainda maior, considerando a sua alta diversidade de aves, com 1.919 espécies (PIACENTINI et al., 2015), mais do que o dobro da

diversidade da avifauna americana, com 860 espécies (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2020).

Embora de maneira simplificada os caminhos modelados tenham apresentado um padrão aproximado, foi possível observar as divergências nos caminhos devido às demandas ecológicas de cada grupo 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. Portanto, a implementação de corredores para espécies sensíveis – mais tortuosos e que evitam construções – pode beneficiar outros grupos de espécies. Os caminhos das espécies mais sensíveis passam menos por construções então talvez sejam de mais fácil implementação através do poder público.

O relevo não foi uma variável determinante para a modelagem dos caminhos, embora em grandes altitudes (1300m), os caminhos gerados para os grupos de espécies sensíveis e intermediárias apresentaram-se congruentes. Os caminhos modelados para as espécies generalistas utilizaram outra rota para ultrapassar esta barreira geomorfológica (Serra do Curral), porém em todos os grupos, os caminhos demonstram a capacidade de ultrapassarem essas grandes altitudes. Acreditamos que isso se deve a classe de uso e cobertura da terra nesta região, ser majoritariamente vegetação lenhosa facilitando o deslocamento dos grupos.

A metodologia proposta foi capaz de analisar a heterogeneidade da paisagem percebida pelos grupos focais, 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).

## 6 CONCLUSÃO

Através dos estudos em ecologia de paisagem é possível que sejam integradas diferentes visões 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 a seleção das espécies de diferentes grupos, já que cada espécie responde de forma distinta aos tipos de ambientes que formam a paisagem da área de estudo. A pouca quantidade de dados biológicos 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.

Por meio das ferramentas do sistema de informações geográficas, a inclusão da técnica de decisão multicritério, 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.

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;
- Validação da análise através da coleta de informação em campo;
- Atualização dos insumos que serviram para a modelagem das variáveis.
- Correlacionar estudos de modelagem ecológica ao nível da paisagem para validar e auxiliar o método aqui proposto. 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.

Para implantação dos corredores ecológicos é necessário o senso comum entre diferentes atores da sociedade (proprietários e poder público). A vantagem da utilização de modelos é que o planejador define propostas para caminhos ótimos de acordo com seus critérios, portanto existindo maior flexibilidade de trabalho, podendo-se manipular diversas variáveis e obter diversas respostas com a definição de caminhos de menor custo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADRIAENSEN, F. The application of “least-cost” modelling as a functional landscape model: **Landscape and Urban Planning**. 4. ed, v. 64. p. 233-247, 2003. Doi: 10.1016/S0169-2046(02)00242-6.

ALLEN D, BATEMAN H, WARREN P, ALBUQUERQUE F, ARNETT-ROMERO S E HARDING B. 2019. Long-term effects of land-use change on bird communities depend on spatial scale and land-use type. **Ecosphere**, 10. Doi: <https://doi.org/10.1002/ecs2.2952>.

ANDERSON, G.S.; DANIELSON, B.J.; The effects of landscape composition and physiognomy on metapopulation size: the role of corridors. **Landscape Ecology** 12: 261–271, 1997.

ANDERSSON E. Urban landscapes and sustainable cities. **Ecology and Society**. 11,34. 2006.

ARONSON, M.F.J., C.A. LEPCZYK, K.L. EVANS, M.A. GODDARD, S.B. LERMAN, J.S. MACIVOR, C.H. NILON, AND T. VARGO. Biodiversity in the city: Key challenges for urban green space management. **Frontiers in Ecology and the Environment** 15: 189–196, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1002/fee.1480>.

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.

ALIXANDRINI, M. J. **Estimativa da altura da vegetação utilizando dados airborne laser scanner**. 2005. 68 f. (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil - PPGEC, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2005.

ARDOIN NM, GOULD RK, LUKACS H, SPONARSKI CC E SCHUH JS. Scale and sense of place among urban dwellers. **Ecosphere** 10, p.1–14, 2019 Doi: <https://doi.org/10.1002/ecs2.2871>.

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

AUFFRET AG, PLUE J, COUSINS S. The spatial and temporal component so functional connectivity in fragmented landscapes. **Ambio** 44:51–59, 2015 Doi: [doi.org/10.1007/s13280-014-0588-6](https://doi.org/10.1007/s13280-014-0588-6).

BALTSAVIAS, E. P. A comparison between photogrammetry and laser scanning. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 54, n. 2-3, p. 83-94, 1999.

BARNAGAUD JY, KISSLING WD, TSIROGIANNIS C, FISIKOPOULOS V, VILLÉGER S, SEKERCIOGLU CH E SVENNING JC. Biogeographical, environmental and

anthropogenic determinants of global patterns in bird taxonomic and trait turnover. **Global Ecology and Biogeography**, 26:1190–1200, 2017. Doi: [doi.org/10.1111/geb.12629](https://doi.org/10.1111/geb.12629).

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

BARTH, B. J.; IAN F., S. IAN; WILSON, R. STUART. New urban developments that retain more remnant trees have greater bird diversity: **Landscape and Urban Planning**, v. 136, p. 122-129. 2015. Doi: [doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.11.003](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.11.003)

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.

BDBIO - BANCO DE DADOS DA BIODIVERSIDADE VALE. 2016. **BDFauna - Banco de Dados da Fauna - Versão 2.0.0**. Compilação de Dados Brutos. Disponível em: <<http://www.bdbio.com.br/bdbio/>> Acesso em: 6 abr. 2020.

BEIER, P. e NOSS, R. F. Do Habitat Corridors Provide Connectivity? **Conservation Biology** 12, p.1241-1252, 1998.

BELAIRE J., WESTPHAL LM. E MINOR, ES. Different social drivers, including perceptions of urban wildlife, explain the ecological resources in residential landscapes. **Landscape Ecology**. 31:401– 413. 2016. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0256-7>.

BELINSKY KL, ELLICK T E LADEAU SL. Using a birdfeeder network to explore the effects of suburban design on invasive and native birds. **Avian Conservation and Ecology** 14(2):2. 2019. Doi: <https://doi.org/10.5751/CE-01408-140202>.

BENINDE J, Veith M, e Hochkirch A. Biodiversity in cities needs space: A meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. **Ecology Letters**, 18(6):581-592, 2015. Doi: <https://doi.org/10.1111/ele.12427>.

BENNETT, A. F. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. **Landscape Ecology**, n. 4, p.109-122, 1990.

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), p. 254, 1998.

BERTHE A E ELIE L. Mechanisms explaining the impact of economic inequality on environmental deterioration. **Ecological Economics**, 116:191–200, 2015. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.04.026>.

BIRD LIFE INTERNATIONAL. Country profile: USA. Disponível em: <http://datazone.birdlife.org/country/usa>. Acesso em: 17 nov. 2020.

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.

BOYCE JK. Inequality as a cause of environmental degradation. **Ecological Economics**. 11:169–178. 1994. Doi: doi.org/10.1016/0921-8009(94)90198-8.

BRANDT MEIO AMBIENTE. Mineração Brasileiras Reunidas – MBR. Nova Lima – MG. Projeto Águas Claras – **Parcelamento e Uso misto do solo no pós-mineração**. Relatório de impacto ambiental - RIMA, 2005. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/siam/processo/index.jsp>>. Acesso em: 12 abr. 2020.

BRANS, JP; MARESCHAL, B. **Promethee Methods**. In: **Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys**. New York, NY: Springer, v. 78, 2005. Doi: doi.org/10.1007/0-387-23081-5\_5.

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 2020.

BUNCE, R.G.H., HOWARD, D.C., HALLAM, C.J., BARR, C.J., E BENEFIELD, C.B., **Ecological consequences of land use change**. (Countryside 1990 vol.1). London: Department of the Environment. 1993.

CAMARA, G DAVIS, C MONTEIRO,A. **Introdução á ciência da geoinformação**. 2. ed. São José dos Campos, 2001.

CARRAO, H. Os Efeitos da Escala na Caracterização da Paisagem: **Modelado e Avaliação das Transformações na Representação da Ocupado de Solo**. Trabalho Fim de Curso. Universidade de Evora. 2002.

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.

CASTRO, F. C. E.; CENTENO, T. M. Segmentação de imagens geradas por perfilamento a laser para delimitação de árvores individuais em uma área de reflorestamento de eucaliptos. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, 12., 2005, Goiânia. Anais. São José dos Campos: INPE,p. 737-744, 2005.

CARVAJAL-CASTRO JD, ANA MARÍA OSPINA L, TORO-LÓPEZ Y, ANNY PULIDO G, CABRERA-CASAS LX, GUERREROPELÁEZ S, GARCÍA-MERCHÁN VH E VARGAS-SALINAS F. Birds vs bricks: Patterns of species diversity in response to urbanization in a Neotropical Andean city. **PLoS One**, 14:1–20, 2019. Doi: doi.org/10.1371/journal.pone.0218775.

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.

CENTENO, J. A. S.; MITISHITA, E. A. Laser scanner aerotransportado no estudo de áreas urbanas: A experiência da UFPR. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, 13., 2007, Florianópolis. Anais. São José dos Campos: INPE, p. 3645-3652, 2007.

CHACE JF, WALSH JJ, Urban effects on native avifauna: a review. **LandscUrbanPlan**74:46–69. land. urb. plan. 2004.08.007. (2006) doi.org/10.1016/j

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

CHETKIEWICZ, C. L. B., St. Clair, C. C. e Boyce, M. S. Corridors for conservation: integrating pattern and process. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** 37, p. 317-342, 2006.

COELHO, A. H.; VARGAS, R. M. A. Geração de modelos digitais de terreno a partir de dados de laser scanner aerotransportado em área de floresta usando o software livre GRASS. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, 13., 2007, Florianópolis. Anais... São José dos Campos: INPE, p. 3653-3660, 2007.

COLLEVATTI RG, GRATTAPAGLIA D, HAY JD. High resolution microsatellite based analysis of mating system allows the detection of significant biparental inbreeding in populations of *Caryocar brasiliense*, **an endangered tropical tree species**. *Heredity*, p. 86, 2001.

COLLINGE SK. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape and Urban Planning** p. 36(1): 59-77, 1996.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 9, de 24 de outubro de 1996. Ministério do Meio Ambiente, **Diário Oficial da União**, nº 217, de 7 de nov. de 1996, Seção 1, p. 69-70, 1996.

CULLEN JR., L.; RUDRAN R; PADUA, C. V. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, 2004.

DE CASTRO PENA JC, MARTELLO F, RIBEIRO MC, ARMITAGE RA, YOUNG RJ E RODRIGUES M. Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. **PLoS One** 12:1–19. 2017 doi.org/10.1371/journal.pone.0174484.

DOS ANJOS, Luiz. Can habitat specialization patterns of Neotropical birds highlight vulnerable areas for conservation in the Atlantic rainforest, southern Brazil? *Biological Conservation*. **Science**, v. 188, 2015. Doi: 10.1016/j.biocon.2015.01. 016.

DOS ANJOS, L. Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic forest. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 76, n. 2, 2004. Doi: doi.org/10.1590/S0001-37652004000200036

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. 2020.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity: Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003. Doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419

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.

FERNANDEZ-JURICIC, E. Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape. **Conservation Biology** 14: 513–521, 2000. Doi: doi.org/10.1046/j.15231739.2000.98600.x.

FERENC M, SEDLÁČEK O, FUCHS R, FRAISSINET M E STORCH D. Geographic trends in range sizes explain patterns in bird responses to urbanization in Europe. **European Journal of Ecology**, 5:16–29, 2019. Doi: <https://doi.org/10.2478/eje-2019-0010>.

FLORENZANO, T. G. *Imagens de satélite para estudos ambientais*. São Paulo: **Oficina de textos**, p. 97, 2002.

FOLTÊTE, J.C. BERTHIER K, COSSON J.F, Cost distance defined by a topological function of landscape, **Ecological Modelling**, Volume 210, Issues1–2, p. 104-114, 2008. Doi: ISSN 0304-3800, doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.

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. 2020.

FORMAN, E; SELLY, M. **Decision By Objectives: How To Convince Others That You Are Right**. World Scientific, f. 210, p. 420, 2002.

FORMAN, T. T.; FOREMAN, T.; GODRON, I. **Landscape Ecology**. John Wiley e Sons Incorporated, f. 310, p. 619, 1986.

FOURNIER B, FREY D E MORETTI M. The origin of urban communities: From the regional species pool to community assemblages in city. **Journal of Biogeography**, p. 1–15. 2019 Doi: 10.1111/jbi.13772.

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

GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape ecology in theory and practice: pattern and process**. New York: Springer, p. 417, 2001.

GOMES, E. G. **Integração entre sistemas de informação geográfica e métodos multicritério no apoio à decisão espacial**. Rio de Janeiro, 1999. Dissertação (Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro.

GRAVIOLA, G.R; RIBEIRO, M.C.; PENA, J.C. Reconciling humans and birds when designing ecological corridors and parks within urban landscapes. **Ambio**, 2021. Doi: doi.org/10.1007/s13280-021-01551-9

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

HARRIS, L. D, The fragmented forest: **the island biogeography theory and the preservation of biotic diversity**. Chicago, USA, University of Chicago. 1984.

HERZOG, C. P.; ROSA, L. Z. Infraestrutura Verde: Sustentabilidade e resiliência para a paisagem urbana. **Revista LABVERDE**, [S. l.], n. 1, p. 92-115, 2010. Doi: 10.11606/issn.2179-2275.v0i1p92-115.

HERZOG, C. P. **CIDADES PARA TODOS - (RE)APRENDENDO A CONVIVER COM A NATUREZA**. Rio de Janeiro: LABVERDE, v. 266, f. 156, p. 312 p, 2013. Doi: 10.11606/issn.2179-2275.v0i6p266-266.

HOBBS, R. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Trends in Ecology and Evolution* 7, p. 389-392, 1992.

HONNAY, O. ENDELS, P. VEREECKEN, H. HERMY. M. The role of patch area and habitat diversity in explaining native plant species richness in disturbed suburban forest patches in northern Belgium. **Divers Distrib** 5:129 p. 141, 1999. Doi: doi.org/10.1046/j.1472-4642.1999.00047.x

HORTA, M.B., Bhakti, T., Cordeiro, P.F. et al. Functional connectivity in urban landscapes promoted by *Ramphastos toco* (Toco Toucan) and its implications for policy making. **Urban Ecosyst** 21, p.1097–1111, 2018. Doi: doi.org/10.1007/s11252-018-0789-z.

**INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO - IBRAM**. Informações sobre a economia mineral do estado de Minas Gerais. Disponível em: <<http://www.ibram.org.br/sites/1300/1382/00004355.pdf>>. Jan. 2014. Acesso em: 12 mai. 2020.

IKIN, K.; KNIGHT, E.; LINDENMAYER, D.B.; FISCHER, J. & MANNING, A.D. **The influence of native versus exotic streetscape vegetation on the spatial distribution of birds in suburbs and reserves.** *A Journal of conservation biogeography: Diversity and Distributions* 19: 294–306, Australia, 2013.

JOHNSON, M. K. ; SCHULTZ, S. R. **An evaluation of 4 clovers and Italian ryegrass for white-tailed deer.** *J. Range Manage.*, 45 (6): p. 593-594. 1992.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B.; SOUZA, L.M.I. de **Conseqüências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas.** *SÉRIE TÉCNICA IPEF* v. 12, n. 32, p. 65-70, 1998.

LAPOINT, S et al. **Ecological connectivity research in urban areas:** *Functional Ecology*. 29. ed. p. 868–878, 2015. Doi: 10.1111/1365-2435.12489

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

LAURANCE, S. G. W. 2001. **The effects of roads and their edges on the movement patterns and community composition of understorey rainforest birds in central Amazonia.** Tese de Doutorado, University of New England, Armidale, Australia.

LAURANCE, S. G. W. E W. F. LAURANCE. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal marsupials. **Biological Conservation** 91:231-239. 1999.

LAURANCE, W. F., LOVEJOY, T. E., VASCONCELOS, H. L., BRUNA, E., DIDHAM, R. K., STOUFFER, P. C., GASCON, C., BIERREGAARD, R. O., LAURENCE, S. G. E SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology** 16, p. 605-618, 2002.

LAURENCE, S. G. "Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities", **Ecology**, v. 79, p. 2032-2040, 1998.

LAUSCH, A., HAASE D., HERZOG F., SYRBE R., TISCHENDORF L., WALZ U., Understanding and quantifying landscape structure – A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics, **Ecological Modelling**, Volume 295, 2015, p.31-41, 2015 Doi: doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.018.

LINSTONE, Harold A.; TUROFF, Murray. **The Delphi Method:** Techniques and Applications. New Jersey: Westview Press, f. 310, p. 620, 2002.

LOUZADA, F. L. R. O; SANTOS, A. R.; SILVA, A. G.; COELHO, A. L. N.; EUGENIO, F. C.; SAITO, N. S.; PELUZIO, T. M. O.; TULER, T. O.; TEBALDI, A. L. C. e G. O. GARCIA. **Delimitação de corredores ecológicos no ArcGIS 9.3.** Franciane L. R. O. Louzada, Alexandre R. Santos, Aderbal G. SILVA, organizadores (CAUFES). Alegre, Espírito Santo (ES)-Brasil. P. 50, 2010.

LOPES, A. V., GIRÃO, L. C., SANTOS, B. A., PERES, C. A. E TABARELLI, M. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation** 142, p. 1154–1165, 2009.

LOSS, S. R.; WILL, T.; LOSS, S. S.; MARRA, P. P. **Bird–building collisions in the United States: Estimates of annual mortality and species vulnerability**. The Condor: Ornithological Applications, v. 116, p. 8-23, 2014.

LOVEJOY, T., BIERREGAARD JR., R. O., RYLANDS, A. B., MALCOLM, J. R., QUINTELA, C., HARPER, L. H., BROWN, K. S., POWELL, A. H., POWELL, G. V. N., SCHUBERT, H. O. E HAYS, M.. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Em: Soulé, M. E. (editor), **Conservation Biology: the science of scarcity and diversity**, p. 257-285, 1986.

LOW FM, GLUCKMAN PD E HANSON MA. Niche Modification, Human Cultural Evolution and the Anthropocene. **Trends in Ecology and Evolution**, 34:883–885. 2019. Doi: doi.org/10.1016/j.tree.2019.07.005.

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. 2020.

MAGRE JM, JUNCÀ MB, CAMPANERA JM, PAGÈS AB, MALLÉN IR, ZARAGOZA RM, MATEO SS, BARBERÀ MP, LOZANO CB. How urban green management is influencing passerine birds' nesting in the Mediterranean: A case study in a Catalan city. **Urban Forestry e Urban Greening**, 41:221–229. 2019. Doi: 10.1016/j.ufug.2019.03.012.

MARTENSEN, A.C., RIBEIRO, M.C., BANKS-LEITE, C., PRADO, P.L., METZGER, J.P., **Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with Neotropical understory bird species richness and abundance**. Cons. Biol. 26, p.1100-1111, 2012. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2012.01940.x

MARZLUFF JM. **A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future**. Ibis (Lond. 1859), 159:1–13. 2016. doi: //doi.org/10.1111/ibi.12430.

MASUD MM, KARI FB, BANNA H E SAIFULLAH MK. Does income inequality affect environmental sustainability? Evidence from the ASEAN-5. **Journal of the Asia Pacific Economy**, 23:213-228, 2018. Doi: doi.org/10.1080/13547860.2018.1442146.

MEDEIROS, H.R., BOCHIO, G.M., RIBEIRO, M.C., TOREZAN, J.M., ANJOS, L., 2015. **Combining plant and bird data increases the accuracy of an Index of Biotic**



OERTLI, B., AUDERSET JOYE, D., CASTELLA, E., JUGE, R., CAMBIN, D. e LACHAVANNE, J. B., "Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity", **Biological Conservation**, v. 104, p. 59 – 70, 2002.

OVASKAINEN, O., "Long-term persistence of species and the loss problem", **Journal Theor. Biology**, v. 218, p. 419-433, 2002.

PADWICK, C., SCIENTIST, P., DESKEVICH, M., & SMALLWOOD, S. WORLDVIEW-2 PAN-SHARPENING. 2010.

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.

PENA, J.C., MARTELLO, F., RIBEIRO, M.C., ARMITAGE, R.A., YOUNG, R. & RODRIGUES, M. **Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds**. *PLoS One* 12 (3), 2017. Doi: doi.org/10.1371/journal.pone.0174484

PENA, J. **Aves, Conectividade da paisagem e Planejamento ambiental em paisagens urbanas Urbano**. 149 f Tese de Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre – Instituto de Ciências Biológicas, UFMG, Belo Horizonte, MG, 2017.

PMBH. PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. **Anuário Estatístico de Belo Horizonte**, 2003.

PIACENTINI, V. Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C. E.; MAURÍCIO, G. N.; PACHECO, J. F.; BRAVO, G. A.; BRITO, G. R. R.; NAKA, L. N.; OLMOS, F.; POSSO, S.; SILVEIRA, L. F.; BETINI, G. S.; CARRANO, E.; FRANZ, I.; LEES, A. C.; LIMA, L. M.; PIOLI, D.; SCHUNK, F.; AMARAL, F. R.; BENCKE, G. A.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, L. F. A.; STRAUBE, F. C.; CESARI, E. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 23, n. 2, p. 91-298, 2015.

PICKETT, S.T.A; CADENASSO, M.L. **How many principles of urban ecology are there?** *Landscape Ecol.* P. 699–705, 2017. Doi: doi.org/10.1007/s10980-017-0492-0.

Pinto, Naiara & Keitt, Timothy. Beyond the least-cost path: Evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. **Landscape Ecology**. 24. p. 253-266, 2018. Doi: 10.1007/s10980-008-9303-y.

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

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**, Editora Planta, Londrina, 2001, 327p. 2001.

PROCHE, S., WILSON, U., VELDTMAN, R., KALWIJ, J. M., RICHARDSON, D. M. E CHOWN, S. L. Landscape Corridors: Possible Dangers? **Science** 310, p.781-782, 2005.

RAYFIELD, B.; FORTIN, M-J.; FALL, A. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. **Landscape Ecology**, v. 25, p. 519-532, 2010. Doi: 10.1007/s10980-009-9436-7

RICKETTS, T.H. **The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes**. The American Naturalist, v. 158, p. 88-98, 2001.

RITTERS, K.H.; O'NEIL, R.V.; HUNSAKER, C.T.; WICKHAM, J.D.; YANKEE, D.H. TIMMINS, S.P. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. In.: Landscape Ecology, v.10, n.1, p. 23-39. 1995.

ROCHA, M.dos S. **Aves em parques urbanos e ruas**: Espécies, traços funcionais e os efeitos da urbanização. Belo Horizonte, f. 78, 2019. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

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.

ROSENBERG, D. K., NOON, B. R. E MESLOW, E. C. Biological corridors: form, function, and efficacy. **BioScience** 47, p. 677–687, 1997.

RUDRAN, RUDY; VALLADARES-PADUA, CLAUDIO; JR., LAURY CULLEN. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**, f. 326.p. 651, 2005.

SAATY, THOMAS L. **The Analytic Hierarchy Process**: Planning, Priority Setting, Resource Allocation. Tradução Wainer da Silveira e Silva. McGraw-Hill, f. 144, 1979. 287 p. Tradução de: Planning, priority setting.

SAATY, THOMAS L.; VARGAS, LUIS G. **Models, Methods, Concepts e Applications of the Analytic Hierarchy Process**. Springer Science e Business Média, v. 3, f. 167, p. 333, 2012. .

SANTOS, B. A., Peres, C. A., Oliveira, M. A., Grillo, A., Alves-Costa, C. P. e Tabarelli, M. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation** 141, p. 249-260. 2008.

SANTOS, J. S. M.; LAPOLLI, E. M. **Comparação Tabular da Expansão Urbana Dos Municípios de Itapema**, Porto Belo e Bombinhas em Santa Catarina, Brasil, no Período de 1985 a 2002. Universidade Federal de Santa Catarina, 2003. Disponível em: [http://www.bvsde.paho.org/bv\\_sAIDIS/PuertoRico29/mafra.pdf](http://www.bvsde.paho.org/bv_sAIDIS/PuertoRico29/mafra.pdf). Acesso em: 31 mai. 2020.

SANTOS GS, Ribeiro CI, D'Avila Centoducatte L, Mendes LS. Bird breeding biology and homogenization process in an urban green area at Atlantic rainforest of Southeastern Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, 14:83–98. 2019. Doi: doi.org/10.3897/neotropical.14.e34838.

SAVARD, J. L.; CLERGEAU, P.; MENNECHEZ, G.. **Biodiversity concepts and urban ecosystems**: Landscape and Urban Planning, v. 48. p. 131-142, 2000, Doi: doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00037-2

SIEPMANN, J. P. **Fusion of current technologies with real-time 3D MEMS LADAR for novel security and defense applications**. In: LASER RADAR TECHNOLOGY AND APPLICATIONS, 11, Proceedings.... Orlando: SPIE, 2006. v. 6214. p. 14- 18, 2006.

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, p. 25, 2005.

SILVA, V.; CHOUERI, R. **Teoria da percolação**. 2011. Disponível em: <<http://ecopaisagem.wikispaces.com/teoriapercolacao>>. Acesso em: 1 jun. 2020.

SIMBERLOFF, D. S., Farr, J. A., Cox, J. e Mehlam, D. W. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? **Conservation Biology** 6, p. 493-504, 1992.

SEOANECESS, D. VS, SANTOS TL, FROUFE LCM. **Corredores ecológicos como ferramentas para a desfragmentação de florestas tropicais**. Pesquisa Florestal Brasileira 30(63): p. 207-216, 2010 Doi: doi.org/10.4336/2010.pfb.30.63.207.

SOARES-FILHO, B., RAJÃO, R., MACEDO, M., CARNEIRO, A., COSTA, W., COE, M., RODRIGUES, H., ALENCAR, A., Cracking Brazil' s Forest Code. **Science** (80-.). 344, p. 363–364, 2014. Doi:10.1126/science.124663

STRATFORD, J. & STOUFFER, P. Forest fragmentation alters microhabitat availability for Neotropical terrestrial insectivorous birds. **Biological Conservation**. p188, 2015. Doi: 10.1016/j.biocon.2015.01.017.

TABARELLI, M. e GASCON, G. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. MEGADIVERSIDADE, V. 1 (1) p181-188, 2005.

TABARELLI, M. E W. MANTOVANI (1999a) A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). Rev. bras.Biol. 59:239-250.  
\_\_\_\_\_ (1999b) Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta Atlântica montana. Rev. bras. Biol. 59:251-261.

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.

TAYLOR, P. D., FAHRIG, L. E WITH, K. Landscape connectivity: A return to basics. Em: Crooks, K. R. e Sanjayan, M. (editores), **Connectivity Conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, p. 29-43, 2006.

TAYLOR P D, FAHRIG L, WITH K A Landscape connectivity: are turn to the basics. In: Crooks KR, Sanjayan M (eds) **Connectivity conservation**. The Nature Conservancy Cambridge University Press, Cambridge, p. 29–43, 2006.

MCPHEARSON T, STEWARD T. A. PICKETT, NANCY B. GRIMM, JARI N., MARINA A., T. ELMQVIST, WEBER C., HAASE D., BREUSTE j, QURESHI S., Advancing Urban Ecology toward a Science of Cities, *BioScience*, Volume 66, p.198–212, 2016. Doi:doi.org/10.1093/biosci/biw002.

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.; FAHRIG, L. On the usage measurement of landscape connectivity. Copenhagen, **OIKOS**, v. 90, p. 7-19, 2000. ISSN: 0030-1299.

TOMLIN, C. DANA. Geographic Information Systems and Cartographic Modeling, f. 125. p. 249, 1990.

TONHASCA JR., A., 2005. **Ecologia e história natural da Mata Atlântica**. Editora Interciência, Rio de Janeiro, p. 197, 2005.

TURNER, M. G. “Landscape ecology: the effects of pattern on process”, **Annual review of ecology and systematics**, v. 20, p. 171-197, 1989

TURNER, M.G. Spatial simulation of landscape changes in Georgia: a comparison of transition models. **Landscape Ecology** v.1, p.27-39, 1987.

UNITED NATIONS - ONU, **Population Division. World Urbanization Prospects: The 2014 Revision**, Department of Economic and Social Affairs, Highlights (ST/ESA/SER.A/352), United Nations, p.1-22. 2014. Disponível em: <https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2014-Report.pdf> Acesso em: 08 junho de 2020

UNITED NATIONS - ONU, Department of Economic and Social Affairs. **World urbanization prospects**. The 2018 Revision. New York: United Nations, 2019. Disponível em: <https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-Report.pdf>. Acesso em: 08 junho de 2021.

URBAN, D.L. SHUGART, H.H. jr. Avian demography in mosaic landscapes: **modeling paradigm and preliminary**. In: Verner, M.L., Morrisson, M.L. e Ralph, C.J. (Eds.),

Wildlife 2000. Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, p. 273-279, 1986.

VANDERMEER, J.; CARVAJAL, R. Metapopulation Dynamics and the quality of the matrix. **The American Naturalist**, v. 158, p. 211-220, 2001.

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.

VINCKE, P. **Multicriteria Decision-Aid**. John Wiley e Sons Incorporated, f. 77, p. 154, 1992.

VOS, C. C., BAVECO, H. e Grashof-Bokdam, C. J. Corridors and species dispersal. Em: Gutzwiller, K.J. (editor), **Applying Landscape Ecology in Biological Conservation**. New York: Springer-Verlag, p. 84–104, 2002.

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.

WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. **Habitat fragmentation in temperate zone**. In: SOULÉ, M. E. Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sunderland: Sinauer. p. 237-256, 1986.

WINFREE, R., DUSHOFF, J., CRONE, E. E., SCHULTZ, C. B., BUDNY, R. V., WILLIAMS, N. M. E KREMEN, C. Testing simple indices of habitat proximity. **The American Naturalist** 165, p.707–717, 2005.

WOOD EM E ESAIAN S. The importance of street trees to urban avifauna. **Ecological Applications**, 0: p. 1–20, 2020 Doi: <https://doi.org/10.1002/eap.2149>.

YOUNG, K.M.; DANIELS, C.B. & JOHNSTON, G. **Species of street tree is important for southern hemisphere bird trophic guild**. Austral Ecology: 32, p. 541–550, 2007.

YANG J, YANG ZK E SHENG PF. Income distribution, human capital and environmental quality: Empirical study in China. **Energy Procedia**, 5: p. 1689–1696, 2011. Doi: [doi.org/10.1016/j.egypro.2011.03.288](https://doi.org/10.1016/j.egypro.2011.03.288).

## APÊNDICE A — Questionário

### Classificação de aves

#### Questionário para classificação de espécies de aves.

O questionário a seguir, será a base para a caracterização de grupos de espécies de aves (Generalista, Intermediária e Sensível) quanto a sua capacidade de distância de voo, altura de voo (relevo) e sua resistência a obstáculos aéreos (prédios e outras construções).

Devido a escassez de dados sobre a utilização de ambientes urbanos por aves brasileiras, precisamos da ajuda de especialistas para estimar essas três características desses grupos funcionais de aves. Com essas informações, iremos modelar o deslocamento de espécies pela paisagem de Belo Horizonte, estimando rotas preferenciais entre os fragmentos periurbanos localizados na região sul de Belo Horizonte e o Parque Municipal Américo Renné Giannetti. Os resultados desse trabalho poderão fornecer subsídios para a criação de corredores ecológicos urbanos que contemplem aves com diferentes requerimentos ambientais.

A área de estudo compreende a região centro sul de Belo Horizonte e região norte de Nova Lima. Nesta área existem grandes fragmentos florestais como a RPPN Jambreiro, Parque Municipal das Mangabeiras e Parque Municipal Américo Renné Giannetti bem como a vegetação existente nas ruas, praças e quintais de casas.

Através do sensoriamento remoto, os fragmentos foram convertidos em uma matriz raster com resolução de 50cm. Acreditamos que cada grupo de aves se deslocará de forma diferente através destes fragmentos devido a suas características.

A área de estudo apresenta grande variação de altimetria do relevo, existindo uma variação superior a 400m em alguns trechos (Serra do Curral). Essa variável será analisada conforme suas faixas de altimetria.

A área de estudo apresenta principalmente na região de Belo Horizonte, grande quantidade de obstáculos aéreos (prédios e outras construções). Através de dados laser, foram extraídos os valores de altura dos obstáculos.

Como modelos, selecionamos espécies de aves que possuem hábitos semelhantes - principalmente insetívoros que utilizam diferentes estratos do subbosque, sendo aves dependentes florestais - para representar grupos com diferentes sensibilidades ao processo de urbanização. Essas espécies foram selecionadas a partir de bancos de dados de comunidades de aves observadas em ruas e parques da região centro-sul de Belo Horizonte (De Castro Pena et al. 2017; ROCHA. 2019). O grau de sensibilidade foi determinado pelo número de registros dessas espécies ao longo da área de estudo. Os grupos e as espécies são:

O grupo 1 (Generalista) é composto pelas espécies:

*Myiozetetes similis*, *Piaya cayana* e *Myiarchus ferox*

O grupo 2 (Intermediária) é composto pelas espécies:

*Thaminophilus caerulescens*, *Basileuterus culicivorus* e *Elaenia flavogaster*

O grupo 3 (Sensível) é composto pelas espécies:

*Drymophila ochropyga*, *Xenops rutilans* e *Philydor rufum*

Pena JCdC, Martello F, Ribeiro MC, Armitage RA, Young RJ, Rodrigues M (2017) Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. PLoS ONE 12(3):e0174484. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174484>

Rocha, M. dos S. Aves em parques urbanos e ruas: espécies, traços funcionais e os efeitos da urbanização, 2019, 78 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2019.

P1

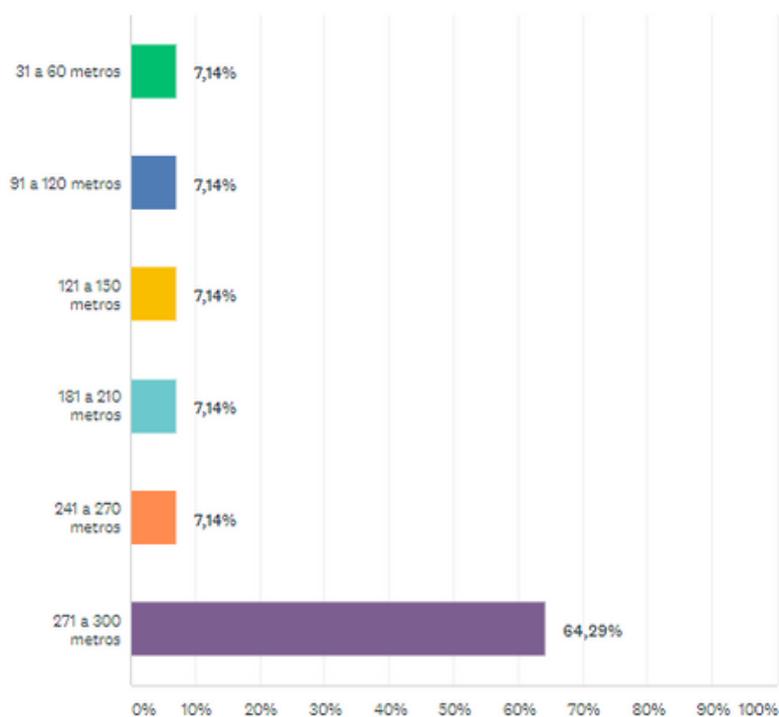


Personalizar

Salvar como ▾

Utilizando as opções abaixo, selecione um intervalo de distância que você acredita que as aves do grupo 1 (Generalista) conseguem se deslocar pela matriz.

Responderam: 14 Ignoraram: 0



OPÇÕES DE RESPOSTA	RESPOSTAS
▼ 31 a 60 metros (2)	7,14% 1
▼ 91 a 120 metros (4)	7,14% 1
▼ 121 a 150 metros (5)	7,14% 1
▼ 181 a 210 metros (7)	7,14% 1
▼ 241 a 270 metros (9)	7,14% 1
▼ 271 a 300 metros (10)	64,29% 9
<b>TOTAL</b>	<b>14</b>
<b>ESTATÍSTICAS BÁSICAS</b> ⓘ	
Mínimo 2,00	Máximo 10,00
Mediana 10,00	Média 8,36
	Desvio padrão 2,64

P2

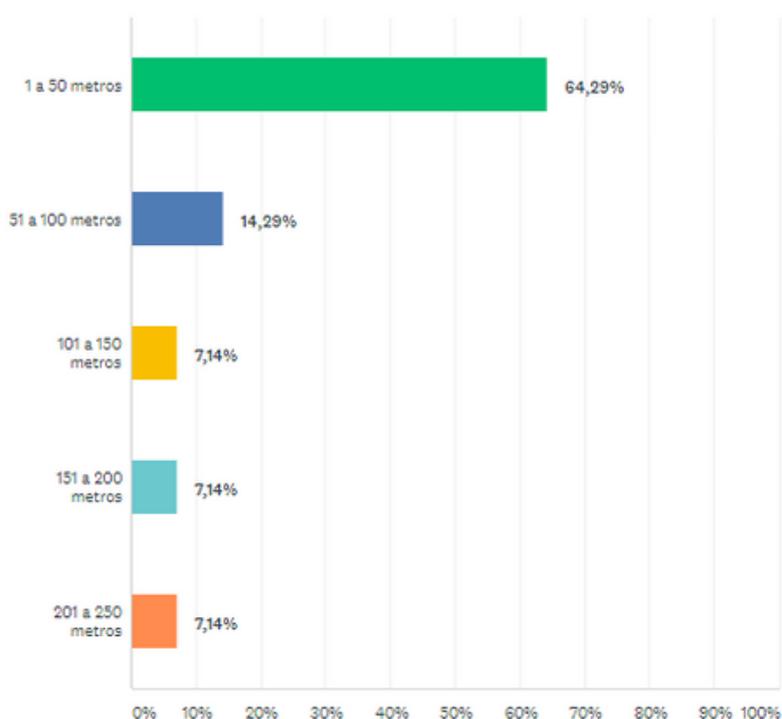


Personalizar

Salvar como ▾

Utilizando as opções abaixo, selecione um intervalo de alturas que você acredita que as espécies do grupo 1 (Generalista) conseguem atingir durante o voo.

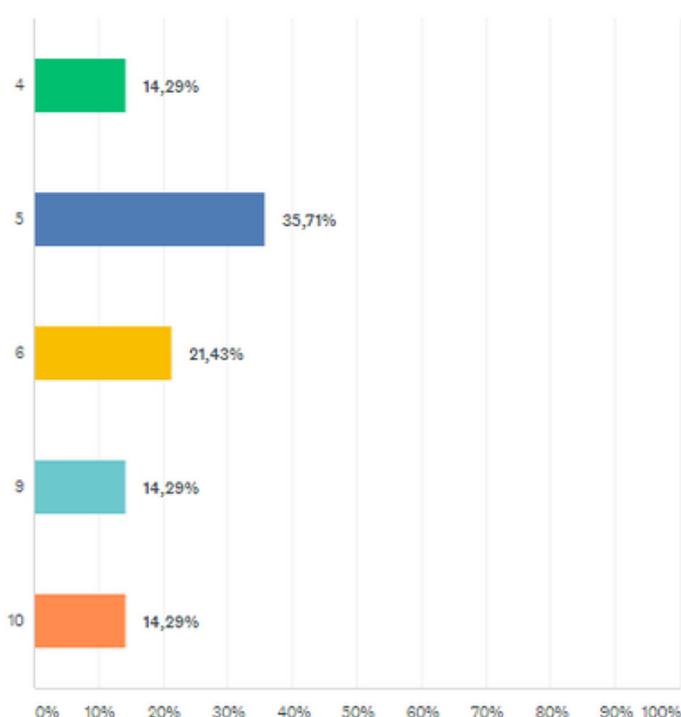
Responderam: 14 Ignoraram: 0



OPÇÕES DE RESPOSTA	RESPOSTAS
▼ 1 a 50 metros (1)	64,29% 9
▼ 51 a 100 metros (2)	14,29% 2
▼ 101 a 150 metros (3)	7,14% 1
▼ 151 a 200 metros (4)	7,14% 1
▼ 201 a 250 metros (5)	7,14% 1
<b>TOTAL</b>	<b>14</b>
ESTATÍSTICAS BÁSICAS	
Mínimo 1,00	Máximo 5,00
Mediana 1,00	Média 1,79
	Desvio padrão 1,26

Agora precisamos saber como as diferentes estruturas artificiais urbanas (de ruas a arranha-céus) funcionam como obstáculos para as espécies de aves deste grupo funcional. Para isso, iremos representar esses diferentes obstáculos em uma superfície de resistência, na qual 1 representam as estruturas mais baixas (como ruas e avenidas) e 10, os edifícios mais altos da área de estudo. Dessa forma, na escala abaixo, indique o valor que representa obstáculos a partir dos quais as espécies do grupo 1 (Generalista) não irão conseguir transpor.

Responderam: 14 Ignoraram: 0



OPÇÕES DE RESPOSTA	RESPOSTAS
▼ 4 (4)	14,29% 2
▼ 5 (5)	35,71% 5
▼ 6 (6)	21,43% 3
▼ 9 (9)	14,29% 2
▼ 10 (10)	14,29% 2
<b>TOTAL</b>	<b>14</b>

#### ESTATÍSTICAS BÁSICAS

Mínimo  
4,00

Máximo  
10,00

Mediana  
5,50

Média  
6,36

Desvio padrão  
2,09

P4

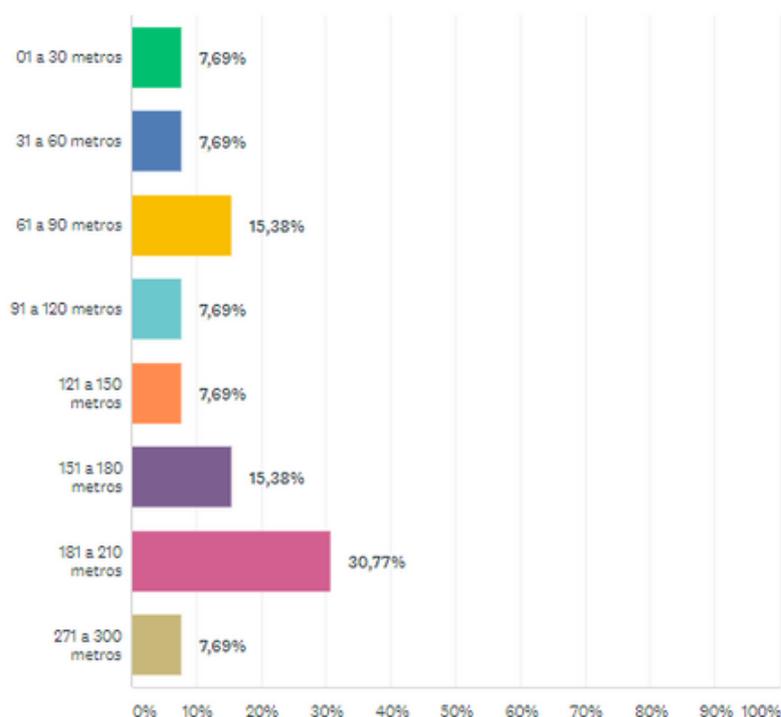


Personalizar

Salvar como ▾

Utilizando as opções abaixo, selecione um intervalo de distância que você acredita que as aves do grupo 2 (Intermediária) conseguem se deslocar pela matriz.

Responderam: 13 Ignoraram: 1



OPÇÕES DE RESPOSTA	RESPOSTAS
▼ 01 a 30 metros (1)	7,69% 1
▼ 31 a 60 metros (2)	7,69% 1
▼ 61 a 90 metros (3)	15,38% 2
▼ 91 a 120 metros (4)	7,69% 1
▼ 121 a 150 metros (5)	7,69% 1
▼ 151 a 180 metros (6)	15,38% 2
▼ 181 a 210 metros (7)	30,77% 4
▼ 271 a 300 metros (10)	7,69% 1
<b>TOTAL</b>	<b>13</b>

#### ESTATÍSTICAS BÁSICAS ?

Mínimo 1,00	Máximo 10,00	Mediana 6,00	Média 6,23	Desvio padrão 2,42
----------------	-----------------	-----------------	---------------	-----------------------

P5

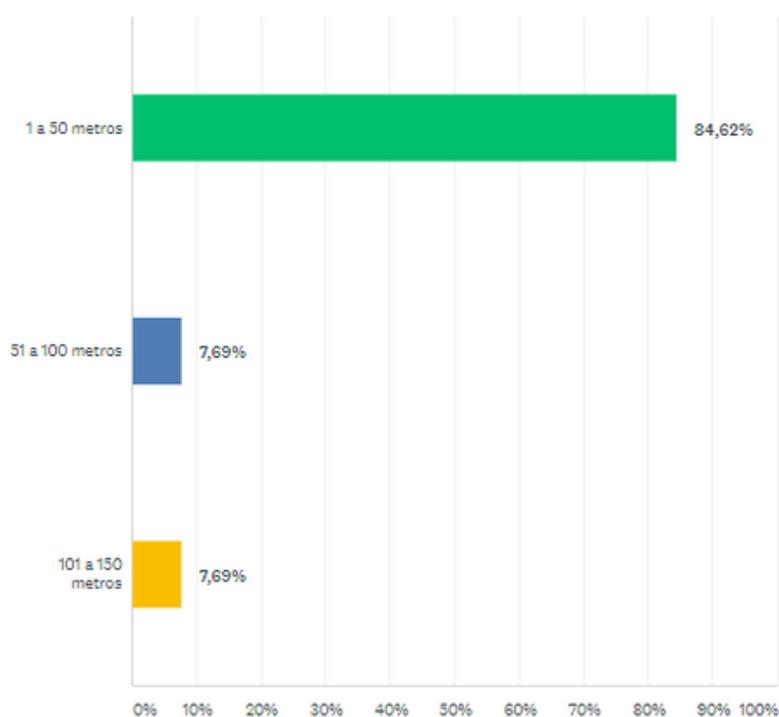


Personalizar

Salvar como ▾

Utilizando as opções abaixo, selecione um intervalo de alturas que você acredita que as espécies do grupo 2 (Intermediária) conseguem atingir durante o voo.

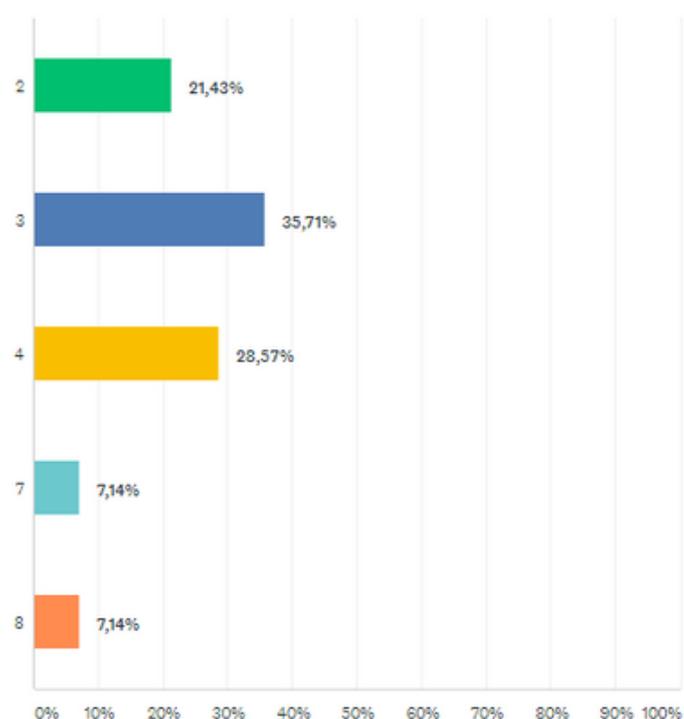
Responderam: 13 Ignoraram: 1



OPÇÕES DE RESPOSTA	RESPOSTAS			
▼ 1 a 50 metros (1)	84,62%	11		
▼ 51 a 100 metros (2)	7,69%	1		
▼ 101 a 150 metros (3)	7,69%	1		
<b>TOTAL</b>		<b>13</b>		
<b>ESTATÍSTICAS BÁSICAS</b> ⓘ				
Mínimo 1,00	Máximo 3,00	Mediana 1,00	Média 1,23	Desvio padrão 0,68

Agora precisamos saber como as diferentes estruturas artificiais urbanas (de ruas a arranha-céus) funcionam como obstáculos para as espécies de aves deste grupo funcional. Para isso, iremos representar esses diferentes obstáculos em uma superfície de resistência, na qual 1 representam as estruturas mais baixas (como ruas e avenidas) e 10, os edifícios mais altos da área de estudo. Dessa forma, na escala abaixo, indique o valor que representa obstáculos a partir dos quais as espécies do grupo 2 (Intermediária) não irão conseguir transpor.

Responderam: 14 Ignoraram: 0



OPÇÕES DE RESPOSTA	RESPOSTAS
2 (2)	21,43% 3
3 (3)	35,71% 5
4 (4)	28,57% 4
7 (7)	7,14% 1
8 (8)	7,14% 1
<b>TOTAL</b>	<b>14</b>
<b>ESTATÍSTICAS BÁSICAS</b>	
Mínimo 2,00	Máximo 8,00
Mediana 3,00	Média 3,71
	Desvio padrão 1,71

P7

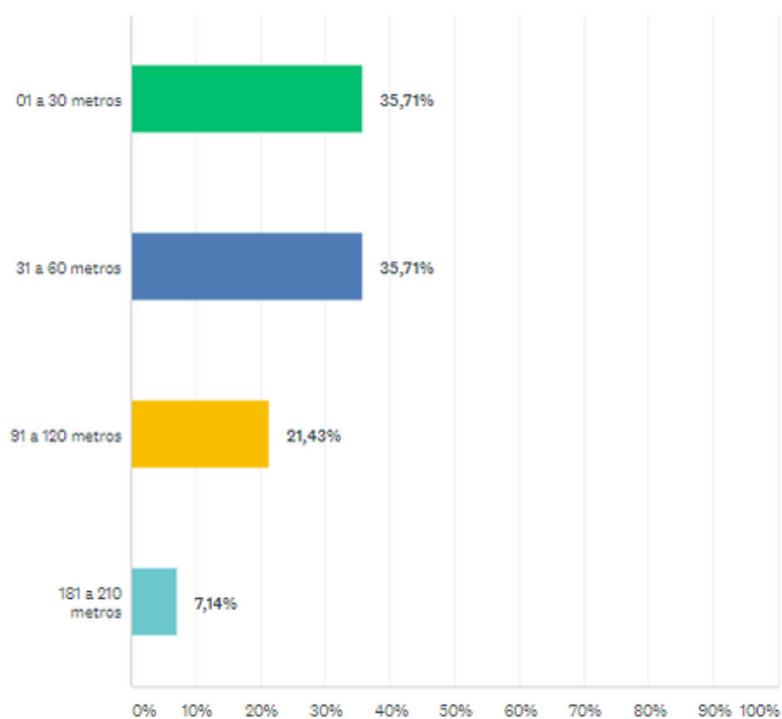


Personalizar

Salvar como ▾

Utilizando as opções abaixo, selecione um intervalo de distância que você acredita que as aves do grupo 3 (Sensível) conseguem se deslocar pela matriz.

Responderam: 14 Ignoraram: 0



OPÇÕES DE RESPOSTA	RESPOSTAS	
▼ 01 a 30 metros (1)	35,71%	5
▼ 31 a 60 metros (2)	35,71%	5
▼ 91 a 120 metros (4)	21,43%	3
▼ 181 a 210 metros (7)	7,14%	1
<b>TOTAL</b>		<b>14</b>

#### ESTATÍSTICAS BÁSICAS ?

Mínimo	Máximo	Mediana	Média	Desvio padrão
1,00	7,00	2,00	2,43	1,68

P8

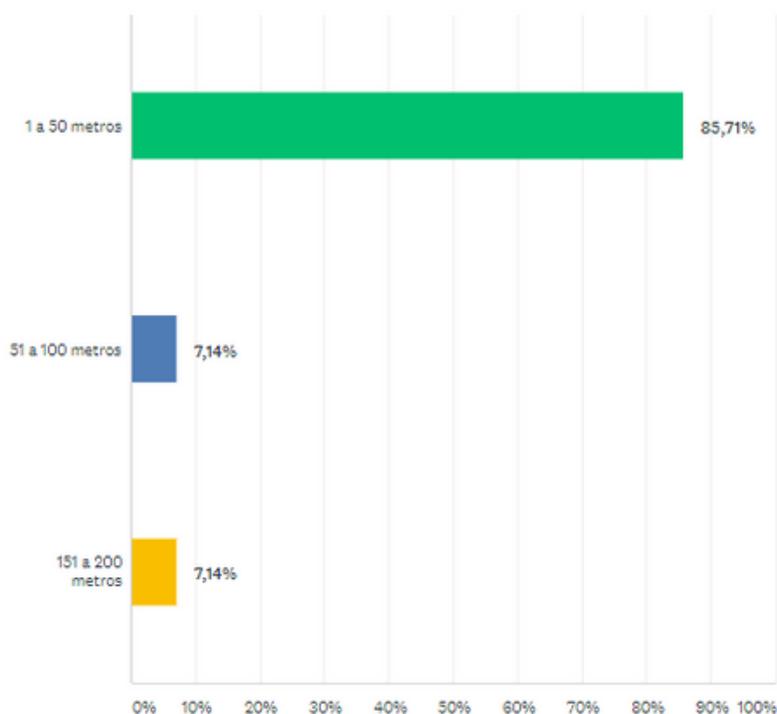


Personalizar

Salvar como ▾

Utilizando as opções abaixo, selecione um intervalo de alturas que você acredita que as espécies do grupo 3 (Sensível) conseguem atingir durante o voo.

Responderam: 14 Ignoraram: 0

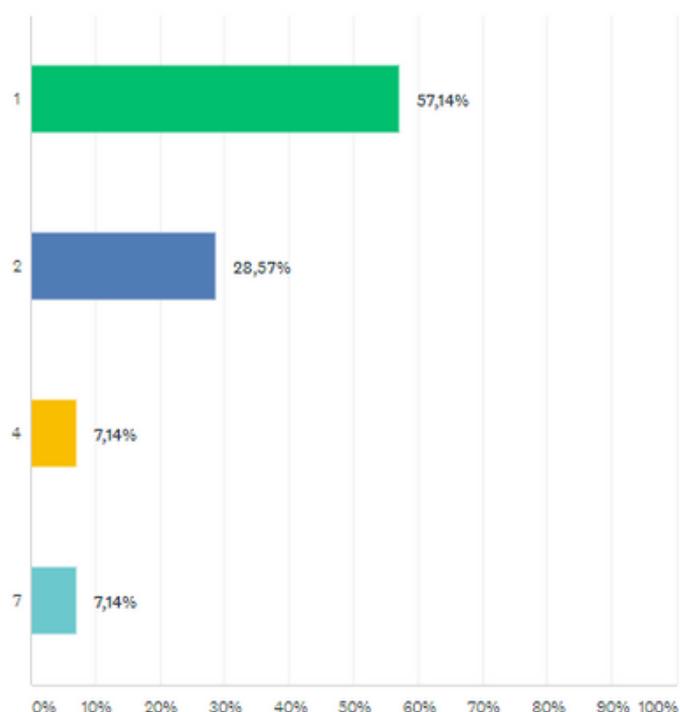


OPÇÕES DE RESPOSTA	RESPOSTAS
▼ 1 a 50 metros (1)	85,71% 12
▼ 51 a 100 metros (2)	7,14% 1
▼ 151 a 200 metros (4)	7,14% 1
<b>TOTAL</b>	<b>14</b>

ESTATÍSTICAS BÁSICAS				
Mínimo	Máximo	Mediana	Média	Desvio padrão
1,00	4,00	1,00	1,29	0,80

Agora precisamos saber como as diferentes estruturas artificiais urbanas (de ruas a arranha-céus) funcionam como obstáculos para as espécies de aves deste grupo funcional. Para isso, iremos representar esses diferentes obstáculos em uma superfície de resistência, na qual 1 representam as estruturas mais baixas (como ruas e avenidas) e 10, os edifícios mais altos da área de estudo. Dessa forma, na escala abaixo, indique o valor que representa obstáculos a partir dos quais as espécies do grupo 3 (Sensível) não irão conseguir transpor.

Responderam: 14 Ignoraram: 0



OPÇÕES DE RESPOSTA	RESPOSTAS	
▼ 1 (1)	57,14%	8
▼ 2 (2)	28,57%	4
▼ 4 (4)	7,14%	1
▼ 7 (7)	7,14%	1
<b>TOTAL</b>		<b>14</b>
<b>ESTATÍSTICAS BÁSICAS</b>		
Mínimo 1,00	Máximo 7,00	Mediana 1,00
		Média 1,93
		Desvio padrão 1,62