

RENAN ANGRIZANI DE OLIVEIRA

**PROPOSTA METODOLÓGICA PARA ESTIMAR O CUSTO EM SIG
DA CRIAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS**

Sorocaba

2022

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

ciências
ambientais

RENAN ANGRIZANI DE OLIVEIRA

**PROPOSTA METODOLÓGICA PARA ESTIMAR O CUSTO EM SIG
DA CRIAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS**

Tese apresentada como requisito para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" na Área de Concentração Geoprocessamento e Modelagem Matemática Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Antonio Cesar Germano Martins

Coorientador: Prof. Dr. Darllan Collins da Cunha e Silva

Sorocaba

2022

O48p

Oliveira, Renan Antrizani de

Proposta metodológica para estimar o custo em SIG da criação de corredores ecológicos / Renan Antrizani de Oliveira. -- Sorocaba, 2022

121 p. : il., tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba

Orientador: Antonio Cesar Germano Martins

Coorientador: Darllan Collins da Cunha e Silva

1. Ciências ambientais. 2. Corredores (Ecologia). 3. Análise espacial (Estatística). 4. Sistemas de informação geográfica. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: PROPOSTA METODOLÓGICA PARA ESTIMAR O CUSTO EM SIG DA CRIAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS

AUTOR: RENAN ANGRIZANI DE OLIVEIRA

ORIENTADOR: ANTONIO CESAR GERMANO MARTINS

COORIENTADOR: DARLLAN COLLINS DA CUNHA E SILVA

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em CIÊNCIAS AMBIENTAIS, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:

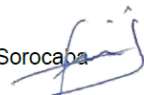
Prof. Dr. DARLLAN COLLINS DA CUNHA E SILVA (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Ambiental / Unesp - ICT Sorocaba



Prof. Dr. JOSÉ CARLOS DE SOUZA (Participação Virtual)
Departamento de Geografia / Universidade Estadual de Goiás - Campus Minaçu



Prof. Dr. CÁSSIO JOSÉ MONTAGNANI FIGUEIRA (Participação Virtual)
Geoprocessamento e Planejamento Ambiental / Universidade Federal de São Carlos - UFSCar Sorocaba



Prof. Dr. ADMILSON IRIO RIBEIRO (Participação Virtual)
Engenharia Ambiental / Unesp - ICT Sorocaba



Prof. Dr. VIDAL DIAS DA MOTA JUNIOR (Participação Virtual)
Engenharia Ambiental / Universidade de Sorocaba (UNISO)



Sorocaba, 28 de janeiro de 2022

Dedico esta tese a minha família, amigos e professores que contribuíram para a realização deste trabalho.

AGRADECIMENTOS

Dedico este espaço a todos que direta ou indiretamente, contribuíram na realização deste trabalho, mesmo neste momento de resistência na Ciência, Educação e Saúde no Brasil.

Presto meus primeiros agradecimentos a toda minha família, em especial a minha mãe Arlita Angrizani e meu pai Paulo Sérgio Castelli de Oliveira, pelo apoio e carinho, que me possibilitaram superar as adversidades.

A minha avó Aracy de Arruda Angrizani e madrinha Fatima Etelvina Barreto, por todas as orações, carinho e compreensão de minha ausência ao longo de todo este tempo.

A minha psicóloga Camila Zanatta Beilke, pelos vários momentos de reflexão que foram essenciais para o desenvolvimento das atividades mesmo em condições de isolamento social em decorrência da pandemia e longas jornadas de trabalho e estudo.

A todos os professores que contribuíram com a minha formação em todos os níveis de ensino, em especial meu eterno agradecimento aos professores Dr. Antonio Cesar Germano Martins e Dr. Darllan Collins da Cunha e Silva, pela orientação durante este trabalho, do qual sem suas contribuições não seria possível sua realização.

A amiga de trabalho e pesquisa Vanessa Cezar Simonetti, pelo apoio e companheirismo durante toda a trajetória acadêmica.

Meus mais sinceros agradecimentos a Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", em especial ao Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba e ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais por possibilitar a realização desta pesquisa.

Deixo ainda meus agradecimentos aos professores que prontamente se dispuseram a participar de minha banca de doutorado e que são essenciais para enriquecer as discussões deste estudo.

Meus mais sinceros e eternos agradecimentos a todos.

“A menos que modifiquemos a nossa maneira de pensar, não seremos capazes de resolver os problemas causados pela forma como nos acostumamos a ver o mundo”.

Albert Einstein

RESUMO

Os corredores ecológicos (CE) são instrumentos importantes para conexão da paisagem e reversão dos processos de fragmentação florestal decorrentes da expansão urbana e crescimento populacional, favorecendo a transição da fauna entre os fragmentos florestais. Portanto, propõem-se uma metodologia para elaboração de CE com base em fatores que interferem no deslocamento da fauna e no custo de aquisição das áreas para conexão de unidades de conservação (UC), sendo elas, o Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade e a Floresta Nacional de Ipanema. O estudo foi dividido em capítulos propostos para a publicação, sendo realizada uma revisão bibliométrica sistemática para os estudos de 2009 a 2018, onde foram identificados o Sistema de Informação Geográfica (SIG) utilizado, as principais extensões e o país. Posteriormente, foram identificadas as áreas protegidas legalmente (APL) de acordo com a Lei de Proteção da Vegetação Nativa para a interligação das UC com auxílio do software ArcGIS 10.6 e utilizando os dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR) foram determinadas as APL em imóveis rurais. Propõe-se ainda uma metodologia para elaboração de Corredor Ecológico Multicritério (CEM) utilizando o modelo de caminho de menor custo (CMC) e estimando o custo de aquisição com base na planta genérica de valores, utilizando planos de informação (PI) que refletem na favorabilidade para o deslocamento da fauna e aquisição financeira das áreas, como o uso do solo, conflito de uso do solo por declividade, poluição luminosa, as APL e o custo de aquisição das áreas, que foram ponderados pelo Processo Hierárquico Analítico (PHA). Foi avaliado também o custo de aquisição de CE utilizando o Landscape Corridors (LSCorridors), realizando simulações com quatro métodos, tendo como mapa de superfície de resistência o uso do solo e cobertura vegetal. A China e a União Europeia se destacam em número de publicações, sendo o SIG mais utilizado o ArcGIS e o modelo CMC, utilizando diversos PI. Para a área de estudo de 406 km², verificou-se a importância da utilização dos dados do CAR na identificação das APL. Desconsiderando as áreas das UC, somente 47,95 km² da área de estudo está protegida legalmente e 57% destas áreas devem ser recuperadas. O CEM, apresentou um comprimento de 36,72 km e uma área de 7,17 km² da qual 56,90% já se encontra protegida legalmente, e apresentou um valor para sua aquisição de R\$ 690.506,54. Enquanto para os outros CE elaborados a partir do LSCorridors, sendo eles a medida por pixel (MP) e medidas de paisagem mínima (ML_{min}), média (ML_{avg}) e máxima (ML_{max}), apresentaram um custo de: R\$ 487.476,16 para MP, R\$ 496.948,83 para ML_{min}, R\$ 593.431,00 para ML_{avg} e R\$ 692.299,48 para ML_{max}. Sendo que embora o método MP tenha apresentado a maior distância (19,56 km) e área (3,90 km²), 41,05% da área já se encontra protegida legalmente apresentando menor custo de aquisição, visto que estas áreas não necessitam ser adquiridas pelo poder público para a efetivação do CE. Portanto, conclui-se que a metodologia proposta para estabelecer o custo em SIG para aquisição de áreas para compor um CE entre duas UC, apresenta um avanço nos modelos existentes de proposição de CE, podendo auxiliar o poder público, norteando a decisão de acordo com a viabilidade orçamentária da gestão pública e na captação de recursos.

Palavras-chave: Conectividade ecológica. Geoprocessamento. Fragmentação florestal. Análise espacial.

ABSTRACT

Ecological corridors (EC) are important instruments for connecting the landscape and reversing forest fragmentation processes, resulting from urban expansion and population growth, favoring the transition of fauna between forest fragments. Therefore, we propose a methodology for the elaboration of EC based on factors that interfere with the displacement of fauna and the cost of acquiring areas for connecting conservation units (CU), being the Biodiversity Corridors Municipal Natural Park and the National Forest of Ipanema. The study is divided into chapters proposed for publication, with a bibliometric systematic review being carried out for studies from 2009 to 2018, where the Geographic Information System (GIS) used, the main extensions, and the country was identified. Subsequently, legally protected areas (LPA) were identified following the Native Vegetation Protection Law for the CU connection with the aid of ArcGIS 10.6 software, and using data from the Rural Environmental Registry (RER) the LPA in rural properties were determined. It is also proposed a methodology for the elaboration of Multicriteria Ecological Corridor (MEC) using the least-cost-path model (LCP) and estimating the acquisition cost based on the generic plant of values, using information plans (IP) that reflect the favorability for the displacement of the fauna and financial acquisition, such as land-use, land-use conflict due to slope, light pollution, LPA and the cost of area acquisition, which were considered by the Analytical Hierarchical Process (AHP). The cost of EC acquisition was also evaluated using Landscape Corridors (LSCorridors), performing simulations with four methods, using land use and vegetation cover as a surface resistance map. China and the European Union stand out in number of publications, with the most used GIS being the ArcGIS and the LCP model, using several IP. For the study area with 406 km², the importance of using RER data for LPA identification was verified. Disregarding the LPA areas, only 47.95 km² of the study area is legally protected and 57% of these areas must be recovered. The MEC, presented a length of 36.72 km and an area of 7.17 km² of which 56.90% is already legally protected, and presented a value for its acquisition of R\$ 690,506.54. While for the other EC elaborated from LSCorridors, being the measure per pixel (MP) and landscape measures minimum (ML_{min}), average (ML_{avg}), and maximum (ML_{max}), they presented a cost of: R\$ 487,476.16 for MP, R\$ 496,948.83 for ML_{min}, R\$ 593,431.00 for the ML_{avg} and R\$ 692,299.48 for the ML_{max}. Although the MP method has presented the greatest distance (19.56 km) and area (3.90 km²), but 41.05% of the area is already legally protected, presenting a lower acquisition cost, as these areas do not need to be acquired by the government for the realization of the EC. Therefore, it is concluded that the proposed methodology to establish the cost in GIS for the acquisition of areas to compose an EC between two CU, presents an advance in the existing models of EC, being able to help the public authorities, guiding the decision according to the budgetary feasibility of public management and fund-raising.

Keywords: Ecological connectivity. Geoprocessing. Forest fragmentation. Spatial analysis.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Método utilizado para realização da revisão sistemática	22
Figura 2.2 – Resultado total de artigos encontrados por bases de dados.....	23
Figura 2.3 – Número de publicações sobre corredores ecológicos por ano.....	24
Figura 2.4 – Número de artigos publicados com propostas de corredores ecológicos por país	27
Figura 3.1 – Localização das UCs em estudo e limites municipais pertencentes	36
Figura 3.2 – Comparação do uso e ocupação do solo entre os anos 2008 e 2019....	42
Figura 3.3 – Áreas protegidas legalmente.....	45
Figura 4.1 – Localização das UCs em estudo e os limites municipais	52
Figura 4.2 – Determinação da favorabilidade para a implantação de corredores ecológicos por meio do PHA	62
Figura 4.3 – Planos de informação para verificação da favorabilidade para passagem de corredor ecológico.....	65
Figura 4.4 – Corredor ecológico elaborado pelo modelo do caminho de menor custo (CMC).....	70
Figura 4.5 – Custo para aquisição das áreas para compor CE	73
Figura 4.6 – Observações <i>in loco</i>	74
Figura 5.1 – Localização das UCs em estudo e limites municipais pertencentes	79
Figura 5.2 – Simulação de corredores ecológicos realizados no LSCorridors	86
Figura 5.3 – Corredores ecológicos elaborados com LSCorridors	87
Figura 5.4 – Custo para aquisição das áreas para compor CE	90
Figura 5.5 – Seleção de áreas para verificação de concordância das classificações realizadas pelo LSCorridors	92
Figura 5.6 – Observações <i>in loco</i>	93
Figura A.1 – Pontos de custo para desapropriação das áreas (R\$/m ²) de acordo com a planta genérica dos municípios.	119
Figura C.1 – Comparativo de percurso de corredor ecológico multicritério e MP do LSCorridors	121

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Resultados da revisão bibliométrica sistemática de 2009 a 2018	25
Tabela 3.1 – Largura da faixa de vegetação da APP definida pelo CF e pela LPVN	38
Tabela 3.2 – Área ocupada por classes de uso do solo e cobertura vegetal para os anos de 2008 e 2019.....	43
Tabela 3.3 – Áreas ocupadas por classes de uso do solo para os anos de 2008 e 2019 em APPs	46
Tabela 4.1 – Valores do índice randômico em função da quantidade de variáveis utilizadas (n).....	61
Tabela 4.2 – Valores matriciais dos planos de informações e os pesos obtidos do PHA.....	68
Tabela 4.3 – Classes de uso do solo e cobertura vegetal no CE proposto	71
Tabela 5.1 – Classes de uso do solo dos CE propostos com o LSCorridors	89
Tabela B.1 – Comparativo de classes de uso do solo e dimensões dos corredores ecológicos propostos.....	120

LISTA DE QUADROS

Quadro 4.1 – Escala de Fundamental para comparação pareada	60
--	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AHP	<i>Analytic Hierarchy Process</i>
APL	Áreas Protegidas Legalmente
APP	Área de Preservação Permanente
ASF	<i>Alaska Satellite Facility</i>
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CE	Corredores Ecológicos
CEM	Corredor Ecológico Multicritério
CF	Código Florestal
CINA	Centro Tecnológico da Marinha
CMC	Caminho de Menor Custo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COP	Conferência das Partes
CT	Custo Total
CTMSP	Centro Tecnológico da Marinha em São Paulo
CU	<i>Conservation Units</i>
EC	<i>Ecological Corridors</i>
ESRI	<i>Environmental Systems Research Institute</i>
Floresta de Ipanema	Floresta Nacional de Ipanema
GEE	Gases de Efeito Estufa
GIS	<i>Geographic Information System</i>
GRASS GIS	<i>Geographic Resources Analysis Support System</i>
GUI	<i>Graphical User Interface</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IC	Índice de Consistência
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
INCRA	Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
IP	<i>Information Plan</i>
IQD	Inverso do Quadrado da Distância
IR	Índice Randômico
IVDN	Índice de Vegetação da Diferença Normalizada
LCP	<i>Least-Cost Path</i>

LPA	<i>Legally Protected Areas</i>
LPVN	Lei de Proteção da Vegetação Nativa
LSCorridors	<i>LandScape Corridors</i>
MEC	<i>Multicriteria Ecological Corridor</i>
ML _{avg}	Medida de Paisagem Média
ML _{max}	Medida de Paisagem Máxima
ML _{min}	Medida de Paisagem Mínima
MP	Média por Pixel
ND	Número Digital
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
PDUI	Plano de Desenvolvimento Urbano Integrado
PHA	Processo Hierárquico Analítico
PI	Plano de Informação
PNMCBio	Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade
PRA	Programa de Regularização Ambiental
RC	Razão de Consistência
RER	<i>Rural Environmental Registry</i>
RL	Reserva Legal
RMS	Região Metropolitana de Sorocaba
RSFI	<i>Route Selection Frequency Index</i>
SIG	Sistemas de Informações Geográficas
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
SR	Sensoriamento Remoto
ST	<i>Source-Target</i>
TAC	Termo de Ajustamento de Conduta
TCRA	Termos de Compromisso de Recuperação Ambiental
UC	Unidade de Conservação
UE	União Europeia
UFM	Unidade Fiscal do Município
VIIRS	<i>Visible Infrared Imaging Radiometer Suite</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
1.1	Justificativas e relevância da pesquisa	16
1.2	OBJETIVOS	17
1.2.1	Objetivo Geral	17
1.2.2	Objetivos específicos	18
1.3	ESTRUTURA DO TRABALHO	18
2	LEVANTAMENTO DOS MÉTODOS DE ELABORAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS UTILIZANDO SIG: UMA REVISÃO BIBLIOMÉTRICA SISTEMÁTICA	20
	RESUMO	20
2.1	INTRODUÇÃO	20
2.2	MATERIAL E MÉTODOS	21
2.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	23
2.3.1	Busca e refinamento	23
2.3.2	Análise dos resultados	25
2.3.3	Modelos mais utilizados	28
2.3.4	Discussões para adaptações futuras	31
2.4	CONCLUSÃO	32
3	ÁREAS VERDES PROTEGIDAS LEGALMENTE E APTAS PARA INTERLIGAREM DUAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO	33
	RESUMO	33
3.1	INTRODUÇÃO	33
3.2	MATERIAL E MÉTODOS	35
3.2.1	Área de estudo	35
3.2.2	Procedimento metodológico: Elaboração dos mapas temáticos	37
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
3.4	CONCLUSÃO	47

4	PROPOSTA METODOLÓGICA DE UM CORREDOR ECOLÓGICO COM ESTIMATIVA DO CUSTO FINANCEIRO PARA AQUISIÇÃO DE ÁREAS PRIVATIVAS.....	49
	RESUMO.....	49
4.1	INTRODUÇÃO	49
4.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	51
4.2.1	Área de estudo	51
4.2.2	Procedimento metodológico: Elaboração dos mapas temáticos	54
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
4.4	CONCLUSÃO	76
5	ESTIMATIVA DO DISPÊNDIO FINANCEIRO DE UM CORREDOR ECOLÓGICO ELABORADO COM LSCORRIDORS.....	77
	RESUMO.....	77
5.1	INTRODUÇÃO	77
5.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	78
5.2.1	Área de estudo	78
5.2.2	Procedimento metodológico: Elaboração dos mapas temáticos	81
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	85
5.4	CONCLUSÃO	95
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	97
	REFERÊNCIAS.....	102
	APÊNDICE A	119
	APÊNDICE B	120
	APÊNDICE C	121

1 INTRODUÇÃO

1.1 Justificativas e relevância da pesquisa

Em decorrência da crescente expansão urbana e pressão antrópica, a paisagem natural vem sendo segmentada em pequenos fragmentos florestais, que estão mais suscetíveis aos efeitos de borda, portanto, são necessárias medidas para a conexão destes fragmentos, que são responsáveis por diversos serviços ecossistêmicos à população humana, tais como a preservação dos recursos hídricos e retenção de gases nocivos, contribuindo, com a melhoria da qualidade de vida da população (ALBERTI; MARZLUFF, 2004; LIANG et al., 2018; LOURENÇO et al., 2014; SEOANE et al., 2010; TABARELLI et al., 2010).

O processo de fragmentação florestal influencia ainda na dinâmica da fauna e com isso há redução na dispersão de sementes e na permeabilidade de muitas espécies, podendo levar à diminuição da variabilidade genética entre as espécies de fauna e flora, o que pode levar à extinção por isolamento (BERGHER et al., 2015; CHEN et al., 2017; MELO et al., 2014; YOUNG et al., 1996).

A Mata Atlântica, que possui um dos maiores níveis de riqueza de espécies do planeta, também vem sofrendo uma grande perda florestal, tendo restado apenas de 11 a 16% de sua cobertura original, sendo 80% do remanescente constituído de pequenos fragmentos. No entanto, a prioridade de restauração deve ser dada entorno de grandes fragmentos, que possuem melhor capacidade de sustentar as espécies a longo prazo, enquanto os pequenos fragmentos podem aumentar a conectividade em torno dos maiores fragmentos remanescentes (BROOKS; PIMM; OYUGI, 1999; RIBEIRO et al., 2009).

Destaca-se ainda a importância de conectividade da Floresta Nacional de Ipanema (Flona de Ipanema), uma unidade de conservação (UC) de uso sustentável de acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), sendo um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica do interior, localizado na Região Metropolitana de Sorocaba (RMS), que abriga ainda o Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (PNMCBio) uma UC municipal de proteção integral de acordo com o SNUC, cujo um dos tantos desafios é a consolidação dos corredores de biodiversidade (BRASIL, 1992, 2000; ICMBIO, 2017; MOTA JÚNIOR et al., 2015).

Neste sentido, os corredores ecológicos (CE) são considerados importantes ferramentas na conexão de fragmentos florestais, como Unidades de Conservação (UC) e demais fragmentos florestais, visto sua eficiência na conservação da biodiversidade e preservação das funções ecológicas (LIANG et al., 2018; OLIVEIRA et al., 2016; SANTOS et al., 2018; WINDT; SWART, 2007).

Destaca-se ainda a utilização de técnicas de geoprocessamento por meio de ferramentas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) na identificação e delimitação de áreas prioritárias para implantação de corredores ecológicos, através da aquisição de imagens por sensoriamento remoto (SR) para a análise do uso e ocupação do solo e a obtenção de outros dados de interesses ambientais (BERGHER et al., 2015; LIANG et al., 2018; OLIVEIRA et al., 2016).

Portanto, diante da necessidade da implantação de corredores ecológicos entre o Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (PNMCBio) e a Floresta Nacional de Ipanema (Flona de Ipanema), foi verificado a possibilidade de determinação das áreas favoráveis para a implantação de um CE, que considere os elementos bióticos e abióticos que podem interferir no deslocamento da fauna, estimando-se de forma inédita, por meio de um plano de informação de valores venais, a desapropriação necessária para aquisição de áreas para compor o CE, viabilizando a sua implantação por parte da gestão pública.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Desenvolver uma proposta metodológica para elaboração de corredores ecológicos com base em fatores bióticos e abióticos que interferem no deslocamento da fauna e no dispêndio financeiro para aquisição das áreas necessárias para conexão do Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (PNMCBio) e a Floresta Nacional de Ipanema (Flona de Ipanema) a partir da utilização de técnicas de geoprocessamento e modelagem.

1.2.2 Objetivos específicos

- Realizar um levantamento bibliométrico sistemático para verificar os métodos utilizados na elaboração de corredores ecológicos, utilizando Sistema de Informação Geográfica (SIG).
- Verificar a conformidade das áreas de preservação permanentes (APP) e identificá-las com base na Legislação Ambiental.
- Elaborar um modelo para identificar o melhor caminho para implantação de um corredor ecológico, considerando fatores bióticos e abióticos.
- Propor e verificar a aplicabilidade em outros modelos, de uma metodologia para estabelecer o valor de aquisição das áreas necessárias para a implantação dos corredores ecológicos propostos.

1.3 ESTRUTURA DO TRABALHO

Para uma melhor interpretação do presente estudo, este foi dividido em capítulos propostos para publicação, sendo conduzido em etapas e apresentados neste primeiro tópico a estrutura da tese ao leitor, trazendo um breve referencial teórico do conteúdo abordado, bem como os objetivos do trabalho. Sendo assim os capítulos apresentam a seguinte configuração:

No segundo tópico, é apresentada uma revisão bibliométrica sistemática para identificação de métodos para elaboração de corredores ecológicos, conduzida nas bases de dados: ScienceDirect, Scopus, Springer Link e Web of Science para busca de artigos em inglês com as palavras-chave *ecological corridor* e *GIS*, para a identificação do Sistema de Informação Geográfica (SIG), as principais extensões, o país, a espécie alvo, e o ano das publicações.

O terceiro tópico, propõe a identificação das áreas protegidas legalmente de acordo com a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN), que possam ser utilizadas na interligação da Floresta Nacional de Ipanema ao Parque Natural

Municipal Corredores de Biodiversidade, trazendo como inovação a utilização da base de dados do CAR.

É apresentada no quarto tópico uma proposta metodológica para identificação do melhor caminho para implantação de corredores ecológicos, entre o Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade e a Floresta Nacional de Ipanema, utilizando Processo Hierárquico Analítico (PHA), para atribuição de pesos as imagens matriciais geradas que podem afetar o deslocamento da fauna e a aquisição das áreas, como o uso do solo e cobertura vegetal, conflito de uso por declividade, poluição luminosa, as áreas preservadas legalmente e o dispêndio financeiro para desapropriação da área.

No quinto tópico são elaborados quatro corredores ecológicos a partir de quatro modelos de simulação no software LandScape Corridors (LSCorridors), projetado para modelar as possíveis rotas de corredores ecológicos, onde posteriormente, foi definido o valor de aquisição dos CE gerados, sendo elencados os entraves para sua implantação.

E por fim, são apresentadas as considerações finais acerca da pesquisa no sexto tópico.

2 LEVANTAMENTO DOS MÉTODOS DE ELABORAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS UTILIZANDO SIG: UMA REVISÃO BIBLIOMÉTRICA SISTEMÁTICA

RESUMO

A expansão urbana e a pressão antrópica vem provocando desmatamentos e processos de fragmentação florestais, sendo necessária a proposição de corredores ecológicos para atenuar esses impactos. Diante do exposto e da necessidade de identificação de métodos para elaboração de corredores ecológicos, este estudo conduziu uma revisão bibliométrica sistemática para a identificação do Sistema de Informação Geográfica (SIG), as principais extensões, o país, a espécie alvo, e o ano das publicações. A revisão foi realizada para os estudos de 2009 a 2018 utilizando as bases de dados: ScienceDirect, Scopus, Springer Link e Web of Science para busca de artigos em inglês com as palavras-chave *ecological corridor* e *GIS*. No total foram selecionados 304 artigos, dos quais após a sistemática de exclusão, restaram 24. O SIG mais utilizado foi o ArcGIS e o país que apresentou o maior número de estudos foi a China, o que se deve ao seu processo de expansão urbana e necessidade de planejamento urbano para a conservação das espécies. Neste cenário, também se destaca a União Europeia, pela adoção do Programa Natura 2000 que exige aos Estados Membros que criem medidas de conservação de habitats e espécies vulneráveis. Dentre os modelos utilizados, se destacou o caminho de menor custo utilizando uma grande variedade de planos de informações. Foi verificado ainda, que há uma carência de estudos sobre a temática, e alguns estudos não apresentam todos os elementos necessários para a implantação de um corredor, como a largura e o melhor caminho para ser implantado.

Palavras-chave: Geoprocessamento. Conectividade. Fluxo Gênico. Fragmentação.

2.1 INTRODUÇÃO

A expansão urbana e a pressão antrópica vem provocando consequentes desmatamentos e processos de fragmentação dos ambientes naturais, levando à redução da resiliência do ambiente e à perda da biodiversidade em habitats (BAZ et al., 2009; GONZÁLEZ-VARO et al., 2013; HADDAD et al., 2015; TAPIA-ARMIJOS et al., 2015).

Isso ocorre, pois, a fragmentação dos habitats pode ocasionar o isolamento das espécies e a redução das populações, pois influencia na variação genética vegetal e animal devido a redução do fluxo gênico, principalmente em espécies com

capacidade de dispersão limitada (CÓRDOVA-LEPE et al., 2018; CUSHMAN, 2006; YOUNG et al., 1996).

No estudo realizado por Haddad et al. (2015) foi verificado para os cinco continentes e múltiplos biomas que a fragmentação do habitat levou à redução de até 75% da biodiversidade, provocando um desequilíbrio no ecossistema. Ainda, este tipo de impacto é aumentado em fragmentos menores e isolados, desta forma são necessárias medidas urgentes para a conectividade dos fragmentos.

Neste sentido, os corredores ecológicos podem servir como importantes instrumento para diminuição da fragmentação e, conseqüentemente, aumentar o fluxo gênico entre as espécies, manter a diversidade de espécies nativas e propiciar a manutenção dos serviços ecossistêmicos prestados pelos fragmentos (HADDAD et al., 2014; LIANG et al., 2018; ROY et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2016).

O Sistema de Informação Geográfica (SIG) tem sido amplamente utilizado, pois servem para auxiliar na tomada de decisão e redução da subjetividade, por meio da identificação de áreas com necessidade de conectividade de fragmentos e na proposição de corredores ecológicos, considerados temas importantes para avaliação no contexto espacial (FERRETTI; POMARICO, 2013; LOURENÇO et al., 2015; MARULLI; MALLARACH, 2005).

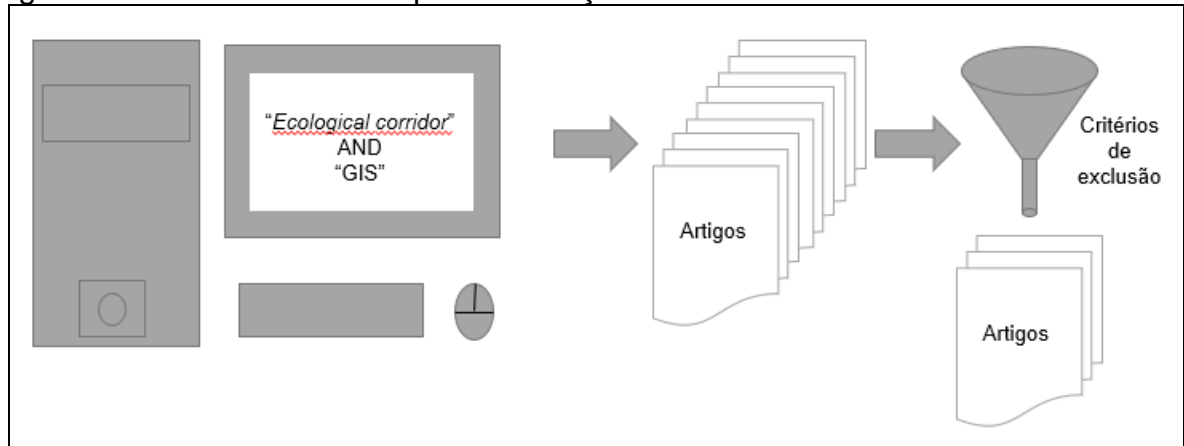
Portanto, devido à necessidade de identificar métodos confiáveis e reprodutíveis para elaboração de corredores ecológicos no mundo, foi conduzida uma revisão bibliométrica sistemática dos estudos de 2009 a 2018, para a identificação dos SIG utilizados na proposição de corredores ecológicos e suas principais extensões, além de verificar em qual país, a espécie alvo, e o ano das publicações levantadas.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

Para identificar as aplicações dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) ou do inglês *Geographic Information System* (GIS) na proposição de corredores ecológicos, foi realizada uma revisão bibliométrica sistemática (Figura 2.1) dos estudos de 2009 a 2018 utilizando as bases de dados internacionais: ScienceDirect, Scopus, Springer Link e Web of Science para busca de artigos em inglês com as

palavras-chave *ecological corridor* e *GIS*, utilizando operadores booleanos para refinar a busca.

Figura 2.1 – Método utilizado para realização da revisão sistemática



Fonte: Autoria própria.

Os dados dos artigos encontrados nas quatro bases foram tabulados no Microsoft Office Excel versão 2016 e para seleção dos artigos foram adotados critérios de exclusões, sendo gerada uma nova planilha ao iniciar cada etapa, o que possibilitou retornar e verificar todos os procedimentos adotados na revisão sistemática.

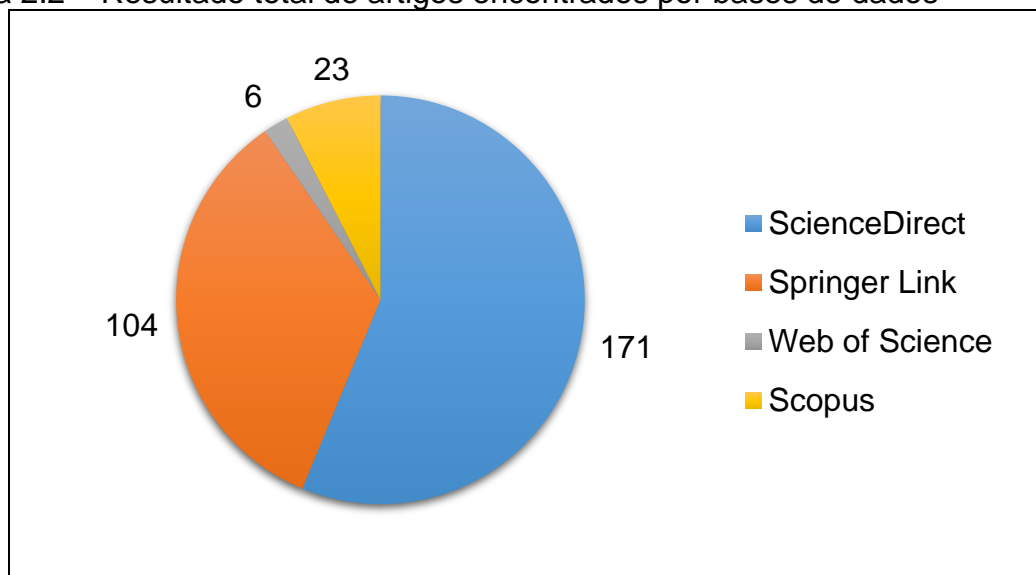
Para isso foram adaptados os critérios de exclusão propostos por França et al. (2018), que consiste na exclusão dos estudos em duplicidade que estavam indexados em diferentes bases de dados. Posteriormente, foi realizada uma triagem analisando-se os títulos dos artigos, seguida da leitura do resumo. Nos casos em que não estivessem claros os objetivos do estudo nos títulos ou resumos verificados, os artigos eram mantidos para etapa final a que consistia na leitura completa dos artigos restantes. Sendo também consultado um segundo revisor, em casos em que houvesse dúvidas na exclusão.

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 Busca e refinamento

Para as buscas realizadas utilizando as palavras-chave *ecological corridor* e *GIS* com os operadores booleanos para refinamento, foram encontrados 304 artigos distribuídos nas quatro bases de dados utilizadas, conforme apresentado na Figura 2.2.

Figura 2.2 – Resultado total de artigos encontrados por bases de dados



Fonte: Autoria própria.

Verificou-se que as bases de dados ScienceDirect e Springer Link se mostraram mais adequadas para pesquisas na área de corredores ecológicos, tendo apresentado 90,5% do total de artigos encontrados e apresentados na Figura 2.2.

Do total de artigos foram encontrados em duplicidade seis artigos nas bases da Scopus e ScienceDirect, seis artigos nas bases da Scopus e Springer Link, e um artigo na Scopus, ScienceDirect e Web of Science, restando no total 290 artigos, equivalente à 95,4% do total encontrado.

Na etapa seguinte, após analisados os títulos dos artigos, restaram 156 artigos, ou seja 53,8% dos artigos presentes na etapa anterior, no entanto, quando o

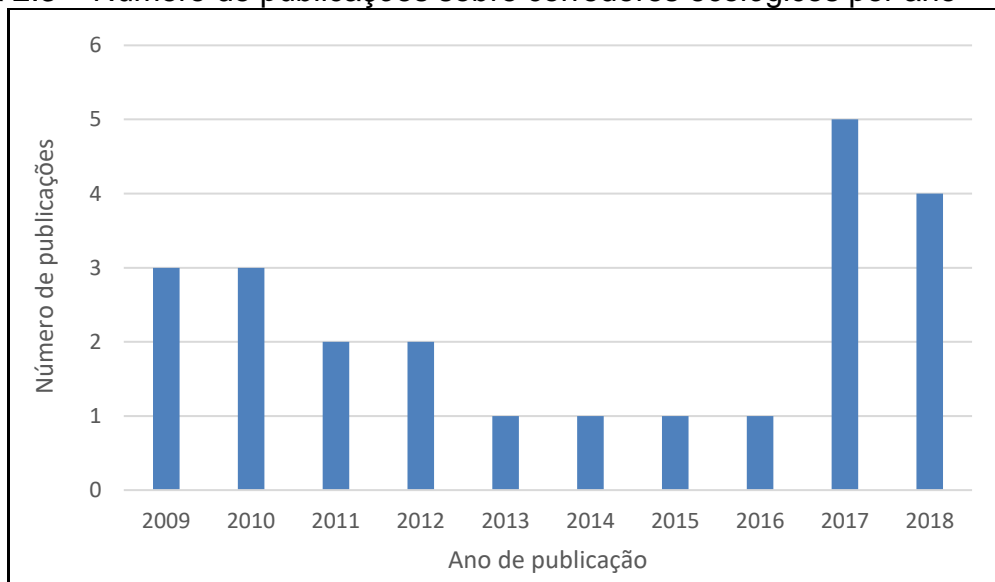
título não possibilitava inferir sobre o escopo do conteúdo do artigo, este era mantido para análise na próxima etapa.

Após a análise dos resumos dos trabalhos para a exclusão dos que não se enquadraram nos escopos da revisão, sobraram 58 artigos, o que corresponde à 37,2% do total da etapa anterior.

E para finalizar, após a leitura na íntegra dos 58 artigos verificou-se que apenas 24 artigos estavam dentro do escopo da revisão sistemática, possibilitando uma visão completa do estado da arte das aplicações de SIG e quais as metodologias e as ferramentas vêm sendo mais utilizadas para elaborações de corredores ecológicos, em qual ou quais países a proposta foi planejada, as espécies alvo para conservação e o ano das publicações.

Analisando o ano de publicação, verificou-se um aumento no número de publicações nos dois últimos anos estudados (2017 e 2018), conforme verificado na Figura 2.3.

Figura 2.3 – Número de publicações sobre corredores ecológicos por ano



Fonte: Autoria própria.

É possível observar também, que do total de artigos analisados para os anos de 2009 a 2018, 37,5% das publicações são correspondentes aos dois últimos anos estudados, o que pode dar indícios de que vem crescendo as pesquisas sobre corredores ecológicos, o que também pode estar relacionado ao avanço das tecnologias e dos SIGs.

2.3.2 Análise dos resultados

Dos 24 artigos analisados na revisão bibliométrica sistemática realizada para o período de 2009 a 2018, verificou-se que o Sistema de Informação Geográfica (SIG) mais utilizado foi o ArcGIS, correspondendo à 66,7% dos estudos conforme verificado na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 – Resultados da revisão bibliométrica sistemática de 2009 a 2018

SIG	Espécie alvo	País	Autoria
ArcGIS	Não mencionado	Itália	Cannas et al. (2018)
Não mencionado	Não mencionado	Polônia	Cegielska et al. (2017)
Não mencionado	<i>Lullula arborea</i>	França	Duflot et al. (2018)
QGIS	Não mencionado	Itália	Fenu e Pau (2018)
ILWIS e IDRISI	Não mencionado	Itália	Ferretti e Pomarico (2013)
ArcGIS	Não mencionado	China	Guo e Liu (2017)
ArcGIS	Mamíferos grandes e médios tais como: <i>Capreolus capreolus</i> , <i>Sus scrofa</i> e <i>Cervus elaphus</i> e carnívoros médios tais como: <i>Martes martes</i> , <i>Felis silvestris</i> , <i>Genetta genetta</i> , <i>Meles meles</i> e <i>Martes foina</i>	Espanha	Gurrutxaga, Lozano e Del Barrio (2010)
ArcGIS	Não mencionado	Turquia	Hepcan e Özkan (2011)
ArcGIS	<i>Hyaena hyaena</i> , <i>Lynx lynx</i> , <i>Caracal caracal</i> e <i>Felis chaus</i>	Turquia	Hepcan et al. (2009)
ArcGIS	<i>Canis lupus</i> e <i>Lynx lynx</i>	Polônia	Huck et al. (2010)
ArcGIS	Não mencionado	China	Liu et al. (2014)
ArcGIS	<i>Elephas maximus</i>	China	Liu et al. (2017)
ArcGIS	<i>Capreolus capreolus</i>	Espanha	Loro et al. (2015)
ArcGIS	<i>Passer montanus</i> e <i>Pycnonotus goiavier</i>	Filipinas, Indonésia e Malásia	Nor et al. (2017)
QGIS	Grupos de espécies, tais como: anfíbios, répteis, serpentes, insetos e micromamíferos.	Itália	Pierik et al. (2016)
Não mencionado	Não mencionado	Espanha	Pino e Marull (2012)
ArcGIS	Não mencionado	Índia	Roy et al. (2010)
ArcGIS	Não mencionado	Brasil	Santos et al. (2018)
ArcGIS	Pássaros e pequenos mamíferos	China	Teng et al. (2011)
ArcGIS	Não mencionado	China	Wei et al. (2009)
ENVI e ArcGIS	Não mencionado	China	Yu et al. (2017)
ArcGIS	Não mencionado	China	Yue et al. (2009)
Não mencionado	Não mencionado	China	Zhang et al. (2017)

SIG	Espécie alvo	País	Autoria
Não mencionado	<i>Bison bonasus</i>	Áustria, Eslováquia, República Tcheca, Hungria, Polônia, Ucrânia, Romênia e Sérvia	Ziółkowska et al. (2012)

Fonte: Autoria própria.

Ainda, conforme verificado na Tabela 2.1, também foram utilizados em dois estudos o QGIS, um software livre com código-fonte aberto, além de serem utilizados também em apenas um estudo o ENVI, ILWIS e IDRISI.

Além disso, 20,8% dos estudos apenas mencionam que foram utilizados um SIG, no entanto, não informam qual o software utilizado, o que dificulta a reprodutibilidade dos métodos propostos.

Em relação às espécies alvo relatadas nos artigos, os estudos mencionam espécies com risco de extinção devido à sua vulnerabilidade ou espécies guarda-chuva que podem beneficiar outras espécies conforme Branton e Richardson (2010). Também é enfatizada a importância das aves, uma vez que podem ser utilizadas como indicadores de abundância de biodiversidade e agem como importantes dispersores de sementes (MONTIS et al., 2016).

No entanto, muitos artigos não mencionam a espécie alvo, isso se deve à incerteza da espécie que estará apta à sua utilização, visto que são necessários mais estudos *in loco* para que se possa estabelecer um corredor ecológico que possibilite a mobilidade do maior número de espécies.

Ainda, dos artigos analisados foi observado uma maior predominância de estudos na União Europeia e China, conforme apresentado na Figura 2.4.

os aspectos ambientais, utilizando SIG e algoritmos para análise espacial, buscando identificar potenciais áreas que sirvam de habitat para as espécies alvo e que possam ser mais facilmente conectadas, considerando-se o uso do solo ao entorno.

Porém, para que os esforços adotados tenham eficácia na redução da fragmentação dos ambientes na união europeia, as medidas devem ser transfronteiriças e realizadas em conjunto com os países que circundam a área. Neste sentido, Leibenath et al. (2010) verificaram a cooperação transfronteiriça para formação de conexões de habitats nas fronteiras dos países pertencentes à União Europeia por meio de uma revisão bibliográfica e entrevistas.

Ainda, Ziólkowska et al. (2012) apresentaram medidas de conexão de habitats, utilizando a combinação da análise de menor custo, teoria dos grafos e modelagem de adequação de habitats com o software Conefor Sensinode 2.2 para o Bisonte-europeu (*Bison bonasus*), ao longo da maior cadeia de montanhas da Europa, os Cárpatos, que em sua extensão ocupam a Áustria, Eslováquia, República Checa, Hungria, Polônia, Ucrânia, Romênia e Sérvia, sendo o local de maior predominância dos Bisontes-europeus.

Neste cenário, também se destaca a China que apresentou 8 estudos, o que se deve ao constante e crescente processo de expansão urbana, à exploração irracional dos recursos naturais e ao crescimento econômico no país, então há necessidade em se desenvolver estudos que possibilitem o planejamento urbano e a conservação das espécies, a fim de minimizar a atual crise de biodiversidade (DAI et al., 2011; FOLEY et al., 2005; HONG et al., 2017).

E segundo Hong et al. (2017), o controle do uso do solo na China, refere-se principalmente a terrenos agrícolas e terrenos para construção, no entanto, a partir de 2015 o governo chinês vem propondo um maior controle ambiental.

2.3.3 Modelos mais utilizados

Nos artigos analisados neste estudo, verificou-se uma tendência no uso da modelagem do caminho de menor custo (CMC), do inglês *least-cost path* (LCP), visto que 75% dos estudos analisados utilizam o modelo.

Segundo Guo e Liu (2017), embora não exista um acordo sobre o melhor método na proposição de corredores ecológicos, o modelo de CMC é o mais popular, assim como observado neste estudo, podendo até mesmo ser considerado o modelo mais eficaz na proposição de corredores ecológicos, segundo Teng et al. (2011).

O modelo de caminho de menor custo (CMC) está disponível como uma ferramenta em sistemas SIG, e se apresenta bastante flexível para calcular o custo cumulativo mínimo em cada ponto nas proximidades baseado na distância euclidiana (m), sendo assim a principal informação para a aplicação do modelo em SIG, é um plano de informação com os custos da superfície para o deslocamento entre os fragmentos de habitat com base em informações geográficas (ADRIAENSEN et al., 2003; GUO; LIU, 2017).

Dentre os parâmetros utilizados nos planos de informações para a elaboração de mapas de custos de superfície, destaca-se a utilização do uso do solo, topografia, atividades humanas, hidrografia, distância de rodovias, dentre outros (HEPCAN; ÖZKAN, 2010; LORO et al., 2015).

Neste sentido, alguns autores elaboraram um índice com os planos de informações, tais como Pino e Marull (2012), que desenvolveram um índice de conectividade ecológica em ambiente SIG para criação de um mapa de distância de custo, considerando a afinidade ecológica e os efeitos de barreiras das áreas urbanas e de infraestrutura, para propor um zoneamento para conservação e formação de uma rede ecológica na Região Metropolitana de Barcelona.

Enquanto Dufлот et al. (2018) aplicaram o algoritmo MaxEnt como modelo de conexão de habitats da cotovia-arbórea (*Lullula arborea*) na França, utilizando os dados de entrada de uso e ocupação do solo e densidade urbana e posteriormente transformando os dados em um mapa de resistência ao movimento com SIG, sendo aplicado o algoritmo para identificação da distância de menor custo para conexão dos fragmentos de habitats da espécie.

No entanto, a fim de ponderar os valores dos planos de informações utilizados, são relatados o uso do Processo Hierárquico Analítico (PHA) ou do inglês *Analytic Hierarchy Process* (AHP) proposto por Saaty (2004).

Loro et al. (2016) realizaram uma análise de resistência à dispersão de corços (*Capreolus capreolus*) na Espanha, utilizando a análise de menor custo para os planos de informações utilizados e ponderando os custos por meio do Processo

Hierárquico Analítico (PHA) e lógica *fuzzy*, que podem ser utilizados no subsídio à proposição de corredores.

O método do PHA pode ainda ser realizado com auxílio do software de tomada de decisão Super Decisions, assim como aplicado no estudo realizado na região do Piemonte por Ferretti e Pomarico (2013), que utilizam a análise multicritério espacial para ponderação dos pesos na realização de mapas temáticos e a construção dos bancos de dados contendo informações das distâncias de áreas protegidas, parques, zonas úmidas, corpos de água, áreas urbanas, rodovias, distribuição da fauna, qualidade da água, elevação do terreno e densidade populacional, sendo utilizado o software ILWIS 3.3 e IDRISI 3.2 para identificação de potenciais corredores ecológicos com base na distância de menor custo.

Liu et al. (2014), Zhang et al. (2017) e Ziółkowska et al. (2012) utilizaram em seus estudos o software Conefor disponível gratuitamente, e que segundo Saura e Torné (2009), quantifica a importância de manchas de habitats para manter ou melhorar a conectividade baseado na teoria dos grafos.

No entanto, se tratando da utilização de softwares gratuitos, Pierik et al. (2016) elaboraram uma ferramenta utilizando softwares gratuitos, com a aplicação do sistema de inferência *fuzzy* com o modelo de Sugeno. Para isso, foi realizada uma base de dados com informações dos pontos de interesse e uso do solo no QGIS 2.2.0, posteriormente a permeabilidade e o índice de agregação foram obtidos utilizando o FRAGSTATS 4.2. A aplicação do método de inferência *fuzzy* foi realizada no R 3.1.0., para então os dados serem analisados no Circuitscape 4.0.5 e elaborado um mapa de conectividade. Ainda segundo os autores, a ferramenta proposta foi capaz de identificar conexões ecológicas e destacar áreas prioritárias para conservação.

No entanto, Guo e Liu (2017), Hepcan e Özkan (2011) e Nor et al. (2017), relatam a utilização do ERDAS para o processamento digital de imagens, auxiliando na obtenção dos resultados do Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (IVDN) ou do inglês *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI).

2.3.4 Discussões para adaptações futuras

Observou-se que, dos estudos avaliados, poucos apresentam uma solução prática aplicada aos tomadores de decisão, a fim de auxiliar em políticas públicas e realizar a implantação do corredor ecológico sem margem para a subjetividade na tomada de decisão, visto que as propostas apresentam diversas opções de corredores ecológicos para conectar um único fragmento, o que do ponto de vista prático em cidades onde há uma grande densidade demográfica inviabiliza sua efetivação.

Neste sentido, há uma necessidade em verificar a sustentabilidade do ponto de vista econômico, social e ambiental ao realizar uma proposta de corredor ecológico, visto que, os estudos que consideram apenas os aspectos ambientais, dificilmente irão deixar o papel para se tornar de fato implantado.

Outro aspecto observado é em relação à largura definida para os corredores ecológicos propostos nos estudos, que é muito variável, visto que não há uma definição ou consenso da largura ideal, e ainda, segundo Guo e Liu (2017) a largura depende da situação requerida.

No Brasil a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 9 de 1996, define a largura mínima para os CE na Mata Atlântica, bem como as necessidades fisiológicas mínimas da fauna que poderá utilizar o mesmo, ficando definido a largura mínima fixada em 10% do comprimento total do corredor ecológico, sendo que não poderá ser inferior a 100m de largura e, quando em faixas marginais, a largura mínima estabelecida se fará em ambas as margens do rio (CONAMA, 1996, SANTOS et al., 2018).

Outro ponto a ser considerado, é que os CE embora sejam projetados para restaurar a conectividade e reduzir os impactos da fragmentação da paisagem, ainda são raramente testados *in loco*, por isso, sugere-se uma melhor avaliação de sua eficácia conforme relatado por Liu et al. (2017).

As observações apresentadas se devem à falta de estudos relacionados aos corredores ecológicos, uma vez que nesta revisão foram encontrados apenas 24 artigos entre os anos de 2009 a 2018.

2.4 CONCLUSÃO

Dentre os artigos analisados, verificou-se que o Sistema de Informação Geográfica (SIG) mais utilizado na proposição de corredores ecológicos foi o ArcGIS, correspondendo a 66,7% dos estudos. No entanto, alguns autores apresentam também opções utilizando softwares gratuitos.

O modelo que teve a maior aplicação foi o caminho de menor custo, utilizando uma grande variedade de planos de informações, tais como uso do solo, topografia, atividades humanas, hidrografia, distância de rodovias, dentre outros.

As espécies alvo relatadas nos artigos com propostas de CE, mencionam espécies com risco de extinção devido à sua vulnerabilidade ou espécies guarda-chuvas, no entanto, muitos artigos não mencionam a espécie alvo.

O país que apresentou o maior número de estudo na área foi a China, o que se deve ao seu processo de expansão urbana e necessidade de planejamento urbano para a conservação das espécies. Neste cenário, também se destaca a União Europeia, explicado pelo Programa Natura 2000 que vem exigindo que os estados membros criem medidas de conservação de habitats e espécies vulneráveis em diversos biomas.

Foi verificado que ainda há uma carência de estudos sobre a temática, e alguns estudos não apresentam todos os elementos necessários para a implantação de um corredor, tais como a sua largura e uma definição clara do melhor caminho para que este seja implantado.

Portanto, sugere-se aos trabalhos futuros que apresentem uma solução prática aplicada aos tomadores de decisão, a fim de auxiliar em políticas públicas e realizar a implantação do corredor ecológico sem margem para a subjetividade ou erro de interpretação na tomada de decisão, visto que muitos dos gestores não possuem conhecimento técnico na área.

3 ÁREAS VERDES PROTEGIDAS LEGALMENTE E APTAS PARA INTERLIGAREM DUAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

RESUMO

Os instrumentos legais previstos na legislação brasileira são essenciais para a preservação ambiental. Portanto, propõem-se a identificação das áreas protegidas de acordo com a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) para a interligação da Floresta Nacional de Ipanema ao Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade, com auxílio do software ArcGIS 10.6, para comparação dos resultados de uso e ocupação do solo de 2008, antes da alteração do Código Florestal pela LPVN em 2019, a fim de identificar as áreas em que foram concedidas anistias e estabelecidas as Áreas de Preservação Permanente (APP). Para estabelecimento das áreas em imóveis rurais protegidas legalmente foram utilizados os dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR), sendo subtraídas as áreas consolidadas preexistentes a 2008 localizadas nos limites das APPs. Foram verificados que não houve áreas com anistia a serem consideradas dentro das APPs. Observou-se um aumento na expansão urbana de 12 km² e uma redução da área de pastagem nos anos estudados. Verificou-se ainda que do total da área de estudo de 406 km², desconsiderando as áreas das Unidades de Conservação somente 47,95 km² estão protegidos legalmente. Verifica-se ainda que 57,04% das áreas protegidas devem ser recuperadas por estarem em desacordo com a Lei.

Palavras-chave: Fragmentação. Análise Espacial. Legislação Ambiental. Áreas de Preservação Permanente.

3.1 INTRODUÇÃO

Em decorrência da expansão urbana desordenada e das ações antrópicas, vem se agravando a situação de ocupação indevida em áreas legalmente protegidas, aumentando o impacto sobre os recursos naturais e a biodiversidade (CARVALHO et al., 2016; OLIVEIRA; BORGES; ACERBI JÚNIOR, 2018).

Segundo Nilsson e Berggren (2000), as vegetações ripárias são ecossistemas muito diversificados e dinâmicos, e que vem sendo amplamente impactados pelas atividades antrópicas devido ao aumento da demanda hídrica. No entanto, apesar do consenso da importância da conservação destas áreas, são necessárias medidas que visem a proteção da qualidade e disponibilidade da água, assim como a

proteção da fauna aquática para garantia das necessidades atuais e a longo prazo (GARRASTAZÚ et al., 2015; MELLO et al., 2020).

Neste sentido, visando a conservação destas áreas, no Brasil foram estabelecidos instrumentos legais que restringem as atividades em ambientes vulneráveis, previstos no Código Florestal (CF) apresentado na Lei Federal nº 4.771 de 1965, que cria espaços denominados Áreas de Preservação Permanente (APP), definidos como áreas naturais intocáveis, e áreas de Reserva Legal (RL), que após a averbação podem ser utilizados apenas com manejo sustentável (BRASIL, 1965; BORGES; REZENDE, 2011).

No entanto, o Código Florestal foi revogado pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa, prevista na Lei Federal nº 12.651 de 2012 e alterado pela Lei nº 12.727 de 2012, que gerou grandes polêmicas no país, pois apresentou revisões controversas de redução das zonas de proteção exigidas (BRASIL, 2012b; 2012c; GARRASTAZÚ et al., 2015; CASTRO; MAY; GARCIAS, 2018). Ainda, segundo Silva et al. (2021) a revogação do Código Florestal vem trazendo uma preocupação mundial devido à perda de área de floresta na Amazônia brasileira, que vem sofrendo forte impacto decorrente do desmatamento e da ocorrência de incêndios que se intensificaram após o período de 2012, em que entrou em vigor a Lei de Proteção da Vegetação Nativa.

Observa-se ainda, que há uma ocupação indevida em Áreas de Preservação Permanente no Brasil, como apresentado por Oliveira, Borges e Acerbi Júnior (2018), que verificaram uma ocupação de 49,63% das áreas de preservação permanente com pastagens em Rio Grande (MG). Enquanto, Pinto et al. (2005) verificaram que para a bacia hidrográfica do Ribeirão de Santa Cruz houve o uso conflitante de 58% das áreas de APP em Lavras (MG). Santos (2018) utilizou em sua pesquisa a base de dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR) para analisar os conflitos nas áreas de APPs de nascentes no município de Anápolis (GO), que apresentou 25,3% de pastagem e 20,7% de agricultura, evidenciando o não cumprimento da legislação ambiental.

Portanto, são necessários estudos que apresentem ferramentas para a conservação ambiental e fortalecimento da fiscalização e monitoramento das áreas protegidas, visando o desenvolvimento contínuo de metodologias e banco de dados necessários para fazer cumprir as leis ambientais. Neste sentido, a utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) fornece uma alternativa para priorização

de áreas para proteção por meio de uma avaliação no contexto espacial, podendo ser utilizado como ferramenta para tomada de decisão da gestão pública, reduzindo a subjetividade na tomada de decisão (LOURENÇO et al., 2015; SANTIAGO; CAVIGLIA-HARRIS; REZENDE, 2018; SALES et al., 2019).

Entretanto, faltam estudos que integrem as bases do CAR para interligação de fragmentos florestais e para manutenção da funcionalidade das áreas verdes, no que tange a manutenção dos serviços ecossistêmicos. Corroborando com essa afirmação é possível identificar estudos utilizando o CAR para outros fins, como o de Silva et al. (2021) que utilizaram o banco de dados do CAR para identificação das áreas de vegetação preservada e nascentes em uma região de agricultura familiar e não familiar, nas Chapadas e Grotas do Alto do Jequitinhonha (MG), ou de Roitman et al. (2018) que utilizaram o CAR em estudo realizado no estado do Mato Grosso e discutem a possibilidade de sua utilização em estudos de uso do solo, ambientais, econômicos e territoriais. Enquanto Rasmussen et al. (2016) conduziram um estudo em 11 municípios nos estados da Bahia e Piauí a fim de identificar se o CAR pode incentivar pequenos proprietários rurais a desmatar suas áreas de vegetação nativa.

Neste sentido, o presente estudo tem por objetivo identificar áreas protegidas legalmente entre as duas Unidades de Conservação (UC) localizadas na Região Metropolitana de Sorocaba (RMS) que possam ser utilizadas para interligação das UCs, utilizando a base de dados do CAR para estabelecer as áreas protegidas legalmente reais, considerando as legislações vigentes.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

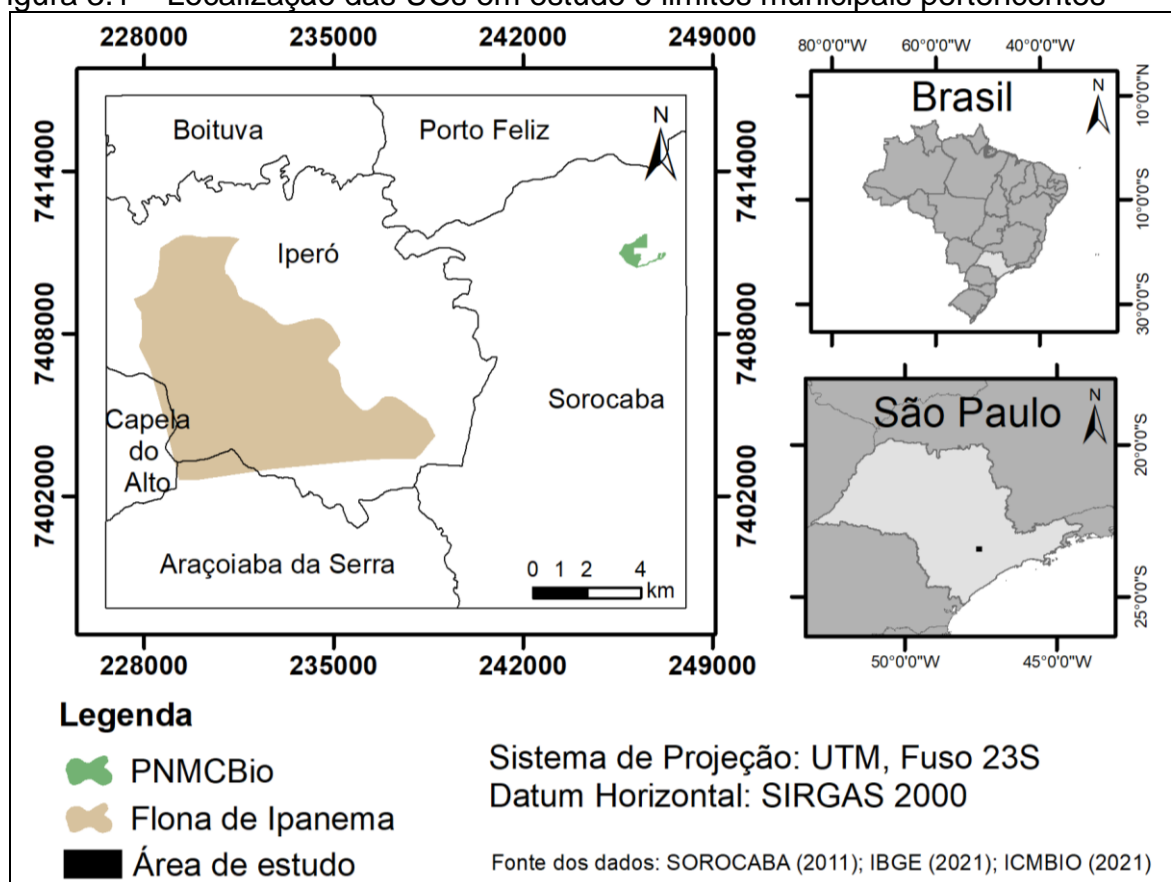
3.2.1 Área de estudo

Para estabelecer a área de estudo (Figura 3.1), foi realizado um recorte a partir das extremidades das Unidades de Conservação em estudo, sendo no Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (PNMCBio) os limites estabelecidos para 1 km ao Leste e 5 km ao Norte, e para a Floresta Nacional de Ipanema (Flona de Ipanema) de 1 km ao Oeste e 5 km ao Sul. Os limites foram estabelecidos

considerando que o melhor caminho para a locomoção entre as duas UCs é a distância euclidiana, totalizando um recorte da área de estudo de 406 km².

Desta forma, a área de estudo contempla os municípios de Araçoiaba da Serra, Boituva, Capela do Alto, Iperó, Porto Feliz e Sorocaba, onde residem aproximadamente 870 mil habitantes, sendo destes, 687 mil residentes no município de Sorocaba, considerada a 32^a cidade mais populosa do Brasil e 9^a do estado de São Paulo (IBGE, 2020).

Figura 3.1 – Localização das UCs em estudo e limites municipais pertencentes



Fonte: Elaboração própria.

A Floresta Nacional de Ipanema (Flona de Ipanema) é uma UC de uso sustentável de acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), foi criada em 20 de maio de 1992 pelo Decreto nº 530, visando a conservação de um dos maiores fragmentos de Mata Atlântica do interior do estado de São Paulo, com uma área de 53,90 km² (BRASIL, 1992; ICMBIO, 2017; SALES et al., 2016).

O Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (PNMCBio), é uma UC de proteção integral de acordo com o SNUC, criado pelo Decreto Municipal nº 19.424, de 17 de agosto de 2011, que recebeu ampliação estabelecida pelo Decreto Municipal nº 25.912 de 25 de setembro de 2020, totalizando uma área total de 0,72 km². Sua criação foi motivada pela necessidade de proteção integral da fauna e flora típica da região. No entanto, um dos tantos desafios desta UC municipal é a consolidação dos corredores de biodiversidade, visto a necessidade de ampliação do parque que apresenta importante contribuição na região de Sorocaba e que sofre forte pressão devido à expansão econômica (COELHO; CARDOSO-LEITE; CASTELLO, 2016; MOTA JÚNIOR et al., 2015; SOROCABA, 2011; 2020).

A área no qual se encontram as UCs apresentadas, está inserida na transição entre biomas do Cerrado e Mata Atlântica e possui vegetação primária caracterizada por Floresta Ombrófila Densa, associada a uma formação de Savana (COELHO; CARDOSO-LEITE; CASTELLO, 2016; ICMBIO, 2017; SALLES et al., 2008).

O clima na região, segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, é do tipo Cfa, com precipitação média anual de 1.400 mm e temperatura média anual de 20 °C (LOURENÇO; SILVA; SALES, 2014; SIMONETTI et al., 2018)

Ainda, segundo Lourenço, Silva e Sales (2014), a região está situada na borda da Depressão Periférica Paulista, entre as bacias sedimentares do Paraná e as rochas do Embasamento Cristalino. Sendo que segundo o ICMBio (2017), uma das características mais marcante da Flona de Ipanema é o Morro de Araçoiaba, cujo Domo apresenta 975 m devido uma anomalia geológica formada a 130 milhões de anos.

3.2.2 Procedimento metodológico: Elaboração dos mapas temáticos

As definições de APP são recentes, pois embora tenham sido previstas no Código Florestal, sua definição foi apresentada apenas na Medida Provisória nº 2.166-67 de 2001 (BRASIL, 1965; 2001), que foram revogados pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) que ficou conhecida popularmente como “Novo Código Florestal” (BRASIL, 2012b).

Segundo Brancalion et al. (2016) e Castro, May e Garcias (2018), a LPVN apresentou retrocessos e avanços ambientais, visto que a faixa de proteção para efeitos do Código Florestal era considerada a partir do nível mais alto (atingido durante períodos chuvosos e de cheia do curso d'água), no entanto, na LPVN essa medição passou a ser realizada a partir da borda do leito regular e desconsiderando a variação sazonal.

As APPs em zonas rurais e urbanas ficam definidas na LPVN como faixas mínimas de cobertura de mata ciliar, em cursos d'água perenes e intermitentes da borda da calha do leito regular, excluindo-se os cursos d'água efêmeros. Na Tabela 3.1 são apresentadas as larguras definidas no Código Florestal de 1965 após a revisão proposta na Lei de nº 7.803 de 1989 (BRASIL, 1989) e as faixas definidas após a revogação pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (BRASIL, 2012b).

Tabela 3.1 – Largura da faixa de vegetação da APP definida pelo CF e pela LPVN

Legislação	Referência de medição	Largura do curso d'água (m)					
		< 10	10 a 50	50 a 200	200 a 600	> 600	
Largura da faixa de vegetação da APP (m)	Código Florestal	Largura da planície de inundação	30	50	100	200	500
	LPVN	Borda da calha do leito regular	30	50	100	500	

Fonte: Adaptado de BRASIL (1989, 2012b).

Neste sentido, conforme apresentado na Tabela 3.1, observa-se que a largura da faixa de vegetação da APP em relação a largura do curso d'água não apresentou diferença significativa, no entanto, segundo Tambosi et al. (2015) a alteração em relação à referência de medição apresentou uma grande redução da proteção das áreas de várzea, principalmente em corpos d'água com grandes planícies de inundação, como é frequentemente observado nos rios do Pantanal e na Amazônia.

Para a elaboração do plano de informação das áreas de preservação permanente, referente aos corpos hídricos, foi utilizada a base hidrográfica do estado de São Paulo, elaborada pelo Instituto Geográfico e Cartográfico de São Paulo (IGC-SP, 2021), em escala de 1:50.000 (folhas: SF-23Y-C-I-4, SF-23Y-C-II-3,

SF-23Y-C-IV-2, SF-23Y-C-V-1) e retificada na Universidade Estadual Paulista (Unesp), no Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba (ICTS), por meio do software ArcGIS 10.6.

Para a representação dos cursos d'água com largura entre 10 m e 50 m, foram retificadas as imagens do satélite Maxar (Vivid), com resolução de 1,20 m, disponibilizadas pela *Environmental Systems Research Institute* (ESRI) e reamostrado para 30 m, para representação da APP real de 50 m em ambas as margens, não sendo encontrados rios com mais de 50 m de largura na área de estudo; para os demais cursos d'água com largura inferior à 10 m foram consideradas APPs de 30 m em ambas as margens, conforme apresentado na Tabela 3.1 (BRASIL, 2012b).

Além disso, no tocante aos recursos hídricos também são consideradas áreas de proteção no entorno dos lagos e lagoas naturais, de acordo com o previsto pela LPVN, sendo considerado uma faixa de 30 m para lagos localizados em áreas urbanas; e para áreas rurais 100 m em corpos d'água superiores a 20 ha; e 50 m para corpos d'água inferiores a 20 ha (BRASIL, 2012b).

Ainda de acordo com a LPVN para lagos inseridos em áreas rurais cadastradas no Cadastro Ambiental Rural (CAR), são consideradas faixas de proteção de 5 m para imóveis rurais com área de até um módulo fiscal; 8 m para imóveis rurais de um até dois módulos fiscais; e 15 m para imóveis rurais de dois até quatro módulos fiscais e 30 m para imóveis rurais superiores a 4 módulos fiscais.

Sendo que segundo o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) para os municípios de Araçoiaba da Serra, Iperó, Porto Feliz e Sorocaba um módulo fiscal equivale a 12 ha, enquanto, para os municípios de Capela do Alto e Boituva um módulo fiscal equivale a 18 ha (INCRA, 2013).

Para as nascentes e olhos d'água perenes, foram consideradas as áreas de proteção no entorno, considerado um raio de 50 m conforme prevê a LPVN (BRASIL, 2012b).

Também para efeitos da LPVN, são consideradas APP as áreas de encostas com declividade superior a 45°, e as áreas de topo de morro, com altura mínima de 100 m e inclinação média maior que 25° (BRASIL, 2012b). Ainda segundo Brancalion et al. (2016) essas áreas são vulneráveis a distúrbios e, portanto, a sua proteção legal desempenha a função de estabilização geológica.

Para a elaboração dos planos de informações referentes as áreas de encosta e topos de morro, foram adaptados os modelos metodológicos propostos por Oliveira e Fernandes Filho (2016), utilizando-se as imagens do Satélite ALOS sensor PALSAR (órbita 62 e ponto 6710) com resolução espacial de 12,5 m disponibilizado pela *Alaska Satellite Facility* (ASF) e posteriormente reamostrado para 30 m.

Outro ponto muito questionado em relação à constitucionalidade das alterações da LPVN, segundo Brancalion et al. (2016) foi a concessão de anistia de multas aplicadas por violações à Lei anterior e a permissão de manter as atividades agropecuárias e infraestruturas em áreas protegidas, eximindo a necessidade de recuperação da vegetação.

Mas dentre os principais avanços que tivemos na LPVN, podemos destacar o CAR, um sistema auto declaratório de propriedades rurais que permite ao poder público produzir um levantamento da situação das propriedades rurais, em relação ao atendimento à legislação, auxiliando no monitoramento e fiscalização, o que até então no Código Florestal só era possível mediante denúncias (BRANCALION et al., 2016).

Sendo assim, os imóveis que estão em desacordo com a Lei, por não possuírem o mínimo necessário de vegetação nativa em APPs e RL, podem optar por aderir ao Programa de Regularização Ambiental (PRA) regulamentado pelo Decreto nº 8.235 de 2014, comprometendo-se com a recuperação ou compensação do déficit de vegetação no prazo máximo de 20 anos, por meio da adesão ao Programa Mais Ambiente Brasil, que forneceu anistia de multas e consolidou as atividades agrosilvipastoris e demais infraestruturas em APPS. No entanto, a possibilidade de compensação da RL em outras áreas tem deslocado as áreas de recuperação para áreas com menor custo das terras, intensificando a degradação em regiões como o Sudeste brasileiro que abriga a Mata Atlântica, bioma que apresenta apenas de 11 a 16% de sua cobertura florestal original (BRANCALION et al., 2016; BRASIL, 2014; RIBEIRO et al., 2009; ZAKIA; PINTO, 2013).

Neste sentido, Soares-Filho et al. (2014) informam que a anistia beneficiou cerca de 90% das propriedades rurais brasileiras, apresentando grande desigualdade no que tange a proteção dos diferentes biomas brasileiros, sendo os biomas mais prejudicados o da Amazônia, Mata Atlântica e o Cerrado.

No entanto, as mudanças realizadas na LPVN possibilitam ainda a sobreposição de imagens de satélite de coberturas vegetais informadas no CAR,

para a aferição por Sistema de Informação Geográfica (SIG), verificando o atendimento ao compromisso firmado no PRA (BRANCALION et al., 2016).

Portanto, tendo em vista a anistia oferecida a alguns imóveis rurais, neste estudo foi realizada a comparação dos resultados de uso e ocupação do solo de 2008, antes da alteração do CF pela LPVN e 2019 após a alteração, sendo utilizado a base de dados de uso e ocupação do solo do MapBiomias (2021) elaboradas a partir de um mosaico representativo de um ano das imagens do satélite Landsat 8, com resolução de 30 m, posteriormente, foram vetorizadas as imagens para elaboração dos planos de informações de lagos e rios de mais de 10 m de largura, utilizando a base hidrográfica do estado de São Paulo do IGC-SP (2021).

As classes do mapa de uso do solo e cobertura vegetal da área de estudo foram divididas em agricultura, floresta plantada, formação florestal, infraestrutura urbana, pastagem, rios e lagos. Sendo que a classe mosaico de agricultura e pastagem classificada pelo MapBiomias (2021), foi unificada ao plano de informação de pastagem, por se tratar do pior cenário para a interligação das UCs.

Para a elaboração final do plano de informação, foram consideradas as informações obtidas pelo CAR, instituído pela LPVN e regulamentado pelo Decreto 7.830 de 2012, pois o CAR é um registro obrigatório aos imóveis rurais e integra uma autodeclaração referente à situação da APP e RL das propriedades rurais do Brasil, que visa a formação de corredores ecológicos e a conservação dos recursos naturais (BRASIL, 2012a; MMA, 2020).

Desta forma, foram consideradas todas as áreas de proteção permanente geradas manualmente para os rios, lagos, nascentes, declividade e topos de morro, de acordo com o previsto na legislação, e utilizado operação algébrica de mapas para unificar os planos de informações das áreas de proteção permanente e áreas de reserva legal dos imóveis rurais cadastrados no CAR.

No entanto, foram ainda subtraídas as áreas consolidadas localizadas nos limites das APPs geradas, por se tratar de uma área do imóvel rural com ocupação antrópica preexistente a 22 de julho de 2008, ficando permitida edificações, benfeitorias ou atividades agrossilvipastoris.

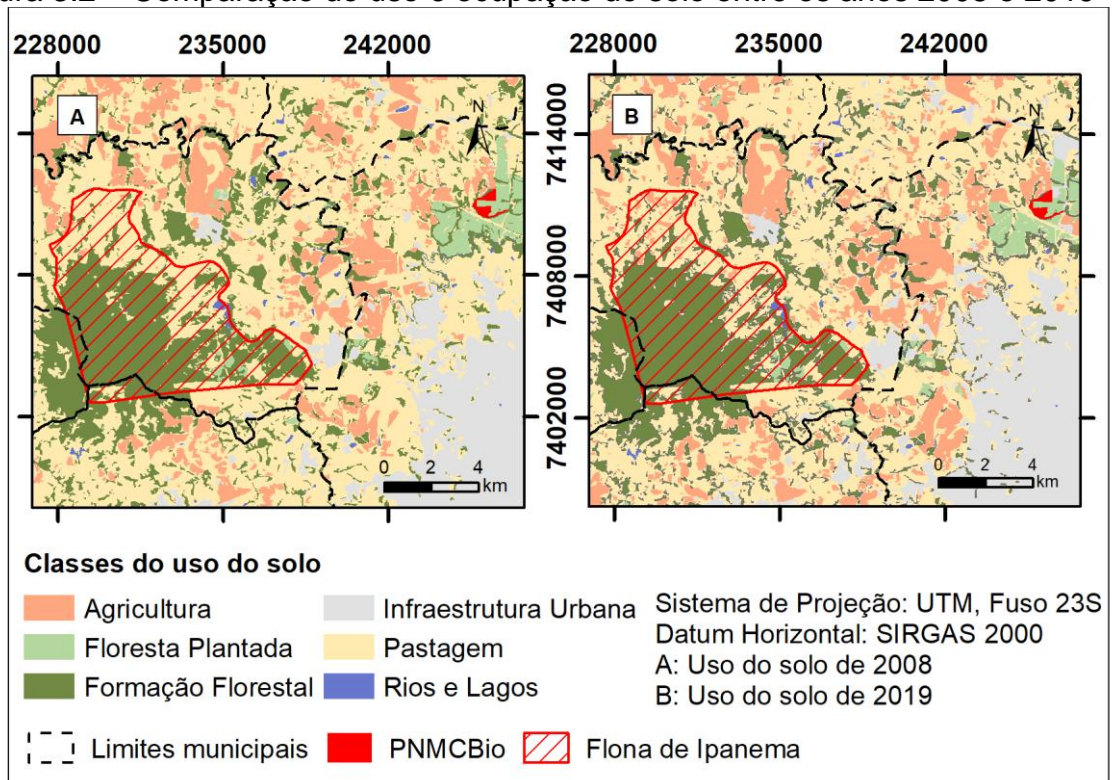
Também foram subtraídas as áreas da Floresta Nacional de Ipanema e Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade, pois são consideradas UCs pelo SNUC, previsto na Lei 9.985 de 2000 e já estão protegidas legalmente (BRASIL, 2000).

Desta maneira, o mapa final gerado, apresenta as áreas verdes protegidas legalmente e aptas para interligarem a Flona de Ipanema ao PNMCBio, considerando a cobertura vegetal e locais de dessedentação animal, fatores que favorecem a passagem de fauna entre fragmentos florestais (OLIVEIRA et al., 2016).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Conforme verificado para o ano de 2008 (Figura 3.2a), antes da alteração do CF pela LPVN e após a alteração em 2019 (Figura 3.2b), foi verificado que não houve áreas com anistia que possam ser consideradas dentro de áreas protegidas legalmente, considerando a resolução espacial das imagens utilizadas.

Figura 3.2 – Comparação do uso e ocupação do solo entre os anos 2008 e 2019



Fonte: Elaboração própria.

Verificou-se ainda que houve um aumento de 12 km² de ocupação de infraestrutura urbana, o que se deve ao crescimento populacional na área, atrelado ao processo de expansão urbana.

E conforme apresentado na Tabela 3.2, foi possível observar também uma tendência de redução de 16,5 km² de pastagem, o que pode ser entendido pela consolidação de área de infraestrutura urbana, especialmente na zona oeste de Sorocaba, que teve a alteração de zoneamento urbano após a alteração no Plano Diretor de Sorocaba aprovado pela Lei nº 11.022 de 2014 (SOROCABA, 2014).

Essas mudanças no zoneamento ocasionaram ainda a diminuição da zona rural de Sorocaba, município que apresenta a maior densidade populacional na área de estudo. Corrêa et al. (2017) discutem também que a alteração proposta pela Lei nº 11.022 de 2014 permitiu a expansão da zona urbana, o que levou à ações por inconstitucionalidade por abuso de poder e ausência de planejamento técnico, visto que a Lei foi aprovada em menos de um ano de tramitação e não previu debates populares e impactos ambientais decorrentes do novo zoneamento.

Tabela 3.2 – Área ocupada por classes de uso do solo e cobertura vegetal para os anos de 2008 e 2019

Classes de uso do solo e cobertura vegetal	2008		2019	
	Área (km ²)	%	Área (km ²)	%
Agricultura	52,26	12,87%	56,11	13,82%
Formação Florestal	86,90	21,40%	87,33	21,50%
Floresta Plantada	9,04	2,23%	9,10	2,24%
Infraestrutura Urbana	48,63	11,97%	60,64	14,93%
Pastagem	206,54	50,86%	190,07	46,80%
Rios e Lagos	2,76	0,68%	2,85	0,70%

Fonte: Autoria própria.

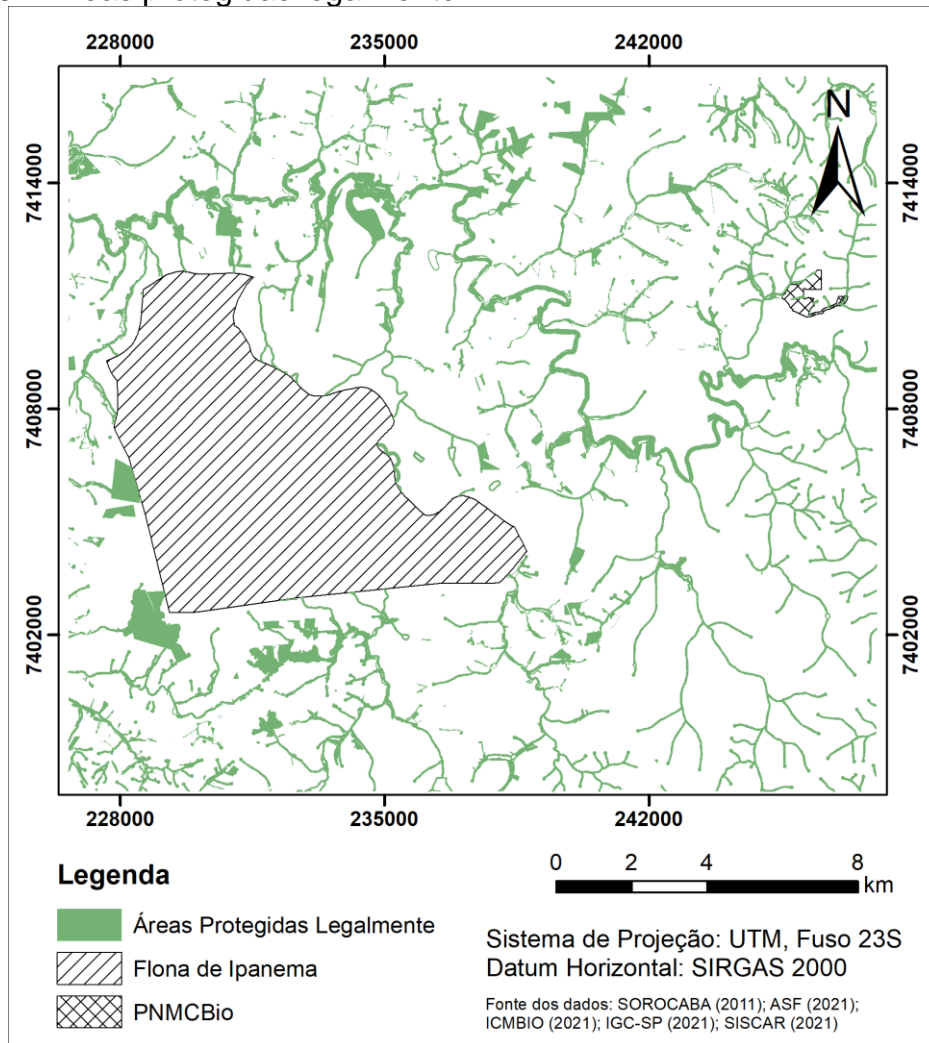
Também foi possível observar na Tabela 3.2, que com exceção das classes de Infraestrutura Urbana e Pastagem, as classes de uso do solo se mantiveram sem grandes alterações, o que reflete também que apesar da pressão exercida pela expansão urbana, as áreas de formação florestal estão sendo mantidas dentro da área. No entanto, existe a necessidade em ampliar as áreas de formação florestal,

visto que ocupam apenas 21,50% da área de estudo. Segundo Silva et al. (2019) é ideal que as áreas urbanas possuam mais de 30% de cobertura vegetal para a garantia de uma qualidade de vida alta aos residentes, enquanto as áreas com 5% a 30% de cobertura vegetal são classificadas como regulares, sendo suficiente para garantir uma qualidade de vida razoável aos residentes.

Portanto, é necessário a implantação de ferramentas de conservação da biodiversidade e da manutenção do fluxo gênico, para a garantia da sobrevivência das espécies, uma vez que com a tendência de consolidação das áreas ocupadas por infraestrutura urbana, vão se tornando mais onerosas as desapropriações para a proposta de ligação dos fragmentos florestais e unidades de conservação da área.

Neste sentido, foi verificado as áreas protegidas legalmente dentro da área de estudo (Figura 3.3), que integram Áreas de Proteção Permanente e a Reserva Legal e que podem servir de passagem para a fauna entre os fragmentos florestais entre as UCs, o que pode promover uma melhor resiliência das espécies da área.

Figura 3.3 – Áreas protegidas legalmente



Fonte: Elaboração própria.

Conforme verificado na Figura 3.3, do total da área de estudo de 406 km², desconsiderando as unidades de conservação, somente 47,95 km² estão protegidas legalmente. Observa-se ainda, que a Flona de Ipanema ocupa uma área de 53,90 km² que apresenta grande representatividade na área, e o PNMCBio ocupando uma área de 0,72 km², portanto, 102,57 km² (25,26%) da área de estudo está legalmente protegida, para que sejam mantidos os serviços ecossistêmicos e a conservação da biodiversidade.

Observou-se ainda que apenas duas áreas foram classificadas como de topos de morro, no entanto, ambas estão localizadas dentro dos limites da Flona de Ipanema e, portanto, foram aplicadas técnicas de álgebra de mapas para subtrair essas áreas, uma vez que a Flona de Ipanema já é uma área protegida legalmente.

Em relação as APPs de declividade, também, foram encontradas apenas duas áreas, as quais estão localizadas a oeste da Flona de Ipanema, sendo que uma destas, está localizada dentro de um imóvel rural e, portanto, já estava contemplada nas áreas cadastradas no CAR.

Ainda, conforme apresentado na Tabela 3.3 as áreas de preservação permanente e reserva legal possuem uma elevada ocupação pela agricultura, floresta plantada, infraestrutura urbana e pastagem

Tabela 3.3 – Áreas ocupadas por classes de uso do solo para os anos de 2008 e 2019 em APPs

Classes de uso do solo e cobertura vegetal	2008		2019	
	Área em km ²	%	Área em km ²	%
Agricultura	1,64	3,42%	1,82	3,80%
Formação Florestal	18,80	39,26%	19,13	39,95%
Floresta Plantada	0,43	0,90%	0,52	1,09%
Infraestrutura Urbana	3,13	6,54%	3,80	7,94%
Pastagem	22,45	46,88%	21,17	44,21%
Rios e Lagos	1,44	3,01%	1,44	3,01%

Fonte: Autoria própria.

Observa-se também na Tabela 3.3, que houve ainda um pequeno aumento em relação ao ano de 2008 para 2019 da ocupação indevida em áreas protegidas legalmente, mesmo após o período em que foi dado a anistia pela LPVN. Desta forma, para o ano de 2019 verifica-se que 57,04% da área deve ser recuperada por estar em desacordo com a Lei, no qual, alguns dos proprietários de imóveis rurais que aderiram ao Programa de Regularização Ambiental (PRA) se comprometeram a recuperar ou compensar o déficit de vegetação no prazo máximo de 20 anos, sendo contado a partir da vigência do Decreto nº 8.235 de 2014 (BRASIL, 2014).

Segundo Santoro (2014), as políticas territoriais municipais paulistas, não tem apresentado muita interferência no que tange à transição das áreas rurais para áreas urbanas, tendo ainda flexibilizado a expansão urbana e a atividade imobiliária. Ainda, conforme estudo realizado para avaliar os impactos ambientais decorrentes da ocupação urbana por Matos et al. (2011) nas margens do Igarapé Tucunduba em

Belém do Pará, os autores verificaram por meio de técnicas de sensoriamento remoto e avaliações *in loco* que, para o período estudado de 1972 a 2006, houve uma redução de 755% da área vegetada, tendo inclusive ocorrido a ocupação de áreas protegidas legalmente, o que tem levado a região a enfrentar graves impactos da degradação ambiental.

Visto que as áreas protegidas legalmente no Brasil têm a finalidade de conservar os recursos naturais, são necessárias ferramentas que possam auxiliar na conservação, visto que muitas destas áreas estão aptas a integrar um corredor ecológico para passagem da fauna entre os fragmentos florestais e UC, desta forma promovendo a dispersão de sementes e a manutenção fluxo gênico.

3.4 CONCLUSÃO

A identificação das áreas verdes protegidas legalmente entre a Flona de Ipanema e o PNMCBio, possibilitou concluir que 25,26% da área de estudo está legalmente protegida, para que sejam mantidos os serviços ecossistêmicos e a conservação da biodiversidade.

No entanto, do total das áreas protegidas legalmente, verifica-se que 57,04% da área deve ser recuperada por estar em desacordo com a Lei, tendo sido verificado ainda que do ano de 2008 para 2019, houve um aumento da ocupação de infraestrutura urbana, o que se deve ao crescimento populacional na área, atrelado ao processo de expansão urbana, tendo havido uma redução das áreas de pastagem.

Neste sentido, verificou-se que o Cadastro Ambiental Rural (CAR), um sistema auto declaratório obrigatório de propriedades rurais, possibilita ao poder público realizar o levantamento da situação das propriedades rurais em relação ao atendimento à legislação, auxiliando no monitoramento e fiscalização. No entanto, por se tratar de um registro auto declaratório, observou-se que a base ainda apresenta dados imprecisos, uma vez que a inserção de dados dispensa a capacitação técnica. Destaca-se ainda, que o CAR é uma ferramenta essencial para identificação das áreas de reserva legal e áreas consolidadas, possibilitando uma análise acerca do território nacional mais fidedigna.

Portanto, para uma melhor gestão das unidades de conservação, manutenção das espécies e dos serviços ecossistêmicos, sugere-se a utilização das áreas protegidas legalmente no país para a composição de corredores ecológicos, visando a conservação da biodiversidade e manutenção dos remanescentes florestais.

Como trabalhos futuros, recomenda-se verificar se as áreas que aderiram ao Programa de Regularização Ambiental (PRA) se comprometendo a recuperar e compensar o déficit de vegetação no prazo máximo de 20 anos, estão atendendo ao compromisso firmado no PRA, uma vez que as áreas protegidas após a sua recuperação devem estar aptas para promover a interligação das duas Unidades de Conservação (UC) localizadas na Região Metropolitana de Sorocaba (RMS), promovendo maior resiliência as UCs.

4 PROPOSTA METODOLÓGICA DE UM CORREDOR ECOLÓGICO COM ESTIMATIVA DO CUSTO FINANCEIRO PARA AQUISIÇÃO DE ÁREAS PRIVATIVAS

RESUMO

Visando a diminuição dos efeitos da fragmentação, aumentar o fluxo gênico das espécies e a resiliência dos fragmentos e Unidades de Conservação, os corredores ecológicos (CE) se apresentam como uma importante ferramenta. Portanto, este estudo propõe um corredor ecológico entre o Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (PNMCBIO) e a Floresta Nacional de Ipanema (Flona de Ipanema). Para isto, foram utilizados planos de informação que refletem na favorabilidade para o deslocamento da fauna e aquisição financeira das áreas, como o uso do solo, conflito de uso do solo por declividade, poluição luminosa, as áreas preservadas legalmente e o custo monetário das áreas. Os quais foram ponderados pelo Processo Hierárquico Analítico (PHA) e o corredor ecológico obtido pelo modelo de caminho de menor custo (CMC). O CE proposto apresentou um comprimento de 36,72 km e uma área de 7,17 km² da qual 56,9% já se encontra protegida legalmente, e apresentou um valor estimado para sua aquisição de R\$ 690.506,54. Portanto, o método se apresenta como uma excelente ferramenta para a tomada de decisão pelo poder público e implantação de corredores ecológicos, visto que possibilita inferir o valor venal para sua implantação, além de considerar a favorabilidade das áreas para a passagem da fauna.

Palavras-chave: Análise Espacial. Caminho de Menor Custo. Valor Venal. Análise Multicritério.

4.1 INTRODUÇÃO

O declínio da biodiversidade global enfatiza a importância de se estabelecer áreas prioritárias para a proteção e desenvolvimento sustentável, neste contexto as políticas públicas ambientais são essenciais para a preservação dos recursos ambientais, tais como a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) que estabelece as áreas de proteção para a manutenção das funções ecológicas no Brasil (BIRCOL et al., 2018; BRASIL, 2012; HIPÓLITO et al., 2021; PIRES et al. 2017).

Portanto, é de extrema importância a manutenção das áreas protegidas legalmente, visto que estão sujeitas à degradação e fragmentação decorrente do processo de expansão urbana e da agricultura, desta forma, reduzindo a variabilidade genética das espécies e diminuindo sua resiliência, o que pode levar ao desequilíbrio do ecossistema (CÓRDOVA-LEPE et al., 2018; HADDAD et al., 2015; MELO et al., 2014; ROY et al., 2010).

Uma alternativa de conservação são os corredores ecológicos, que promovem a diminuição dos efeitos da fragmentação, aumentando o fluxo gênico entre as espécies e melhorando a resiliência dos fragmentos (HADDAD et al., 2014; OLIVEIRA et al. 2016).

Alguns dos estudos desenvolvidos, tais como Nor et al. (2017) propõem o desenvolvimento de uma rede ecológica, com base nos modelos de análise de conectividade, distância de menor custo e modelo de circuitos para identificar os corredores prioritários para o deslocamento do *Passer montanus* e *Pycnonotus goiavier* entre a Malásia, Indonésia e Filipinas. Enquanto, Zhang et al. (2017) propuseram uma abordagem combinando os serviços ecossistêmicos e a demanda ecológica humana para a proposta de uma estrutura integrada aplicada a região de Pequim na China, onde os autores identificam os possíveis corredores ecológicos usando modelos de resistência cumulativa.

Destaca-se ainda o uso de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) no auxílio da tomada de decisão para a proposição de corredores ecológicos, uma vez que podem ser utilizados na identificação das áreas com maior fragilidade e com maior necessidade de conexão (LOURENÇO et al., 2015; MARULLI; MALLARACH, 2005; OLIVEIRA et al., 2016).

No entanto, para tomada de decisão com múltiplos planos de informação, o uso de métodos de análises multicritério são indicados, sendo o Processo Hierárquico Analítico (PHA) proposto por Saaty (2004) destacado pela sua simplicidade e eficácia, e que segundo Afolayan, Ojokoh e Adetunmbi (2020) e Fang e Partovi (2021) é um método robusto e confiável no auxílio da tomada de decisão.

No entanto, ainda carecem estudos que definam uma solução prática e com os elementos necessários para a implantação de um corredor ecológico como, por exemplo, o custo financeiro para sua promoção e efetivação, o que pode ser reconhecido com uma barreira para a tomada de decisão pelo poder público.

Neste sentido, o presente estudo tem por objetivo a identificação do melhor caminho para elaboração de um corredor ecológico, observando o custo financeiro para sua implantação, entre o Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (PNMCBio) e a Floresta Nacional de Ipanema (Flona de Ipanema). Para isso será utilizado análise multicritério em conjunto com técnicas de geoprocessamento, para atribuição dos pesos dos planos de informação elaborados, que visam identificar os fatores que afetam o deslocamento da fauna e a aquisição financeira das áreas.

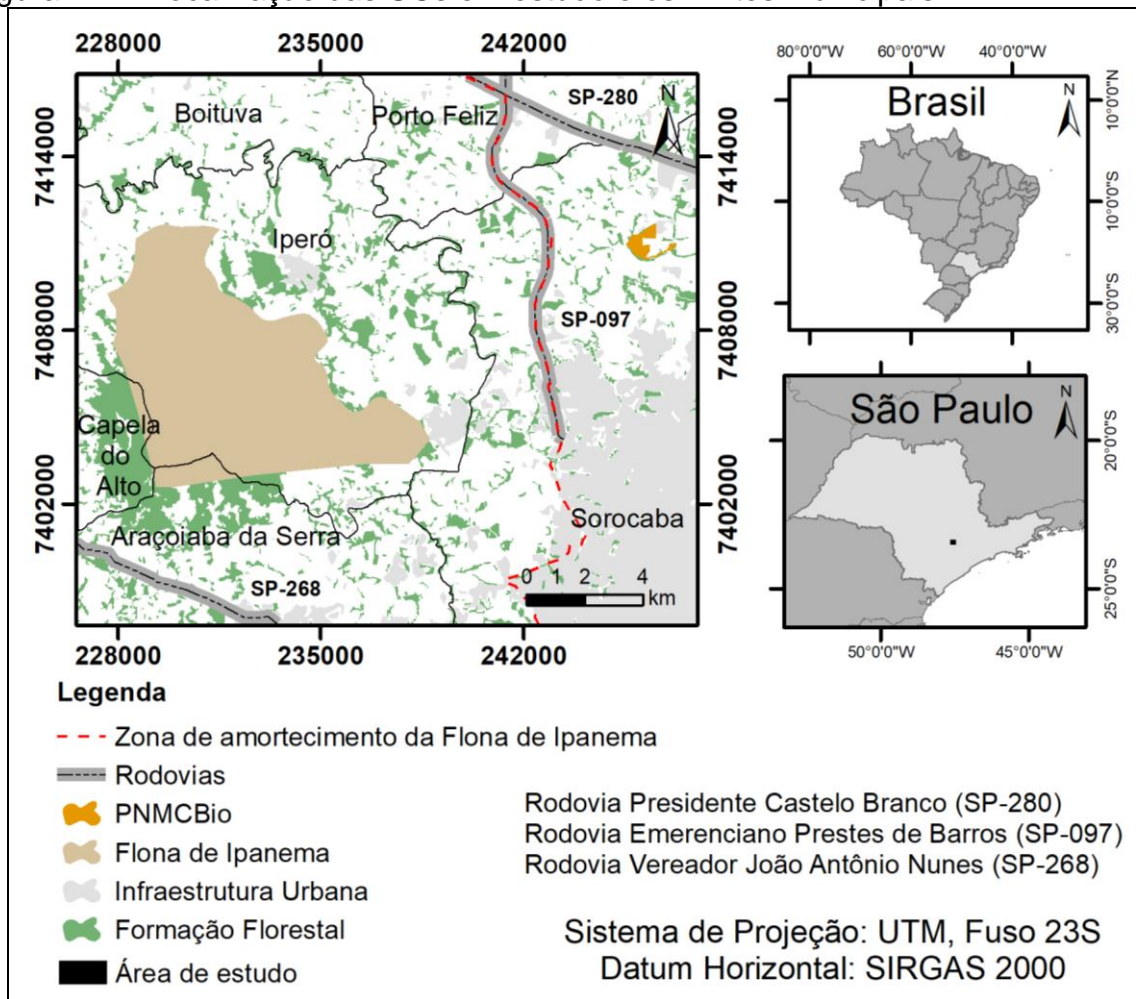
4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de estudo

A área de estudo (Figura 4.1) foi estabelecida a partir de um recorte das extremidades das Unidades de Conservação em estudo, sendo o Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (PNMCBio) os limites estabelecidos para 1 km ao leste e 5 km ao norte, e para a Floresta Nacional de Ipanema (Flona de Ipanema) de 1 km ao oeste e 5 km ao sul. Os limites foram estabelecidos considerando que o melhor caminho para a locomoção entre as duas UC é a distância euclidiana, totalizando um recorte da área de estudo de 406 km².

Desta forma, a área de estudo contempla os municípios de Araçoiaba da Serra, Boituva, Capela do Alto, Iperó, Porto Feliz e Sorocaba, onde residem aproximadamente 870 mil habitantes, sendo destes, 687 mil residentes no município de Sorocaba, considerada a 32^a cidade mais populosa do Brasil e 9^o do Estado de São Paulo (IBGE, 2020).

Figura 4.1 – Localização das UCs em estudo e os limites municipais



Fonte: Elaboração própria.

Segundo Brasil (2000) e Sales et al. (2016) a Floresta Nacional de Ipanema (Flona de Ipanema) é uma UC de uso sustentável, de acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Foi criada pelo Decreto 530 em 20 de maio de 1992, visando a conservação de um dos maiores fragmentos de Mata Atlântica do interior do Estado de São Paulo, possuindo uma rica biodiversidade, composta de 356 espécies de aves, 27 espécies de répteis, 38 espécies de anfíbios, 37 espécies de peixes e 75 espécies de mamíferos, que corresponde a 28,5% do percentual de espécies do Estado de São Paulo, sendo que, ainda 20 destas espécies estão inclusas na lista da fauna ameaçada do Estado de São Paulo, necessitando de maior atenção (BRASIL, 1992; ICMBIO, 2017).

Além disso, são encontradas diversas espécies da flora em diferentes estágios sucessionais, com exemplares predominantemente da Floresta Estacional Semidecidual, e alguns exemplares da Floresta Ombrófila Densa e Cerrado senso

lato, sendo algumas já extintas em todo país e que ainda são encontradas na Flona de Ipanema, que apresenta um ecossistema único de rica diversidade (ICMBIO, 2017).

Conforme verificado na Figura 4.1 e previsto no SNUC, a Flona de Ipanema apresenta uma zona de amortecimento com restrições específicas para minimização dos impactos negativos, viabilidade de corredores ecológicos e conservação da água. A zona de amortecimento possui um raio de 10 km que engloba uma área total de 73.851 ha abrangendo os municípios de Alambari, Araçoiaba da Serra, Boituva, Capela do Alto, Iperó, Porto Feliz, Salto de Pirapora, Sarapuí, Sorocaba, Tatuí e Votorantim. No entanto, devido à proximidade com a área urbana do município de Sorocaba, apresenta uma redução do raio na zona de amortecimento ao Leste da Flona de Ipanema (BRASIL, 2000; ICMBIO, 2017).

O Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (PNMCBio) é uma UC de proteção integral de acordo com o SNUC, criado pelo Decreto Municipal nº 19.424 de 17 de agosto de 2011 que recebeu ampliação estabelecida pelo Decreto Municipal nº 25.912 de 25 de setembro de 2020, sendo a primeira UC do município de Sorocaba com área total de 0,72 km². Sua criação foi motivada pela necessidade de proteção integral da fauna e flora típicas da região, que vem apresentando ampla ocupação territorial pelas atividades antrópicas, ocasionando grande fragmentação da paisagem, tendo como desafio a consolidação dos corredores de biodiversidade (COELHO et al., 2016; MOTA JÚNIOR et al., 2015; SMITH; RIBEIRO, 2015 SOROCABA, 2011; 2020).

Sorocaba, a cidade em que se encontra o PNMCBio, está inserida no bioma de transição entre Cerrado e Mata Atlântica e possui vegetação primária caracterizada por Floresta Ombrófila Densa associada a uma formação de Savana (COELHO et al., 2016; ICMBIO, 2017; SALLES et al., 2008). Segundo Coelho et al. (2020), foram encontradas 632 espécies de flora no município, distribuídos em 343 gêneros, sendo que 11 destas espécies estão inseridas na lista de espécies ameaçadas de extinção.

No que tange à fauna do município de Sorocaba, Barros et al. (2020) identificaram 209 espécies de invertebrados, sendo também encontrados por Assis, Silva-Zacarin e Toppa (2020) uma grande diversidade de abelhas, totalizando 117 espécies. Em relação à ictiofauna, Smith et al. (2020) identificaram 63 espécies de peixes, enquanto Dias-Silva et al. (2020) identificaram 81 exemplares do grupo de

herpetofauna, sendo duas espécies em risco de extinção. Campos-Silva et al. (2020) também identificaram 310 registros de espécies de aves, enquanto Campos et al. (2020) estimam que ocorram 65 espécies de mamíferos, sendo destas, 11 espécies ameaçadas.

As estradas e rodovias são de extrema importância para a sociedade moderna, uma vez que permitem o deslocamento de pessoas e mercadorias, desta forma geram desenvolvimento e progresso, no entanto, a presença de estradas e rodovias vem contribuindo com a perda da biodiversidade por atropelamento, introdução de espécies exóticas, ocorrência de queimadas e disposição de resíduos sólidos, resultando na vulnerabilidade das espécies, o que ocorre de forma mais acentuada em espécies de ciclo reprodutivo lento, podendo até mesmo ocasionar sua extinção no local (CONOVER et al., 1995; OMENA JUNIOR et al., 2012; SCOSS et al., 2004).

Ainda, segundo Malo, Suárez e Díez (2004) as rodovias podem ter o efeito de barreira para a passagem de algumas espécies, portanto, as rodovias, que apresentam um limite de velocidade maior e conseqüentemente o motorista possui um menor tempo de resposta para a frenagem, foram identificadas a partir da base de dados disponibilizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), para o ano de 2019, em escala de 1:250.000 (IBGE, 2021a), para que seja possível identificar áreas para instalação de passagens de fauna artificiais no trajeto do corredor ecológico, sendo elas a Rodovia Presidente Castelo Branco (SP-280), Rodovia Emerenciano Prestes de Barros (SP-097) e Rodovia Vereador João Antônio Nunes (SP-268).

4.2.2 Procedimento metodológico: Elaboração dos mapas temáticos

Para identificação de um melhor caminho para implantação de um corredor ecológico entre o Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade e a Floresta Nacional de Ipanema, foram considerados os fatores ambientais e as atividades humanas que podem afetar a favorabilidade para o deslocamento da fauna pelo corredor ecológico em áreas urbanas, como o uso do solo, conflito de uso por declividade, poluição luminosa e as áreas preservadas legalmente, além de

serem considerados os custos para aquisição das áreas, fator que afeta a tomada de decisão para implantação do corredor ecológico por parte do poder público.

O mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal é um importante parâmetro a ser considerado para o deslocamento da fauna, segundo Hong et al. (2017) e Loro et al. (2016), podendo indicar locais que vão interferir na proximidade da fauna, tais como a naturalidade do ambiente, locais para ocultar seus movimentos, capacidade da fauna encontrar alimentos e local para dessedentação, e também fatores que influenciam na diminuição da proximidade da fauna, como a presença de atividades antrópicas como áreas urbanas e rodovias que podem afugentar os animais.

Visto a sua importância, o mapa de uso do solo e cobertura vegetal foi extraído da base de dados do MapBiomias de 2019, a partir de um mosaico representativo de um ano, das imagens do satélite Landsat 8 com resolução espacial de 30 m, com auxílio do software ArcGIS 10.6. As classes de uso do solo e cobertura vegetal presente no MapBiomias foram classificadas em agricultura, floresta plantada, formação florestal, infraestrutura urbana, pastagem, rios e lagos, para melhor interpretação e sintetização do mapa de uso do solo (MAPBIOMAS, 2021).

As classes de uso do solo e cobertura vegetal foram reescaladas a partir de uma adaptação da metodologia proposta por Louzada et al. (2012) e Oliveira et al. (2016), sendo atribuído o peso 1 às áreas de formação florestal, por serem favoráveis à passagem da fauna, enquanto, para áreas não favoráveis à passagem da fauna, como áreas de agricultura, infraestrutura urbana, rios e lagos, foi atribuído o peso 100 e, ainda, para áreas com favorabilidade intermediárias como áreas de floresta plantada e pastagem foram atribuídos peso igual a 50.

A partir do plano de informação de lagos e rios da base hidrográfica do Estado de São Paulo do IGC em escala de 1:50.000 (folhas: SF-23Y-C-I-4, SF-23Y-C-II-3, SF-23Y-C-IV-2, SF-23Y-C-V-1) foi calculado por meio da ferramenta *buffer* do ArcGIS 10.6 as áreas de preservação permanente das margens dos cursos d'água previstas na Lei de Proteção da Vegetação Nativa (BRASIL, 2012).

No entanto, para o levantamento das áreas de preservação permanente em imóveis rurais foram comparados os resultados de uso do solo e cobertura vegetal de 2008 e 2019, extraídos da base de dados do MapBiomias, a fim de identificar as áreas anistiadas nas alterações no Código Florestal (CF) pela Lei de Proteção de

Vegetação Nativa (LPVN), sendo utilizados também os dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR), para subtrair as áreas consolidadas preexistentes a 22 de julho de 2008, localizadas nos limites das áreas protegidas legalmente em imóveis rurais (BRASIL, 1965; 2012).

O poder público poderá utilizar ainda as áreas protegidas legalmente para compor um corredor ecológico, visto que estão destinadas à preservação ecológica e não apresentam custo para aquisição. Desta forma foi gerado um novo plano de informação compondo os limites das áreas de proteção permanente das margens dos cursos d'água e reserva legal de imóveis rurais com peso 0 devido à grande favorabilidade para a passagem da fauna.

E ainda, segundo Freitas, Hawbaker e Metzger (2010), a declividade é um importante parâmetro para avaliar a potencial mudança no uso da terra, visto que conforme Morandi et al. (2020), as áreas com declividade inferiores a 20° são aptas para a mecanização agrícola, enquanto áreas com declividade entre 20° e 45° não estão aptas, e ainda, para áreas com declividade superior a 45° deve ser mantida a cobertura vegetal conforme previsto na LPVN, pois são áreas de preservação permanente (BRASIL, 2012).

Neste sentido, é importante a identificação da declividade a fim de mitigar possíveis conflitos de uso da terra, visto que segundo o Plano de Desenvolvimento Urbano Integrado (PDUI) da Região Metropolitana de Sorocaba (RMS), a região é a maior produtora agrícola entre as regiões metropolitanas do Estado de São Paulo (PDUI, 2021).

Portanto, para a elaboração do plano de informação de declividade, foram utilizados dados topográficos do Satélite ALOS sensor PALSAR (órbita 62 e ponto 6710) com resolução espacial de 12,5 m, sendo estes utilizados para gerar uma superfície contínua com valores de declividade em porcentagem a partir do uso do módulo *Spatial Analyst* do ArcGIS 10.6, e para verificação das áreas de encostas e topos de morro protegidas legalmente, foram utilizados os modelos metodológicos propostos por Oliveira e Fernandes Filhos (2016), sendo os PI gerados reamostrados para 30 m.

Posteriormente, foi realizado um reescalonamento dos valores de declividade adaptado de Morandi et al. (2020), sendo atribuído o peso 1, às áreas de infraestrutura urbana, rios e lagos, pois não são áreas de conflito de uso da terra para produção agrícola; enquanto, para áreas classificadas como agricultura,

floresta plantada, formação florestal e pastagem foram atribuídos pesos de acordo com a declividade e aptidão para a mecanização, sendo atribuído o peso 1 para áreas acima de 45°, pois são APPs e não estão aptas a mecanização; áreas com declividade inferiores a 20° e aptas para a mecanização, atribuído o peso 100; e ainda, para áreas com declividade intermediária entre 20° e 45° que não estão aptas à mecanização foi atribuído peso 50.

Conforme Zhang et al. (2011), os dados de luz noturna podem determinar o padrão espacial das atividades antrópicas, e ainda, segundo Davies, Bennie e Gaston (2012), as discussões a respeito dos impactos advindos da poluição luminosa demonstram que esta pode gerar interferência no comportamento dos organismos, reprodução e sobrevivência das espécies. Azam et al. (2018) identificaram ainda que a iluminação artificial noturna vem impactando no uso de corredores ecológicos por morcegos em áreas urbanas.

Portanto, foi gerado um plano de informação para avaliar a poluição luminosa decorrente das emissões de luz por meio de sensoriamento remoto (SR), adaptando o plano de informação realizado com base em dados anuais globais obtidos por observações mensais das imagens do satélite *Suomi National Polar-orbiting Partnership* com o sensor *Visible Infrared Imaging Radiometer Suite* (VIIRS), disponibilizado por Li et al. (2020a; 2020b) após a remoção de ruídos na imagem, tais como nuvens, iluminação solar, aurora boreal e luzes temporais de incêndios.

Foram então utilizados os dados de luz noturna corrigidos e disponibilizados para o ano de 2019 com resolução espacial de 30 arc-segundos, onde cada pixel é representado por um número digital (ND) de 0 a 63, que segundo Bennie et al. (2015), as áreas abaixo do limite de detecção são representadas pelo número digital igual a zero, enquanto para as áreas urbanas muito iluminadas, os valores saturam em 63.

Os valores foram reamostrados para resolução espacial de 30 m e, posteriormente, reescalados a partir da extração dos valores médios e desvio padrão, dos números digitais correspondentes às áreas de formação florestal e infraestrutura urbana, extraídas do mapa de uso do solo e cobertura vegetal do ano de 2019. Após isso, foi realizada uma reclassificação, sendo o peso 1 atribuído para os valores inferiores à média com desvio padrão referentes aos dados de luz noturna, em áreas de formação florestal que são áreas favoráveis a integrar um corredor ecológico e apresentam menor distúrbio luminoso para a passagem de

fauna, enquanto para valores maiores que a média com desvio padrão predominantes em áreas de infraestrutura urbana, foram atribuídos o peso 100, pois não são favoráveis para a passagem da fauna, e ainda, para as áreas com valores intermediários as duas classificações foi ponderado o peso 50.

Para o levantamento do custo de aquisição das áreas, foi utilizada como base a planta genérica de valores de cada município para elaboração de um plano de informação, obtido a partir de uma análise supervisionada realizada com auxílio do Google Earth Pro, em que foram considerados os valores (m²) em cada localidade do município e utilizando a ferramenta do *Street View* foi estimada a tipologia e categoria das construções, e ainda, caso fosse identificada mais de uma tipologia e categoria, foram considerados os cenários predominantes ou mais onerosos para aquisição.

A planta genérica utilizada para o município de Boituva, disposta na Lei Complementar nº 2.390, de 17 de dezembro de 2013 e alterada pela Lei Complementar nº 2.403, de 24 de fevereiro de 2014, está revogada pela Lei Complementar nº 2.473, de 18 de novembro de 2014, portanto, visto a antinomia jurídica, foi considerada a planta genérica ainda em vigor, prevista na Lei nº 1.118, de 9 de dezembro de 1997, alterada pela Lei Complementar nº 1.561, de 19 de dezembro de 2003. Ainda, como os valores estão dispostos em Unidade Fiscal do Município (UFM), para o exercício de 2021, foi considerado o valor de R\$ 4,6506 atualizado pelo Decreto nº 2.598, de 23 de novembro de 2020.

A planta genérica considerada para o município de Iperó está disposta na Lei Complementar nº 167, de 16 de dezembro de 2019, cujas tabelas para o cálculo do valor venal de acordo com o tipo e padrão de construção estão previstas na Lei nº 50 de 29 de dezembro de 1994. No entanto, como os valores estão dispostos em Unidade Fiscal do Município (UFM), para o exercício de 2021, foi aplicado o valor de R\$ 4,08 atualizado pelo Decreto nº 2.085, de 14 de dezembro de 2020.

Para o município de Araçoiaba da Serra, o Decreto nº 2.217, de 21 de dezembro de 2020, com seu anexo I e II dispõem da planta genérica de valores e os valores de construção previstos na Lei Complementar nº 112, de 14 de dezembro de 2005.

Em Sorocaba, a Lei nº 11.593, de 29 de setembro de 2017, que dispõe sobre a planta genérica de valores de metro quadrado de terrenos, edificações e estradas no município e suas alterações apresentadas pela Lei nº 11.709, de 7 de maio de

2018, foram revogadas pela Lei nº 11.794, de 21 de setembro de 2018. Sendo assim, houve a repriminção da Lei nº 8.066, de 26 de dezembro de 2006, cujos os anexos com os valores por m² e os valores das construções foram utilizados com base nos dados fornecidos para o ano de 2021.

Em Capela do Alto, foram utilizados os valores dispostos no Decreto nº 3.186 de 29 de dezembro de 2020, que atualiza os valores estabelecidos pela Lei nº 975, de 1 de outubro de 1998.

Em Porto Feliz, foram utilizados os valores presentes na Lei Complementar nº 201, de 26 de setembro de 2017, que altera a Lei Complementar nº 18, de 9 de dezembro de 1997.

E ainda, para os locais onde não foi possível a identificação pela planta genérica de valores, foram adotados os valores dos imóveis lindeiros ou confinantes, guardadas as diferenças físicas, o que foi necessário, pois segundo o PDUI da Região Metropolitana de Sorocaba, alguns municípios não apresentaram o mapeamento das zonas, sendo eles, o município de Capela do Alto, que não dispõem de um mapa do plano diretor, o município de Iperó, em que as zonas do mapa não correspondem ao texto da lei, enquanto pra Boituva não foram encontrados os mapas correspondentes as alterações na Lei Complementar nº 2.169 / 2011, que dispõem das normas e condições de parcelamento e ocupação e uso do solo no município (PDUI, 2017).

O levantamento do custo de aquisição das áreas pode servir ainda de subsídio para a tomada de decisão por parte dos gestores público. No entanto, segundo os dados do perfil dos municípios fornecidos pelo IBGE (2021a) para o ano base 2019, os municípios de Boituva, Capela do Alto, Iperó e Sorocaba, não tiveram a planta atualizada nos últimos 10 anos.

Após serem demarcados os pontos dos valores de aquisição das áreas, foi utilizado o método de interpolação do Inverso do Quadrado da Distância (IQD), um método determinístico, que considera a proximidade dos pontos amostrais, onde cada ponto tem influência local reduzida com a distância conforme é apresentado na Equação 1 (SILVA et al., 2021b).

$$IQD = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{d_1^2} \cdot X_i \right)}{\sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{d_1^2} \right)} \quad (1)$$

Sendo:

IQD a variável interpolada;

X_i o valor da variável da iésima localidade vizinha;

d_i a distância euclidiana entre o i-ésimo ponto de vizinhança e o ponto amostrado.

Uma vez elaborados os planos de informações, foi adotado o Processo Hierárquico Analítico (PHA) ou do inglês *Analytic Hierarchy Process* (AHP), proposto por Saaty (2004) para quantificar os planos de informações de classes de uso do solo e cobertura vegetal, conflito de uso por declividade, poluição luminosa e o custo para aquisição das áreas reduzindo o uso de valores arbitrários na tomada de decisão de acordo com a Escala Fundamental para julgamento da comparação pareada (Quadro 4.1).

Quadro 4.1 – Escala de Fundamental para comparação pareada

Intensidade de importância	Definição	Explicação
1	Igual importância	As duas atividades contribuem igualmente para o objetivo
3	Elemento ligeiramente mais importante	O julgamento favorece levemente uma atividade em relação à outra
5	Elemento medianamente mais importante	O julgamento favorece fortemente uma atividade em relação à outra
7	Elemento fortemente mais importante	O julgamento favorece muito fortemente uma atividade em relação à outra
9	Elemento absolutamente mais importante	Maior grau de certeza de favorecimento de uma atividade sobre a outra
2,4,6,8	Valores intermediários entre julgamentos	Condição intermediária entre duas definições

Fonte: Adaptado de Saaty (1980).

Após estruturar a matriz de julgamento e obter-se os pesos finais, foram calculadas as possíveis inconsistências no julgamento por meio do índice de consistência (IC), proposto pela Equação 4.1 de Saaty (1980).

$$IC = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1} \quad (4.1)$$

Em que:

IC é o índice de consistência;

λ_{max} é o autovalor máximo correspondente ao somatório da multiplicação dos pesos obtidos em cada coluna da matriz de comparação dos critérios;

n é o número de variáveis da matriz.

Segundo Saaty (1980) para que o índice de consistência apresente consistência nos resultados, os valores de IC devem ser inferiores a 0,1 e, caso os valores sejam superiores, são recomendados novos julgamentos até que haja consistência nos pesos atribuídos.

Após a obtenção dos valores de IC, devem ser obtidos os valores da razão de consistência (RC), obtido pela divisão do índice de consistência (IC) pelo índice randômico (IR), um valor tabulado utilizado em função da quantidade de variáveis utilizadas demonstrado na Tabela 4.1, e ainda, para o valor da razão de consistência ser considerado consistente, RC deve ser <0,1 ou <10%.

Tabela 4.1 – Valores do índice randômico em função da quantidade de variáveis utilizadas (n)

n	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
IC	0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49	1,57

Fonte: Adaptado de Saaty (1980).

Após a atribuição dos pesos obtidos por meio do PHA e a verificação dos resultados de IC e RC, as imagens matriciais dos planos de informações foram multiplicadas pelos respectivos pesos a fim de gerar uma imagem de custo total (CT), conforme a Equação 4.2.

$$CT = \sum_{i=1}^5 PI(i) \times p(i) \quad (4.2)$$

Em que:

Var (1) é o valor da variável das classes de uso do solo;

p (1) é peso normalizado da variável de classes de uso do solo calculado pelo PHA;

Var (2) é o valor da variável de poluição luminosa;

p (2) é peso normalizado da variável de poluição luminosa calculado pelo PHA;

Var (3) é o valor da variável de conflito por declividade;

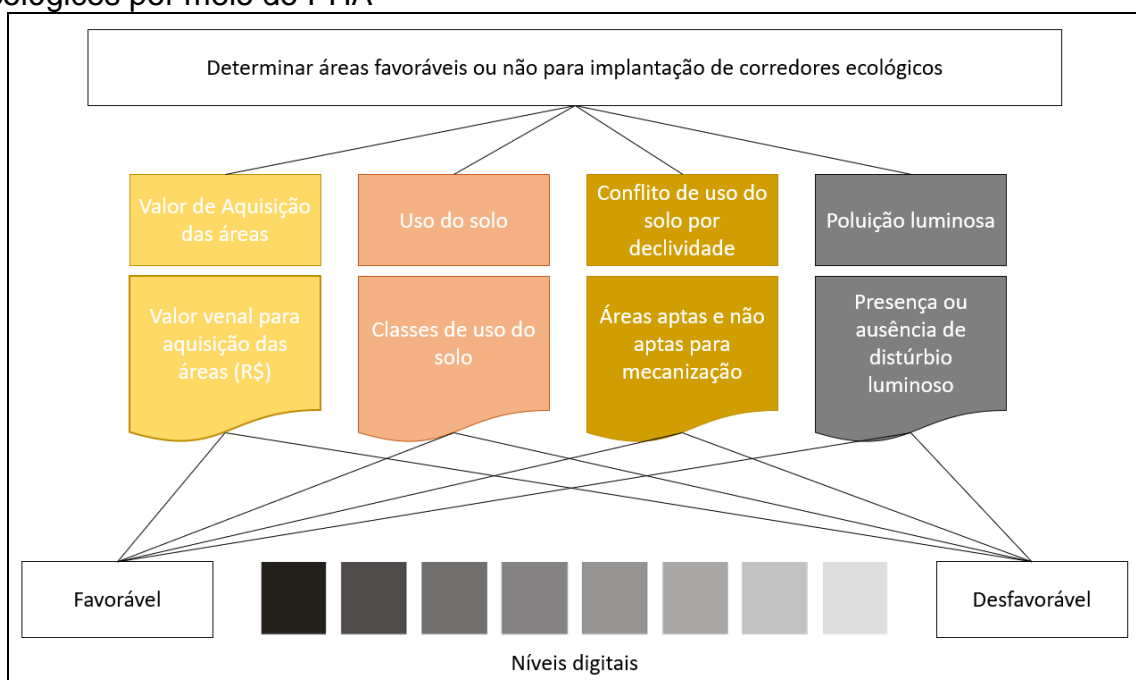
p (3) é peso normalizado da variável de conflito por declividade calculado pelo PHA;

Var (4) é o valor da variável de custo para aquisição;

p (4) peso normalizado da variável de custo para aquisição calculado pelo PHA;

Portanto, obteve-se uma imagem matricial, obtida pela multiplicação dos pesos obtidos pelo PHA pelas respectivas classificações de cada PI, sendo possível determinar a favorabilidade para a implantação de corredores ecológicos de acordo com valores em níveis digitais, conforme apresentado na Figura 4.2.

Figura 4.2 – Determinação da favorabilidade para a implantação de corredores ecológicos por meio do PHA



Fonte: Elaboração própria.

E ainda, a partir da aplicação de álgebra de mapas, a imagem matricial obtida pela multiplicação dos pesos obtidos pelo PHA sofreu uma subtração com o plano de informação de áreas protegidas legalmente, gerando um novo plano de informação, onde as áreas protegidas legalmente apresentavam o valor igual a 0, pois são áreas prioritárias para a passagem do CE, uma vez que possuem instrumentos legais para sua proteção, não possuindo custo de aquisição, além de já possuírem uma vegetação e fauna presentes e grande favorabilidade para compor o CE, obtendo-se a imagem de custo matricial final.

A fim de determinar o melhor trajeto para interligação da Flona de Ipanema ao PNMCBio, com auxílio do ArcGIS 10.6 utilizou-se o modelo do caminho de menor custo (CMC) ou do inglês *least-cost path* (LCP), considerado o modelo mais eficaz na proposição de corredores ecológicos, pois se apresenta bem flexível para o cálculo do custo cumulativo mínimo em cada ponto nas proximidades baseado na distância euclidiana (ADRIAENSEN et al., 2003; GUO; LIU, 2017; TENG et al., 2011).

Após a definição do melhor trajeto para o corredor ecológico, foi utilizado a ferramenta *buffer* do ArcGIS 10.6 para determinar a largura do CE definida pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 9, de 24 de outubro de 1996, que define a largura do CE em 10% do seu comprimento total, sendo a largura mínima definida de 100 m (CONAMA, 1996).

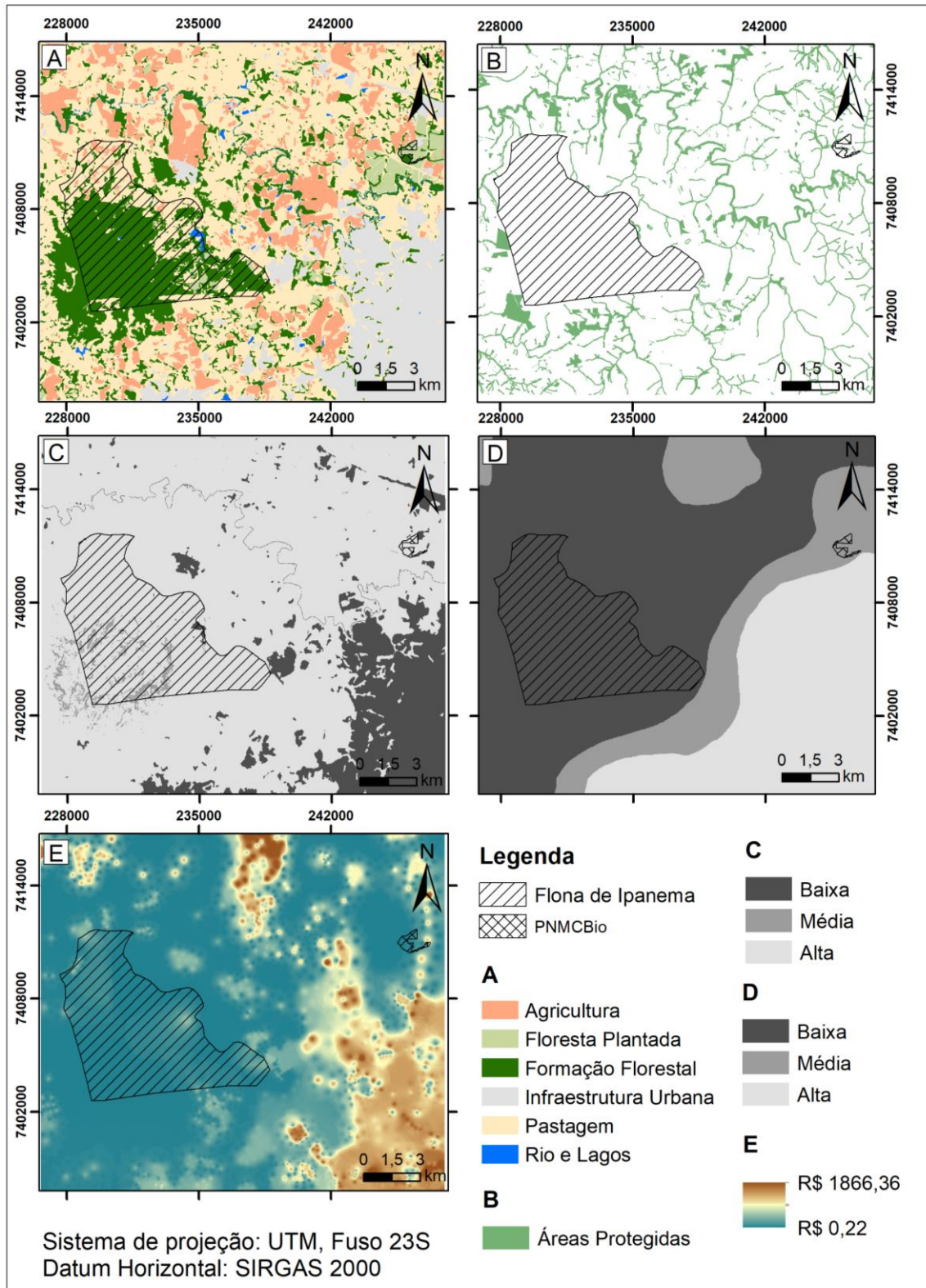
Identificado o corredor ecológico, foi realizada uma verificação para identificação de pontos de maior conflito de uso e/ou barreiras para a sua implantação, tais como áreas de infraestrutura urbana, e desta forma foi avaliado a concordância entre as classificações realizadas em SIG e as informações de referência, observadas *in loco*.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Considerando os fatores ambientais e as atividades humanas, que podem afetar a favorabilidade para o deslocamento da fauna pelo corredor ecológico e a aquisição das áreas pelo poder público para a implantação de um corredor ecológico

entre o Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade e a Floresta Nacional de Ipanema, foram elaborados planos de informação de uso do solo e cobertura vegetal (A), áreas preservadas legalmente (B), conflito de uso por declividade (C), poluição luminosa (D) e o custo para aquisição das áreas (E), conforme apresentado na Figura 4.3.

Figura 4.3 – Planos de informação para verificação da favorabilidade para passagem de corredor ecológico



Fonte: Elaboração própria.

Conforme apresentado na Figura 4.3A, para o ano de 2019 a área de estudo apresenta predominância de pastagem, totalizando 47% (190,07 km²) da área, o que pode ser atribuído ao aumento da demanda por carne e a necessidade de grande extensão de pasto para a pecuária extensiva que é observada predominantemente em países em desenvolvimento, e que apresenta menor emissão de gases de efeito estufa (GEE), comparado a sistemas de confinamento conforme apresentado por Gerssen-Gondelach et al. (2017). No entanto, para Caviglia-Harris (2018), a expansão da pecuária extensiva vem provocando o desmatamento das florestas pelo Brasil, o que é uma das maiores fontes de emissão de GEE, neste sentido o governo vem adotando políticas a fim de promover a pecuária intensiva para reduzir a demanda por terras produtivas, mas que não vem se mostrando confiável para a redução das mudanças climáticas.

Verifica-se ainda na Figura 4.3A que a agricultura apresentou 14% (56,11 km²) da extensão da área, enquanto a área de floresta plantada apresentou apenas 2% (9,1 km²), portanto, a Região Metropolitana de Sorocaba (RMS) é considerada a maior produtora agrícola entre as regiões metropolitanas do estado de São Paulo (OLIVEIRA et al., 2016; PDUI, 2021; SILVA et al., 2021a).

Neste sentido, os corredores ecológicos são importantes ferramentas para reduzir os efeitos da fragmentação provocada pela pecuária extensiva e agricultura, sendo importante para a restauração dos serviços ecossistêmicos (HOU et al., 2021).

No tocante às políticas territoriais, é verificado a flexibilidade da expansão urbana nos territórios municipais paulistas. Neste sentido, em Sorocaba, que é o município com maior densidade populacional da área de estudo, as mudanças no zoneamento urbano proposto pelas alterações no Plano Diretor de 2014, geraram uma redução da zona rural do município, permitindo a expansão urbana (SANTORO, 2014; SOROCABA, 2014).

A área de estudo apresenta 15% (60,64 km²) de infraestrutura urbana conforme apresentado na Figura 4.3A, portanto, é necessário a implantação CE para a manutenção da biodiversidade e garantia da sobrevivência das espécies, uma vez que a tendência de consolidação das áreas ocupadas por infraestrutura urbana vai tornando mais onerosa as desapropriações para a proposta de ligação dos fragmentos florestais e unidades de conservação da área.

A área apresenta ainda 22% (87,33 km²) de formação florestal, que são áreas aptas para a manutenção dos serviços ecossistêmicos e maior favorabilidade para passagem da fauna, e conforme observado na Figura 4.3B, 25% (102,57 km²) da área de estudo está legalmente protegida, o que favorece a implantação e manutenção de corredores ecológicos. No entanto, 57% das áreas protegidas legalmente devem ser recuperadas com vegetação nativa por estarem sem cobertura vegetal e com conflito de uso do solo, estando em desacordo com o preconizado na legislação.

E conforme verificado na Figura 4.3C, tendo em vista a aptidão agrícola da área de estudo e a fim de evitar possíveis conflitos de uso, às áreas foram selecionadas de acordo com a aptidão para mecanização, sendo atribuída as áreas de infraestrutura urbana, rios, lagos e áreas acima de 45° os pesos inferiores, por apresentarem baixa possibilidade de conflito de uso totalizando 16% (63,40 km²) da área, enquanto as áreas com declividade abaixo de 20°, que segundo Morandi et al. (2020) são aptas para a mecanização, apresentaram 83% (335,81 km²), representando uma grande predominância da área, enquanto as áreas entre 20° e 45° consideradas de médio conflito apresentaram 2% (6,5 km²) da área, tendo sua maior predominância nas imediações da Flona de Ipanema, característica proveniente da anomalia geológica responsável pela formação da área conforme Lourenço, Silva e Sales (2014).

No que tange, a poluição luminosa, decorrente das emissões de luz artificial, verificou-se na Figura 4.3D que a maior presença de luz foi verificada nas áreas de infraestrutura urbana que apresentaram valores de ND de (59,71 ±9,53) totalizando 25% (101,95 km²). Enquanto o menor distúrbio luminoso para a passagem da fauna foi identificado em áreas de formação florestal totalizando 59% (237,28 km²) que apresentaram valores de ND de (22,17 ±15,21), sendo ainda identificadas áreas de transição entre as duas classificações totalizando 16% (66,09 km²) que apresentaram ND nos intervalos entre >37,38 e <50,18; que estão presentes nas áreas das bordas da infraestrutura urbana e em menores aglomerados urbanos.

Reflete, portanto, o padrão espacial das atividades antrópicas, ou seja, quanto maior a poluição luminosa apresentada, menor a favorabilidade para a passagem da fauna, pois esta influência no comportamento das espécies nas áreas urbanas durante o período noturno (DAVIES; BENNIE; GASTON, 2012; SCHIRMER et al., 2019; ZHANG et al., 2017).

E por fim, a partir da interpolação dos 2200 pontos amostrais (Apêndice A) referente aos valores de aquisição das áreas obtidos pela planta genérica de valores dos municípios, verifica-se na Figura 4.3E, que as áreas com maior custo para aquisição estão presentes em áreas de infraestrutura urbana conforme verificado pela mancha urbana de Sorocaba (localizada a sudoeste da área de estudo), uma vez que estas áreas possuem uma alta predominância de áreas construídas com uma tipologia mais onerosa, no entanto, as áreas periféricas à mancha urbana e zonas rurais tenderam a apresentar um menor valor por m² do terreno e predominantemente uma tipologia mais simples.

Posteriormente foram obtidos os pesos para os planos de informação por meio do PHA, que apresentou IC de 0,0639 e RC 0,0710 e, portanto, segundo Saaty (1980) os pesos atribuídos possuem consistência, visto que os valores obtidos estão abaixo de 0,1. E para gerar uma imagem de custo matricial final, os pesos dos planos de informação foram multiplicados pelos respectivos pesos apresentados na Tabela 4.2 obtidos pelo PHA.

Tabela 4.2 – Valores matriciais dos planos de informações e os pesos obtidos do PHA

Plano de informação	Classificação	Pesos	PHA
Áreas protegidas legalmente	Áreas de Proteção Permanente	0	-
	Reserva Legal	0	
	Unidade de Conservação	0	
Uso do solo e cobertura vegetal	Agricultura	100	0,26
	Floresta Plantada	50	
	Formação Florestal	1	
	Infraestrutura Urbana	100	
	Pastagem	50	
	Rios e Lagos	100	
Conflito de uso do solo por declividade	Baixa possibilidade de conflito de uso	1	0,04
	Média possibilidade de conflito de uso	50	
	Alta possibilidade de conflito de uso	100	
Poluição Luminosa	Baixa poluição luminosa	1	0,13
	Média poluição luminosa	50	
	Alta poluição luminosa	100	
Custo de aquisição	Valor venal em R\$ por m ²	-	0,57

Conforme verificado na Tabela 4.2, o plano de informação de custo de aquisição apresentou o maior peso obtido por meio do PHA (0,57), uma vez que apresentou maior grau de importância comparado aos outros planos de informação, visto que é um fator de extrema importância na aquisição das áreas para implementação do corredor ecológico e tem relação direta com fatores como o uso do solo e cobertura vegetal e, conseqüentemente, a poluição luminosa e conflitos de uso por declividade.

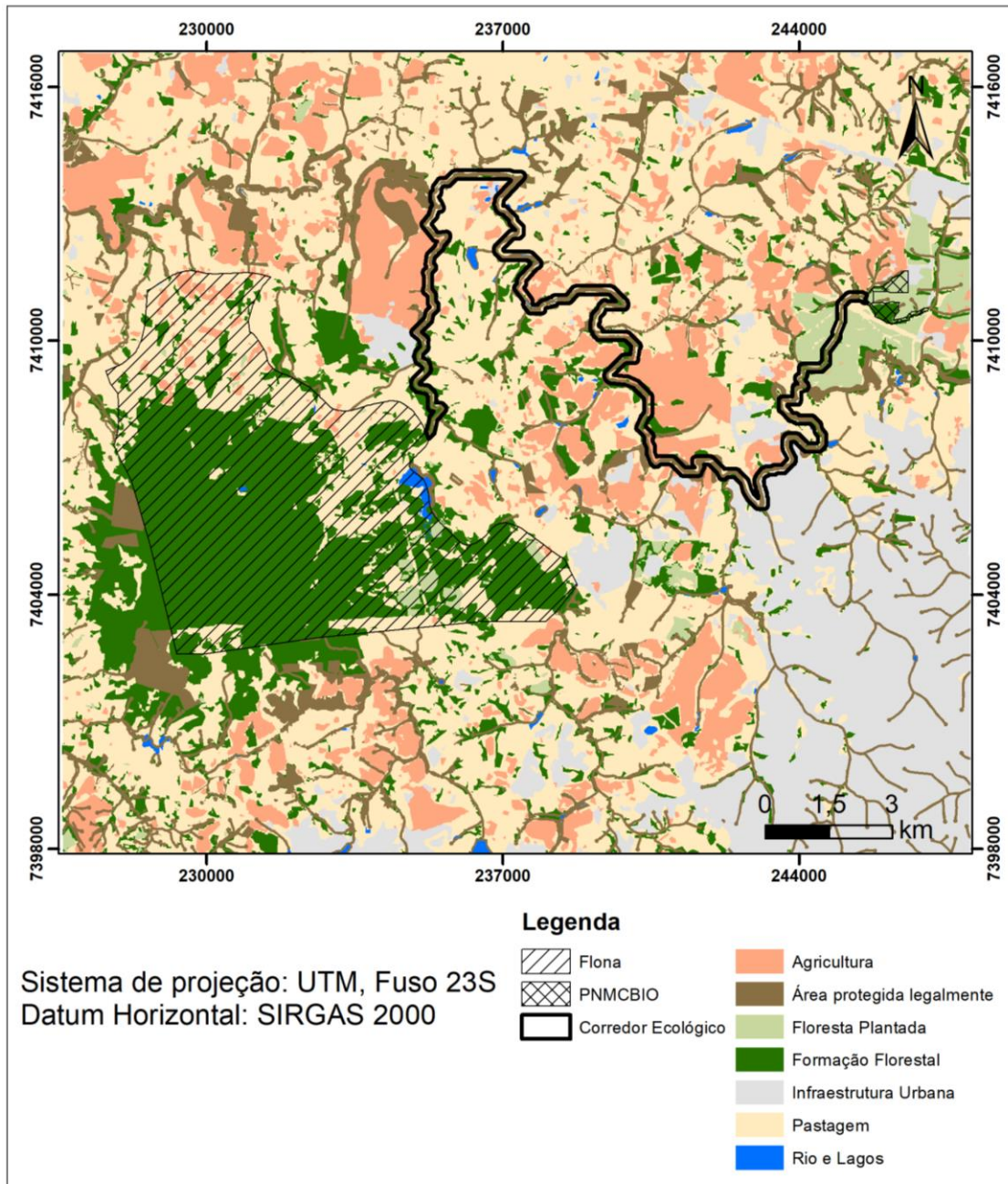
O uso do solo e cobertura vegetal foi o PI com o segundo maior peso obtido (0,26), pois impacta diretamente no PI de poluição luminosa que apresentou peso igual a (0,13) e o PI de conflitos de uso por declividade que apresentou o menor peso (0,04) dentre os planos utilizados.

E ainda, as áreas protegidas legalmente com peso 0 foram sobrepostas aos planos de informação de poluição luminosa, custo para aquisição das áreas, conflito de uso por declividade, uso do solo e cobertura vegetal, pois são áreas prioritárias para a passagem do corredor ecológico, uma vez que possuem instrumentos legais para sua proteção, não possuindo custo de aquisição, além de já possuir uma vegetação e fauna presente.

Portanto, obteve-se uma imagem de custo matricial final, obtida pela multiplicação dos pesos obtidos pelo PHA pelas respectivas classificações de cada PI, sendo possível determinar a favorabilidade para a implantação de corredores ecológicos.

Foi elaborado então o mapa de favorabilidade para implantação de corredores ecológicos, e com auxílio do modelo do caminho de menor custo (CMC) uma ferramenta disponível pelo ArcGIS 10.6, foi calculado o custo cumulativo mínimo em cada ponto nas proximidades baseado na distância euclidiana conforme apresentado na Figura 4.4 (ADRIAENSEN et al., 2003; GUO; LIU, 2017; TENG et al., 2011).

Figura 4.4 – Corredor ecológico elaborado pelo modelo do caminho de menor custo (CMC)



Fonte: Elaboração própria.

A largura do CE apresentado na Figura 4.4 foi estabelecida conforme o preconizado na Resolução CONAMA nº 9, de 24 de outubro de 1996 (CONAMA, 1996), sendo o valor mínimo definido de 100 m e quando em faixas marginais a largura mínima deve estar estabelecida em ambas as margens do recurso hídrico, portanto, para o percurso do corredor ecológico proposto, que se dá predominantemente em faixas marginais foi adotada a largura de 200 m.

No entanto, a Resolução CONAMA nº 9, de 24 de outubro de 1996 considera também que a largura deve corresponder a 10% do comprimento total do CE, o que não considera a conexão entre fragmentos menores pré-existentes, e que pode inviabilizar CE entre longas distâncias, portanto, Ferrari et al. (2012), Oliveira et al. (2016) e Schwaida et al. (2017) sugerem que seja mantida a largura mínima exigida de 100 m.

Verifica-se ainda que o CE proposto apresentou um comprimento de 36,72 km e uma área de 7,17 km² da qual 4,08 km² (56,9%) já se encontra protegida legalmente e deve ser mantida com vegetação nativa, o que proporciona maior favorabilidade para a passagem da fauna e viabilidade para implantação, uma vez que parte da área não necessita ser adquiridas pelo poder público pois já se encontra protegida, e conforme a Tabela 4.3 verificou-se que 2,45 km² (34,17%) da área é composta por formação florestal, não necessitando ser recomposto com espécies nativas, conforme prevê o Art. 2 da Resolução CONAMA nº 9 (CONAMA, 1996).

Tabela 4.3 – Classes de uso do solo e cobertura vegetal no CE proposto

Classe de uso do solo e cobertura vegetal	Área (km²)	%
Rio e Lagos	0,54	7,51%
Formação Florestal	2,45	34,17%
Floresta Plantada	0,17	2,30%
Pastagem	3,2	43,96%
Agricultura	0,6	8,95%
Infraestrutura Urbana	0,2	3,11%

Fonte: Elaboração própria.

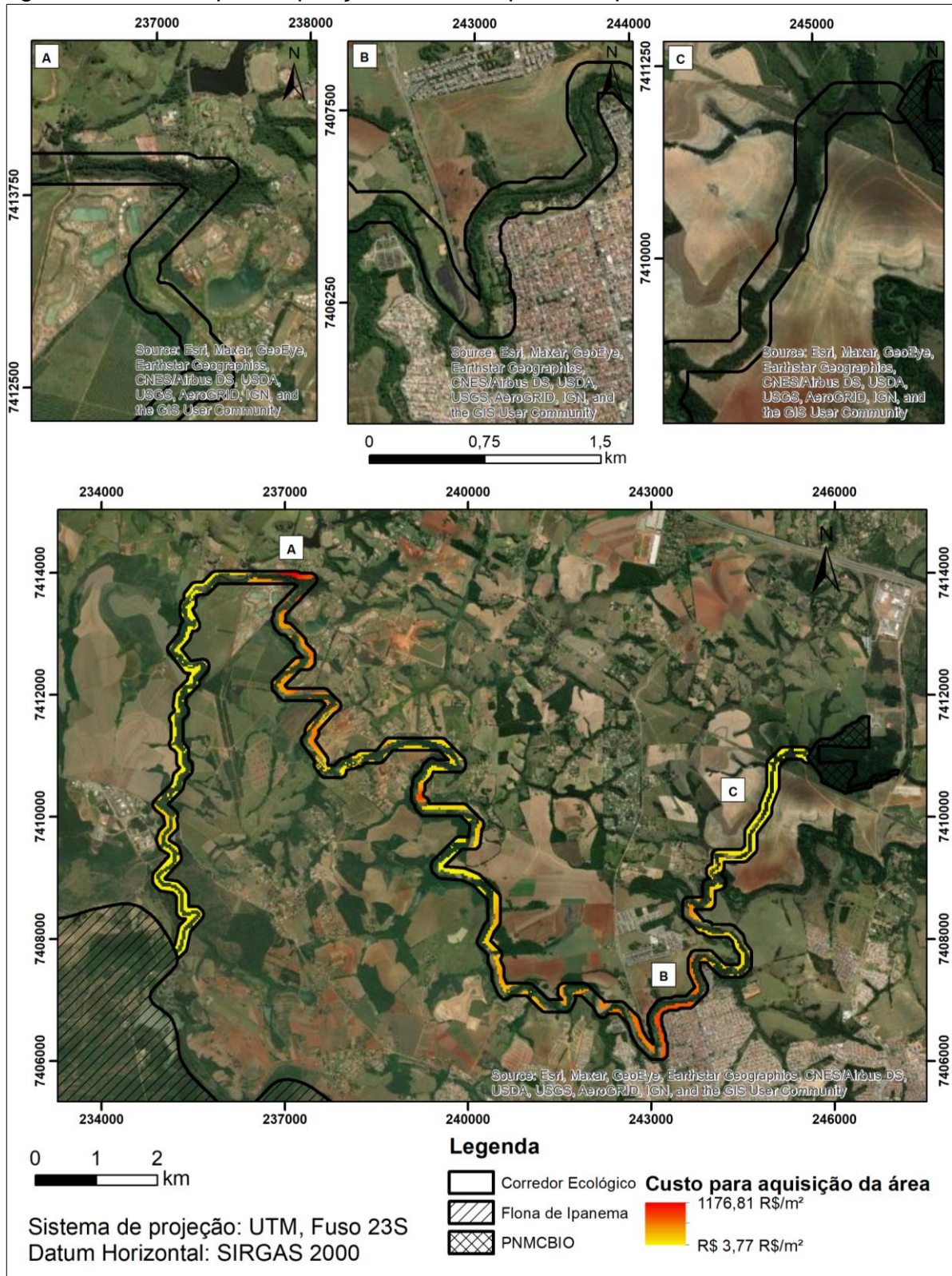
No entanto, verifica-se na Tabela 4.3 que 43,96% do CE se encontra em áreas de pastagem, 8,95% em áreas de agricultura e 2,30% em áreas de formação florestal, que são passíveis de serem recompostas para comporem o CE e que são as predominantes na área de estudo que apresenta aptidão agrícola segundo o PDUI (2021).

E ainda, apenas 3,11% do CE se encontra em áreas de infraestrutura urbana, que apresentam maior complexidade para a restauração e desapropriação, mas que de forma particular, poderiam ser revistas durante o processo de implantação pelo

poder público a fim de reduzir os custos da implantação do corredor ecológico e possíveis conflitos, e 7,51% se encontram em áreas de rios e lagos, que são áreas que embora não sejam favoráveis a passagem de algumas espécies, é local para dessedentação segundo Diniz et al. (2021).

Após a delimitação do CE, foram subtraídas as áreas protegidas legalmente, visto que não é necessária sua aquisição pelo poder público para a recuperação e manutenção da área, uma vez que estas devem ser mantidas conservadas por lei, logo, apenas 43,1% do CE apresenta custo para a aquisição conforme verificado na Figura 4.5, totalizando o valor de R\$ 690.506,54 para sua aquisição, que pode ser custeada por meio de medidas de compensação ambiental que são instrumentos da política ambiental brasileira que buscam valorar o meio ambiente a fim de onerar obras de significativo impacto ambiental segundo Fonseca (2015). E ainda, as áreas poderão ser restauradas por meio de Termos de Compromisso de Recuperação Ambiental (TCRA) ou Termos de Ajustamento de Conduta (TAC) firmados com poder público conforme previsto na LPVN.

Figura 4.5 – Custo para aquisição das áreas para compor CE



Fonte: Elaboração própria.

Ainda, conforme verificado na Figura 4.5 A é possível identificar a Fazenda Boa Vista, um empreendimento destinado ao público de alta renda que possui

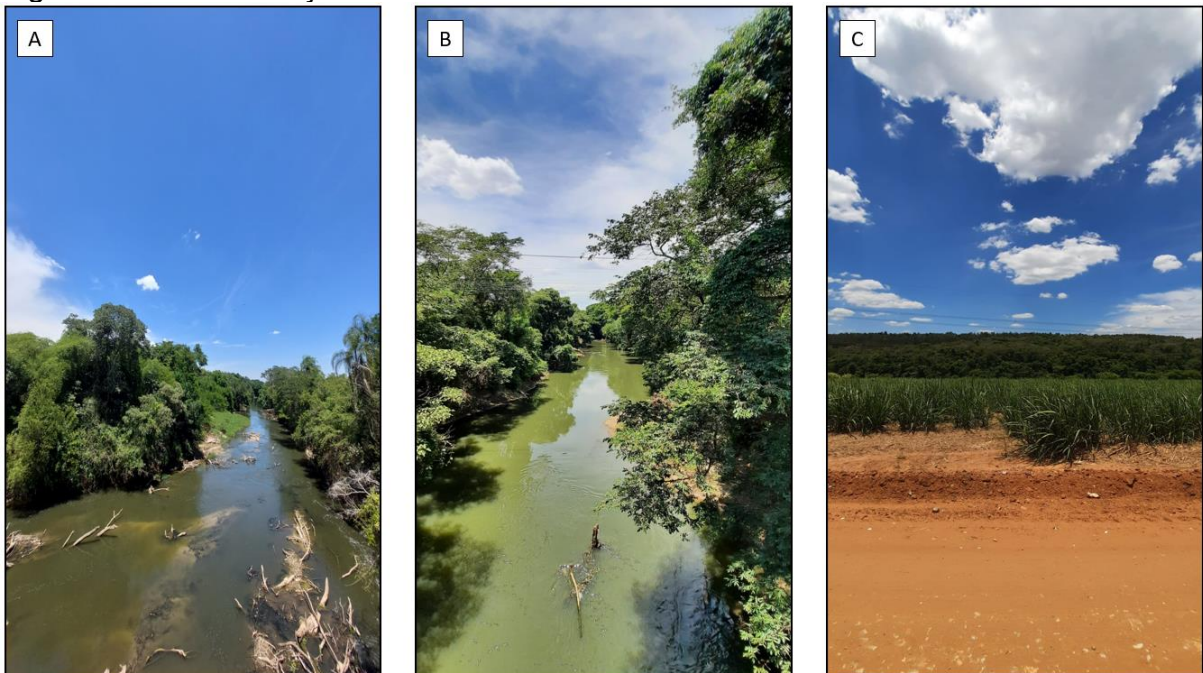
aproximadamente 12 milhões de m², situada no km 102 da Rodovia Castello Branco no município de Porto Feliz, apresentando residências de alto padrão construídas, hotel e infraestrutura de esportes e lazer. Portanto, a área apresentou o maior custo de aquisição, visto ainda, que segundo a planta genérica do município de Porto Feliz, a área apresenta-se na zona de maior valor por m² do município.

Na Figura 4.5 B é possível identificar os limites do Parque São Bento no município de Sorocaba, uma área urbana com grande densidade de imóveis, no entanto, o CE encontra-se predominantemente na borda da área urbana, classificada como área urbana de baixa densidade e zona rural, apresentando assim valores intermediários para aquisição (IBGE, 2021b).

E ainda, conforme a Figura 4.5 C, a área de menor custo de aquisição está situada nas proximidades do PNMCBio, em uma área de zona rural segundo zoneamento do IBGE (2021b).

Foi avaliado ainda a concordância entre as classificações realizadas em SIG e as informações de referência, observadas *in loco*, conforme observado na Figura 4.6.

Figura 4.6 – Observações *in loco*



Fonte: Elaboração própria.

Na Figura 4.6A, foi observada a proximidade com a Fazenda Boa Vista, que apresenta um elevado valor por m². No entanto, a área proposta para o CE está localizada no Rio Sorocaba, que por apresentar largura entre 10 e 50 m, deve possuir APP de 50 m em ambas as margens conforme previsto na LPVN.

O percurso do CE apresenta novamente o trajeto pela área do Rio Sorocaba (Figura 4.6B), que está apta para compor o CE por já estar protegida legalmente e apresentar vegetação nativa, o que contribui para a favorabilidade do deslocamento da fauna. Neste local verifica-se ainda que a Rodovia Emerenciano Prestes de Barros (SP-097), que possui limites de velocidade de 80 km/h cruza a área do CE, no entanto, no local há uma ponte para o trânsito de veículos, que pode favorecer a passagem segura aos animais debaixo da ponte, minimizando os efeitos de barreira descritos por Malo, Suárez e Diéz (2004), portanto, reduzindo a necessidade de maiores intervenções urbanísticas para a redução dos atropelamentos da fauna e, conseqüentemente, minimizando os custos com passagens seguras aos animais. No entanto, a passagem possui dimensão inferior a 200 m, o que pode ser considerado um gargalo ao CE, podendo necessitar de outras intervenções urbanísticas, tais como, passagens aéreas.

Nas proximidades do PNMCBio, conforme apresentado na Figura 4.6C, verifica-se a presença de uma área de brejo, e ainda, em concordância com o uso do solo e cobertura vegetal, verifica-se a presença de áreas de floresta plantada.

Outro aspecto observado por Peng, Zhao e Liu (2017), foi que os corredores ecológicos propostos não especificam a largura necessária, visto que não há uma definição ou consenso da largura ideal, e ainda, segundo Guo e Liu (2017) a largura depende da situação requerida, mas neste estudo foi adotada a Resolução CONAMA nº 9, de 24 de outubro de 1996 (CONAMA, 1996), que define a largura para CE na Mata Atlântica.

Para Hu, Liu e Fang (2021) a luz noturna artificial pode afetar o comportamento das espécies, no entanto é frequentemente ignorada em pesquisas de conectividade ecológica, portanto, os autores apresentam uma abordagem quantitativa usando dados de luz noturna associado ao Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (IVDN) ou do inglês *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), no entanto, os autores não apresentam a largura e custo para aquisição dos corredores ecológicos propostos.

Portanto, o modelo proposto apresenta uma possibilidade de atender os requerimentos de viabilidade ecológica e o menor custo financeiro conforme necessidade para implantação de corredores ecológicos descrita por Fonseca et al. (2003).

4.4 CONCLUSÃO

O corredor ecológico proposto poderá favorecer na perenidade das espécies presentes no Parque Municipal Corredores de Biodiversidade e a Floresta Nacional de Ipanema, auxiliando na transição dos animais entre as Unidades de Conservação e a manutenção do fluxo gênico, bem como ser um instrumento capaz de auxiliar as comunidades do entorno por meio de ações regenerativas do ambiente.

Neste sentido, a metodologia proposta para a identificação do melhor caminho para a implantação do corredor ecológico, utilizando planos de informação que representam a favorabilidade de deslocamento da fauna e as áreas de conflitos, como o uso do solo e cobertura vegetal, conflito de uso do solo por declividade, poluição luminosa, e as áreas preservadas legalmente, se mostrou eficaz uma vez que 56,9% do CE com 36,72 km de extensão e uma área de 7,17 km², já se encontra protegido legalmente e somente 3,11% do CE se encontra em área de infraestrutura urbana.

Verificou-se ainda que o custo de aquisição da área para compor o CE, elaborada com base nas plantas genérica dos valores em conjunto com os planos de informação que representam a favorabilidade para fauna é uma excelente ferramenta para a tomada de decisão pelo poder público, visto que possibilita inferir o valor venal para desapropriação e implantação do CE, sendo o valor obtido de R\$ 690.506,54 para a implantação, já subtraídas as áreas protegidas legalmente que são destinadas a proteção e conservação da natureza.

5 ESTIMATIVA DO DISPÊNDIO FINANCEIRO DE UM CORREDOR ECOLÓGICO ELABORADO COM LSCORRIDORS

RESUMO

A fim de reduzir os efeitos da fragmentação florestal decorrente da expansão urbana e das ações antrópicas, foram propostas algumas ferramentas para a modelagem de corredores ecológicos (CE) a fim de aumentar a conectividade da paisagem. Neste sentido o software LandScape Corridors (LSCorridors) se destaca por amenizar algumas limitações de outras ferramentas. Portanto, o objetivo deste estudo é avaliar o dispêndio financeiro para desapropriação das áreas mais propícias para a elaboração de um CE entre o Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (PNMCBio) e a Floresta Nacional de Ipanema (Flona de Ipanema) utilizando o LSCorridors para simulação dos CE. Para isso foram realizadas simulações com quatro métodos do LSCorridors, sendo eles a medida por pixel (MP) e medidas de paisagem mínima (ML_{min}), média (ML_{avg}) e máxima (ML_{max}), tendo como mapa de superfície de resistência o uso do solo e cobertura vegetal de 2019, e ainda, para a avaliação do custo de desapropriação foi elaborado um plano de informação com base nas plantas genéricas dos municípios. Dentre os métodos adotados no LSCorridors, o MP apresentou 41,05% da área do CE protegida legalmente e o menor custo para aquisição, totalizando R\$ 487.476,16. Verifica-se que o modelo proposto pode ser utilizado na tomada de decisão pelos gestores públicos em propostas de CE, visando um dispêndio financeiro dos recursos públicos mais eficiente.

Palavras-chave: Conectividade. Custo financeiro. Desapropriação. Múltiplos Caminhos.

5.1 INTRODUÇÃO

O uso intenso do solo impulsionado pelo crescimento populacional vem levando à fragmentação florestal e consequentemente destruição de habitats, e ainda as pressões enfrentadas no estado de São Paulo que apresenta a maior economia do Brasil e onde residem aproximadamente 45 milhões de pessoas vem se intensificado (PÜTZ et al., 2011; SEADE, 2021; SILVA; SCHWINGEL, 2021).

Portanto, os corredores ecológicos são de extrema importância, uma vez que auxiliam na diminuição dos efeitos adversos da fragmentação florestal, desta forma sua implantação colabora com a manutenção do fluxo gênico entre as espécies,

melhorando a resiliência e equilíbrio do meio ambiente (HADDAD et al., 2014; SANTOS et al., 2020; SAURA; TORNÉ, 2009).

Para a proposição de corredores, vem sendo utilizados diversos Sistemas de Informação Geográfica (SIG), no entanto, embora não exista um consenso sobre qual o melhor algoritmo a ser empregado, o caminho de menor custo (CMC) é o mais utilizado, visto que possibilita delimitar o caminho ideal com base nos aspectos ambientais que interferem no deslocamento da fauna (GUO; LIU, 2017; LIANG et al., 2018).

E conforme Almenar et al. (2019), que selecionaram técnicas de ecologia de paisagem aplicada a tomadores de decisão para avaliar a perda de habitat, fragmentação e conectividade ecológica em Luxemburgo, o software LandScape Corridors (LSCorridors) se destaca por amenizar algumas limitações de outras ferramentas. E segundo Bhakti et al. (2021) que compararam a permeabilidade da paisagem urbana para pássaros em Ouro Preto (Minas Gerais, Brasil), o LSCorridors pode ser utilizado para modelagem de vários corredores ecológicos, o que possibilita a identificação de múltiplos caminhos mais favoráveis à passagem da fauna.

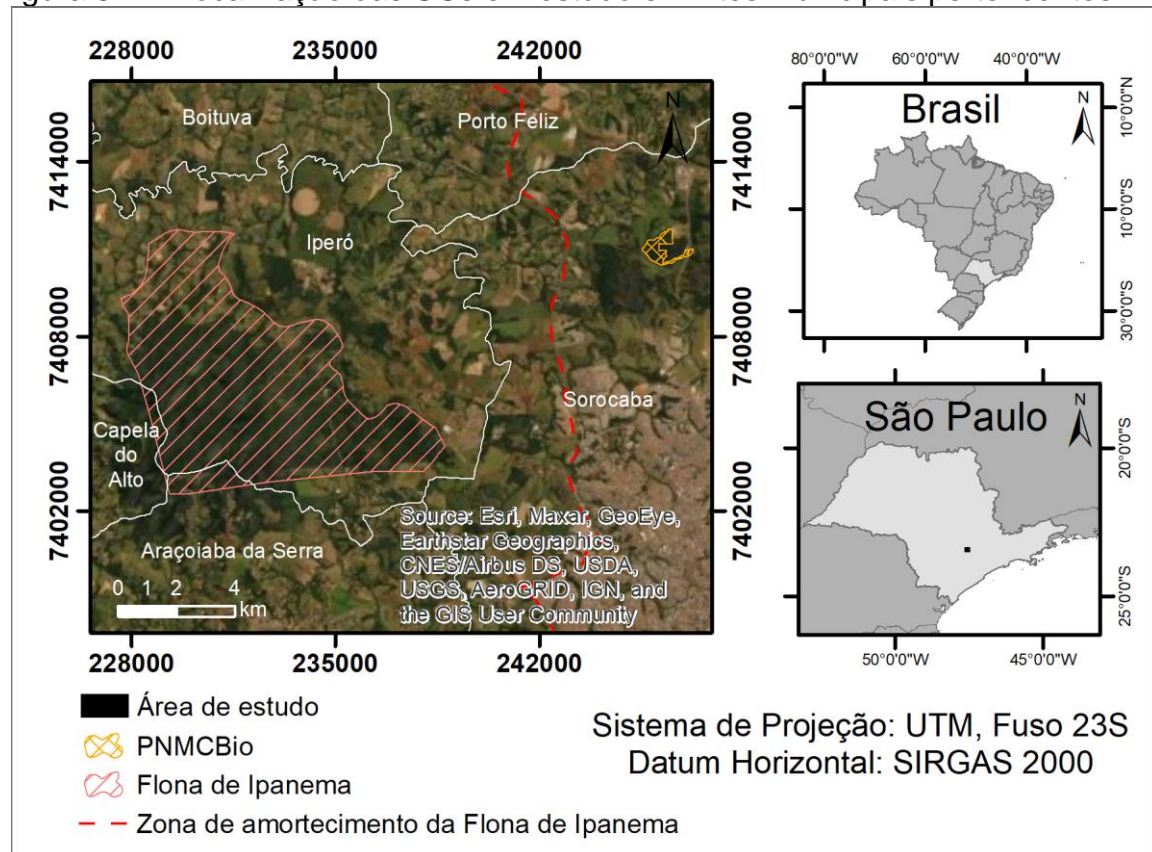
Por isso, a fim de auxiliar em políticas públicas, o presente estudo avaliou o custo de desapropriação de áreas privadas para a implementação de um corredor ecológico entre o Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (PNMCBio) e a Floresta Nacional de Ipanema (Flona de Ipanema), a partir da simulação de quatro métodos no software LSCorridors e elaboração de um plano de informação de custos de desapropriação.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Área de estudo

A área de estudo (Figura 5.1) está inserida nos municípios de Araçoiaba da Serra, Boituva, Capela do Alto, Iperó, Porto Feliz e Sorocaba no interior do estado de São Paulo, totalizando um recorte de 406 km², onde encontra-se as unidades de conservação (UC), Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (PNMCBio) e a Floresta Nacional de Ipanema (Flona de Ipanema).

Figura 5.1 – Localização das UCs em estudo e limites municipais pertencentes



Fonte: Elaboração própria.

Nos municípios presentes na área de estudo residem aproximadamente 870 mil habitantes, sendo destes, 687 mil residentes no município de Sorocaba, considerada a 32ª cidade mais populosa do Brasil e 9º do Estado de São Paulo (IBGE, 2021).

A área está ainda inserida na Região Metropolitana de Sorocaba, que foi institucionalizada em 8 de maio de 2014 pela Lei Complementar Estadual nº 1.241, sendo composta por 27 municípios com mais de 2,1 milhões de habitantes. A sede da região metropolitana, a cidade de Sorocaba, se destaca por apresentar um PIB per capita de R\$ 52.169,13 para o ano de 2018, com uma densidade demográfica de 1.304,18 hab/km² (IBGE, 2021; SÃO PAULO, 2014).

Portanto, são inúmeros os desafios para o desenvolvimento sustentável, visto que o crescimento da cidade de Sorocaba é marcado pela ampliação das áreas urbanas e fragmentação florestal, portanto, para preservação do meio ambiente, garantindo o direito da população ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, conforme previsto no Art. 225 da Constituição Federal de 1988, são necessárias

estratégias de governo para apoiar as UC presentes na área de estudo e consolidar os corredores ecológicos, que são o objetivo do Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (BRASIL, 1988; GRACIANO-SILVA, 2020; MOTA JÚNIOR, 2015).

Neste sentido, ressalta-se a importância de conservação da Floresta Nacional de Ipanema (Flona de Ipanema), criada em 20 de maio de 1992 pelo Decreto 530, visando a conservação de um dos maiores fragmentos de Mata Atlântica do interior do Estado de São Paulo, que é um bioma reconhecido como Patrimônio Nacional pela Constituição Federal, e o Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (PNMCBio), criado pelo Decreto Municipal nº 19.424, de 17 de agosto de 2011, tendo fundamental importância para a proteção da fauna e flora típica da região (BRASIL, 1988, 1992; ICMBIO, 2017; MOTA JÚNIOR et al., 2015; SOROCABA, 2011).

Conforme o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) a Flona de Ipanema, é uma UC de uso sustentável, enquanto o PNMCBio é uma UC de proteção integral, podendo no entorno das UC estar previstas zonas de amortecimentos com restrições específicas segundo o SNUC, a fim de minimizar os impactos negativos na UC, viabilizar os CE e garantir a qualidade dos recursos hídricos. Neste sentido, destaca-se a zona de amortecimento da Flona de Ipanema com um raio de 10 km, que engloba uma área total de 73.851 ha abrangendo 11 municípios, mas que devido à proximidade com a área urbana do município de Sorocaba, em sua porção Leste, possui um raio inferior a 10 km (BRASIL, 2000; ICMBIO, 2017).

Ainda, segundo Souza e Martos (2008), a área da Flona de Ipanema oferece além do refúgio para biodiversidade, recreação aos visitantes, que em sua maioria são brasileiros vindo de cidades do entorno, predominantemente jovens de até 20 anos que buscam obter melhor contato com o ambiente natural, através de trilhas que possibilitam observar as diferentes paisagens apresentadas, e conforme Souza (2014), auxilia na sensibilização da sociedade para as questões ambientais.

5.2.2 Procedimento metodológico: Elaboração dos mapas temáticos

Para identificação do melhor caminho para implantação de um corredor ecológico entre o Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade à Floresta Nacional de Ipanema, foi utilizado o LandScape Corridors (LSCorridors), um software gratuito que permite simular corredores ecológicos para diferentes espécies considerando as respostas da biodiversidade aos atributos da paisagem, que segundo Almenar et al. (2019) se destaca por mitigar algumas limitações de outras ferramentas para proposição de CE e é baseado no caminho de menor custo (CMC) do inglês *least-cost path* (LCP) e do algoritmo de múltiplos caminhos do inglês *multiple paths*, que permite que sejam gerados múltiplos corredores ecológicos a cada simulação.

O CMC calcula o custo cumulativo mínimo em cada ponto nas proximidades, baseado na distância euclidiana, que segundo Teng et al. (2011) pode ser considerado o modelo mais eficaz na proposição de corredores ecológicos.

O LSCorridors foi desenvolvido em linguagem Python e funciona a partir do *Graphical User Interface* (GUI), sendo executado pelo SIG gratuito *Geographic Resources Analysis Support System* (GRASS GIS) para apoio e análise dos dados. Para realizar a simulação no LSCorridors são necessários dois mapas base de entrada, sendo um mapa de resistência de superfície representada pelo uso do solo e cobertura vegetal, em que são atribuídos pesos as classes de uso do solo e cobertura vegetal, onde os valores inferiores devem ser atribuídos as classes favoráveis à passagem da fauna, enquanto, para as áreas desfavoráveis a passagem da fauna serão atribuídos os valores mais elevados, sendo reconhecidos como barreiras para a passagem da fauna; e outro mapa com a origem e destino do CE ou do inglês *source-target* (ST), que visa identificar as áreas a serem conectadas pelo corredor ecológico, devendo possuir uma identificação única (ALMENAR et al. 2019; RIBEIRO et al., 2017).

Em cada simulação o algoritmo seleciona diferentes pontos de origem e destino a serem conectados, apresentando diferentes pontos de partida e chegada, denominados ST (DINIZ et al., 2021; RIBEIRO et al., 2017). Para isso, foram identificadas as duas unidades de conservação, como origem e destino a serem conectados.

Para elaboração do mapa de superfície de resistência, foram utilizados os dados de uso do solo e cobertura vegetal extraído da base de dados do MapBiomas de 2019, a partir de um mosaico representativo de um ano das imagens do satélite Landsat 8, com resolução espacial de 30 m (MAPBIOMAS, 2021). E ainda, segundo Hong et al. (2017) e Loro et al. (2016), o uso do solo é um importante parâmetro a ser considerado no deslocamento da fauna, indicando locais que possam interferir na presença ou afugentamento da fauna.

Com auxílio do software ArcGIS 10.6 as classes de uso do solo e cobertura vegetal foram classificadas em agricultura, floresta plantada, formação florestal, infraestrutura urbana, pastagem, rios e lagos, de acordo com o MapBiomas (2021), e posteriormente, foram reescaladas, sendo atribuído o peso 1 as áreas de formação florestal, por serem favoráveis a passagem da fauna, enquanto, para áreas não favoráveis a passagem da fauna, como áreas de agricultura, infraestrutura urbana, rios e lagos, foi atribuído o peso 100, e ainda, para áreas com favorabilidade intermediárias como áreas de floresta plantada e pastagem foram atribuídos peso 50, adaptando a metodologia proposta por Louzada et al. (2012) e Oliveira et al. (2016).

O LSCorridors permite ainda determinar o número de simulações por meio de quatro métodos, sendo eles a medida por pixel (MP) que considera apenas os valores de pixels individuais, não considera a influência da paisagem e adiciona uma variabilidade aleatória na superfície de resistência, e ainda, as medidas de paisagem mínima (ML_{min}), média (ML_{avg}) e máxima (ML_{max}), que consideram a influência da paisagem na percepção da espécie de acordo com os valores dos pixels vizinhos, alterando o valor de cada célula da superfície de resistência pelo valor mínimo, médio ou máximo dos pixels circundantes, que pressupõem a adaptação das espécies que podem se locomover em superfícies menos favoráveis para obter recursos para sua sobrevivência (RIBEIRO et al., 2017).

Ainda, segundo Ribeiro et al. (2017) é sugerido para a modelagem do movimento das espécies generalistas o uso de MP, ML_{min} e ML_{avg} , enquanto para espécies especialistas é recomendado o ML_{max} por gerar rotas mais restritivas. Portanto, para este estudo que apresenta uma possibilidade de rota para diferentes espécies, foram adotados todos os métodos de simulação, assim como Almenar et al. (2019) que selecionaram diferentes espécies para seu estudo de caso.

É necessário ainda definir o parâmetro de variabilidade para o LSCorridors, que corresponde à estocasticidade espacial nos corredores simulados. Portanto, quanto maior o valor de variabilidade, maior será o valor dos pixels da matriz da superfície de resistência e, portanto, a saída terá um maior número de corredores ecológicos modelados, podendo ser utilizado para verificar o uso de rotas alternativas pelas espécies (RIBEIRO et al., 2017). Portanto, para este estudo foi adotado o valor 2 de variabilidade que corresponde ao padrão.

Para os dados de escala que correspondem à percepção das espécies para a paisagem, foram adotados os valores padrão de 100 m, correspondendo a uma matriz de percepção de 3 x 3 pixels na superfície de resistência.

Como dados de saída, o LSCorridors gera um *raster* com caminhos de menor custo identificados para cada par de ST, onde para cada simulação a frequência com a qual cada pixel foi considerado é definida pelo índice de seleção de frequência de rota, ou do inglês *Route Selection Frequency Index* (RSFI), portanto, locais com alto valor de RSFI indicam melhores rotas potenciais para conexão de cada ST (RIBEIRO et al, 2017).

Após serem gerados múltiplos corredores ecológicos entre as unidades de conservação pelo LSCorridors, os dados foram exportados ao ArcGIS 10.6, onde foi selecionado o trajeto que apresentou a maior RSFI, e por meio da ferramenta *buffer* foi determinada a largura do CE, definida pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 9, de 24 de outubro de 1996 (CONAMA, 1996), que determina a largura mínima de 100 m e quando em faixas marginais a largura mínima deve estar estabelecida em ambas as margens do recurso hídrico, totalizando 200 m de largura. Portanto, considerando que os corredores ecológicos propostos podem percorrer áreas de faixas marginais de rios, foi adotada a largura de 200 m.

Posteriormente, foram obtidas informações disponibilizadas por Oliveira et al. (2022, no prelo) relativas às áreas de preservação permanente (APP) e de reserva legal (RL) em imóveis rurais cadastrados no Cadastro Ambiental Rural (CAR), e as áreas definidas como APP pela Lei de Proteção de Vegetação Nativa (LPVN), popularmente conhecida como “Novo Código Florestal” (BRASIL, 2012), que foram obtidas utilizando-se para o cálculo a base hidrográfica do estado de São Paulo, elaborada pelo Instituto Geográfico e Cartográfico de São Paulo (IGC) em escala de 1:50.000 (folhas: SF-23Y-C-I-4, SF-23Y-C-II-3, SF-23Y-C-IV-2, SF-23Y-C-V-1).

E segundo metodologia proposta por Oliveira et al. (2022, no prelo), foram extraídas as áreas de encostas com declividade acima de 45°, a partir de imagens do Satélite ALOS sensor PALSAR com resolução espacial de 12,5 m, visto que são áreas vulneráveis a distúrbios e protegidas legalmente. Posteriormente, os planos de informação foram reamostrados para 30 m e somados aos PI de áreas de preservação permanente e reserva legal, utilizando ferramentas de álgebras de mapas.

Para estimar os valores de aquisição das áreas para proteção e implantação do corredor ecológico, a fim de auxiliar os gestores públicos na tomada de decisão e verificar a viabilidade da implantação do CE, foi utilizada como base as plantas genéricas de valores dos municípios de Araçoiaba da Serra, Boituva, Capela do Alto, Iperó, Porto Feliz e Sorocaba, para a elaboração de um plano de informação com os custos para aquisição das áreas em reais por metro quadrado (R\$/m²), obtido a partir de uma análise supervisionada realizada com auxílio do Google Earth Pro, em que foram considerados os valores (m²) em cada localidade do município e utilizando a ferramenta do *Street View*, foi estimada a tipologia e categoria, das construções, e caso fosse identificada mais de uma tipologia e categoria foram considerados os cenários predominantes ou mais onerosos para aquisição.

E ainda, para os locais onde não foi possível a identificação pela planta genérica de valores, foram adotados os mesmos valores dos imóveis lindeiros ou confinantes, guardadas as diferenças de tipologia.

Desta forma, foram demarcados pontos amostrais com os valores de desapropriação das áreas de acordo com a tipologia do imóvel e valor do terreno, sendo utilizado posteriormente o método de interpolação do Inverso do Quadrado da Distância (IQD), um método determinístico, que considera a proximidade dos pontos amostrais, onde, cada ponto tem influência local reduzida com a distância conforme é apresentado na Equação 1 (SILVA et al., 2021).

$$IQD = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{d_1^2} \cdot X_i \right)}{\sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{d_1^2} \right)} \quad (1)$$

Sendo:

IQD a variável interpolada;

X_i o valor da variável da iésima localidade vizinha;

d_i a distância euclidiana entre o i-ésimo ponto de vizinhança e o ponto amostrado.

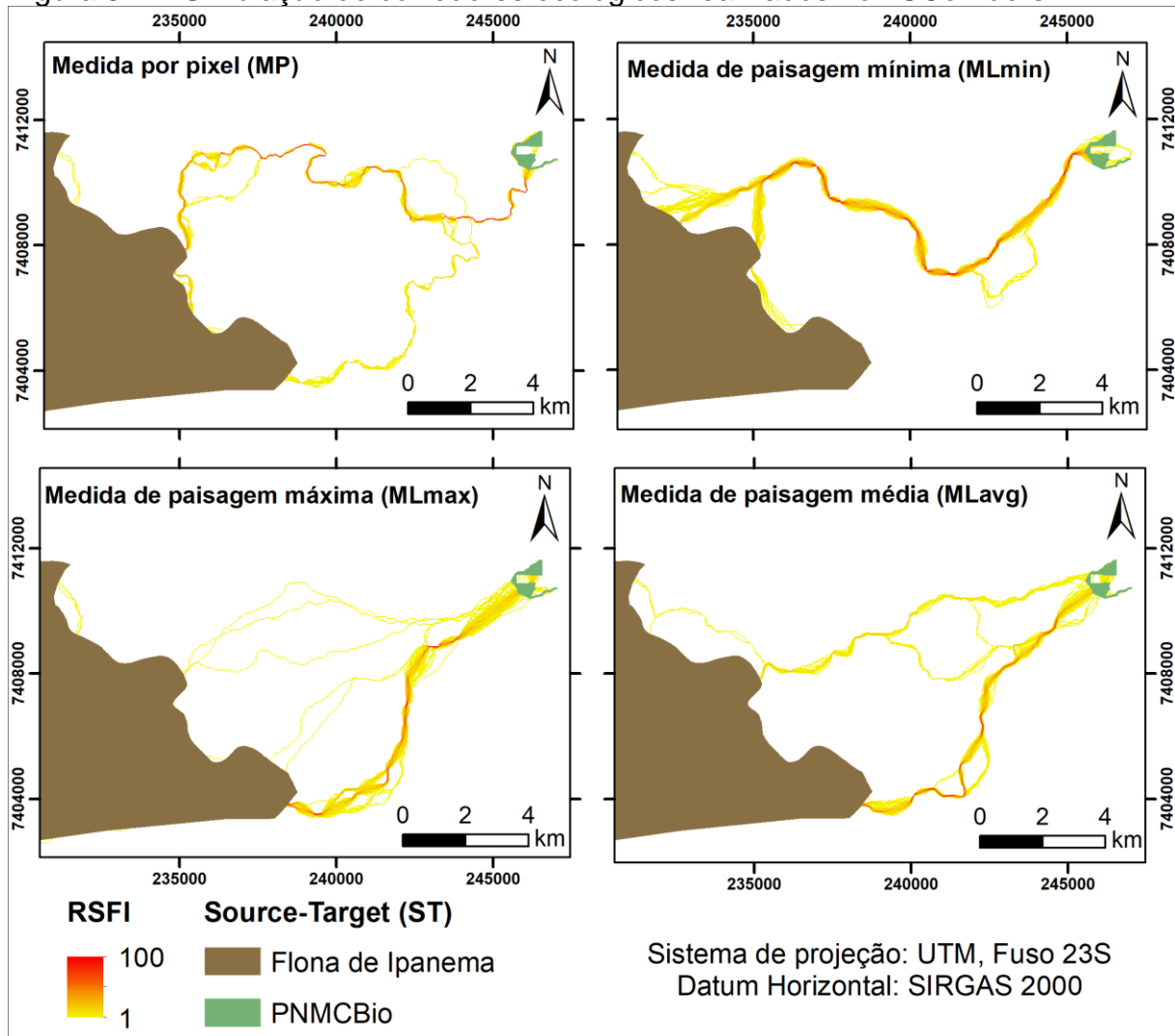
Posteriormente as áreas de preservação permanente e reserva legal foram subtraídas dos corredores ecológicos obtidos para os quatro métodos do LSCorridors, uma vez que essas áreas já estão protegidas por lei e não necessitam ser adquiridas pelo poder público para a implantação de um corredor ecológico.

E desta forma, verificou-se qual corredor ecológico apresentou o menor custo de desapropriação, que após identificado, foi realizada uma verificação dos pontos de maior conflito de uso e/ou barreiras para a sua implantação, tais como áreas de infraestrutura urbana, e desta forma foi avaliado a concordância entre as classificações realizadas em SIG e as informações de referência, observadas *in loco*.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As simulações dos corredores ecológicos utilizando o LSCorridors mostrada na Figura 5.2, apresentam resultados para 100 simulações com os quatro métodos utilizados, sendo, a medida por pixel (MP) que considera apenas os valores de pixels individuais e desconsidera a influência da paisagem, e a medida de paisagem mínima (ML_{min}), medida de paisagem média (ML_{avg}) e medida de paisagem máxima (ML_{max}), que consideram a influência da paisagem na percepção da espécie, alterando os valores dos pixels vizinhos pelos valores mínimo, médio ou máximo.

Figura 5.2 – Simulação de corredores ecológicos realizados no LSCorridors

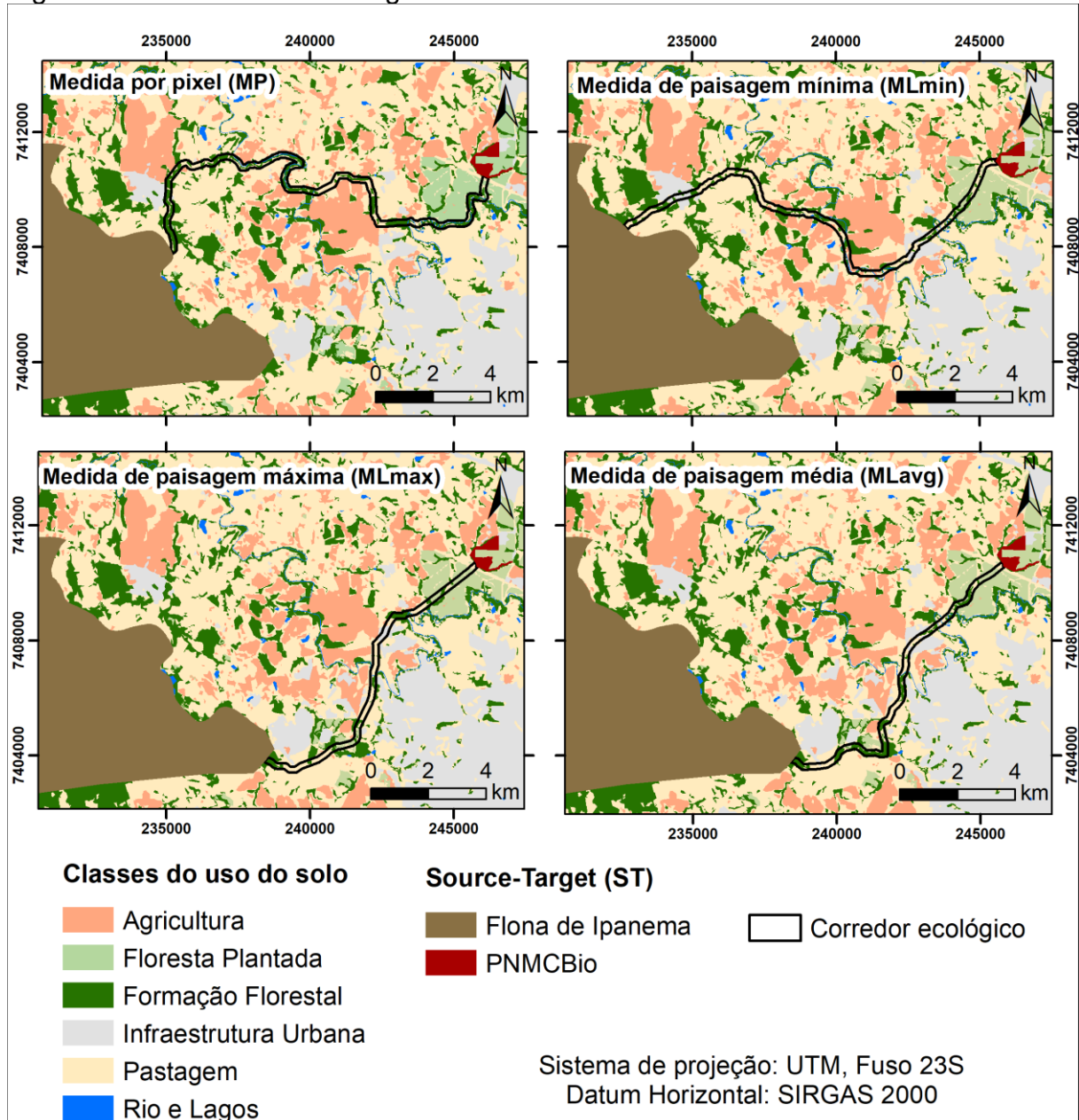


Fonte: Elaboração própria.

Conforme verificado na Figura 5.2, por meio do algoritmo de múltiplos caminhos, o LSCorridors permite que sejam simulados vários CE com base no caminho de menor custo (CMC), visto que estabelece vários pontos de partida dentro de cada ST. E ainda, por meio do índice de seleção de frequência (RSFI) pode-se verificar a frequência em que cada pixel foi considerado na simulação dos métodos utilizados, e ainda, verifica-se que os métodos apresentam corredores alternativos que possuem menor RSFI (trajetos em amarelo), e que são áreas consideradas para o deslocamento das espécies com base em sua adaptação para locomoção em áreas urbanas menos favoráveis para sua passagem (RIBEIRO et al., 2017).

Sendo assim, foi selecionado o caminho de maior frequência de ocorrência na simulação no LScorridor, que corresponde ao trajeto de maior RSFI (trajetos em vermelho), e a partir da ferramenta *buffer* do ArcGIS 10.6 foi delimitada a largura do CE, correspondendo a 200 m e apresentado na Figura 5.3.

Figura 5.3 – Corredores ecológicos elaborados com LScorridor



Fonte: Elaboração própria.

Os corredores ecológicos elaborados utilizando o mapa de resistência de superfície, correspondendo ao uso do solo e cobertura vegetal de 2019, e com a

utilização de quatro diferentes métodos de simulações no LSCorridors, apresentaram grande variabilidade no comprimento e área, sendo o menor valor de comprimento observado para o método do ML_{max} que considera os maiores valores de pixels dentro da matriz de percepção na superfície de resistência. No entanto, este método é adequado à espécies especialistas, uma vez que o CE gerado é mais restritivo para este método, apresentando predominância de 52,87% da área em pastagens e 18,19% em área de floresta plantada que possuem peso 50, valores intermediários da superfície de resistência e ainda 22,84% em áreas de formação florestal que são mais favoráveis à fauna.

Para os métodos ML_{min} e ML_{avg} , que consideram a influência da paisagem para espécies generalistas, que são espécies que tendem a se locomover mais facilmente pela paisagem na busca de recursos (YE; SKIDMOR; WANG, 2014), foi verificado para o ML_{avg} que considera a média dos valores de pixels dentro da matriz de percepção na superfície de resistência a predominância em áreas de formação florestal (41,37%) e pastagem (41,28%), enquanto para o ML_{min} que considera o valor mínimo dos pixels dentro da matriz de percepção na superfície de resistência, houve uma maior predominância em áreas de pastagem (50,11%) e formação florestal (29,07%).

Enquanto para o método MP que desconsidera a influência da paisagem na avaliação e adiciona uma variabilidade aleatória na superfície de resistência, apresentou a maior distância para conexão das UC e predominância em áreas de formação florestal (49,68%) e pastagem (38,19%) e está mais afastado da área urbana do município de Sorocaba e menos propício aos efeitos da especulação imobiliária, pressão antrópica e outros efeitos advindos da presença de infraestrutura urbana, conforme Tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Classes de uso do solo dos CE propostos com o LSCorridors

	MP		ML_{min}		ML_{avg}		ML_{max}	
Comprimento total (km)	19,56		17,60		12,23		11,66	
Área total (km ²)	3,922		3,505		2,441		2,329	
Classe de uso do solo e cobertura vegetal	Área (km²)	%	Área (km²)	%	Área (km²)	%	Área (km²)	%
Agricultura	0,116	2,97%	0,223	6,37%	0,003	0,13%	0,016	0,68%
Floresta Plantada	0,156	3,99%	0,173	4,94%	0,301	12,34%	0,424	18,19%
Formação Florestal	1,936	49,68%	1,019	29,07%	1,010	41,37%	0,532	22,84%
Infraestrutura Urbana	0,011	0,27%	0,245	7,00%	0,087	3,55%	0,114	4,88%
Pastagem	1,488	38,19%	1,757	50,11%	1,008	41,28%	1,232	52,87%
Rio e Lagos	0,191	4,89%	0,088	2,50%	0,033	1,33%	0,012	0,54%

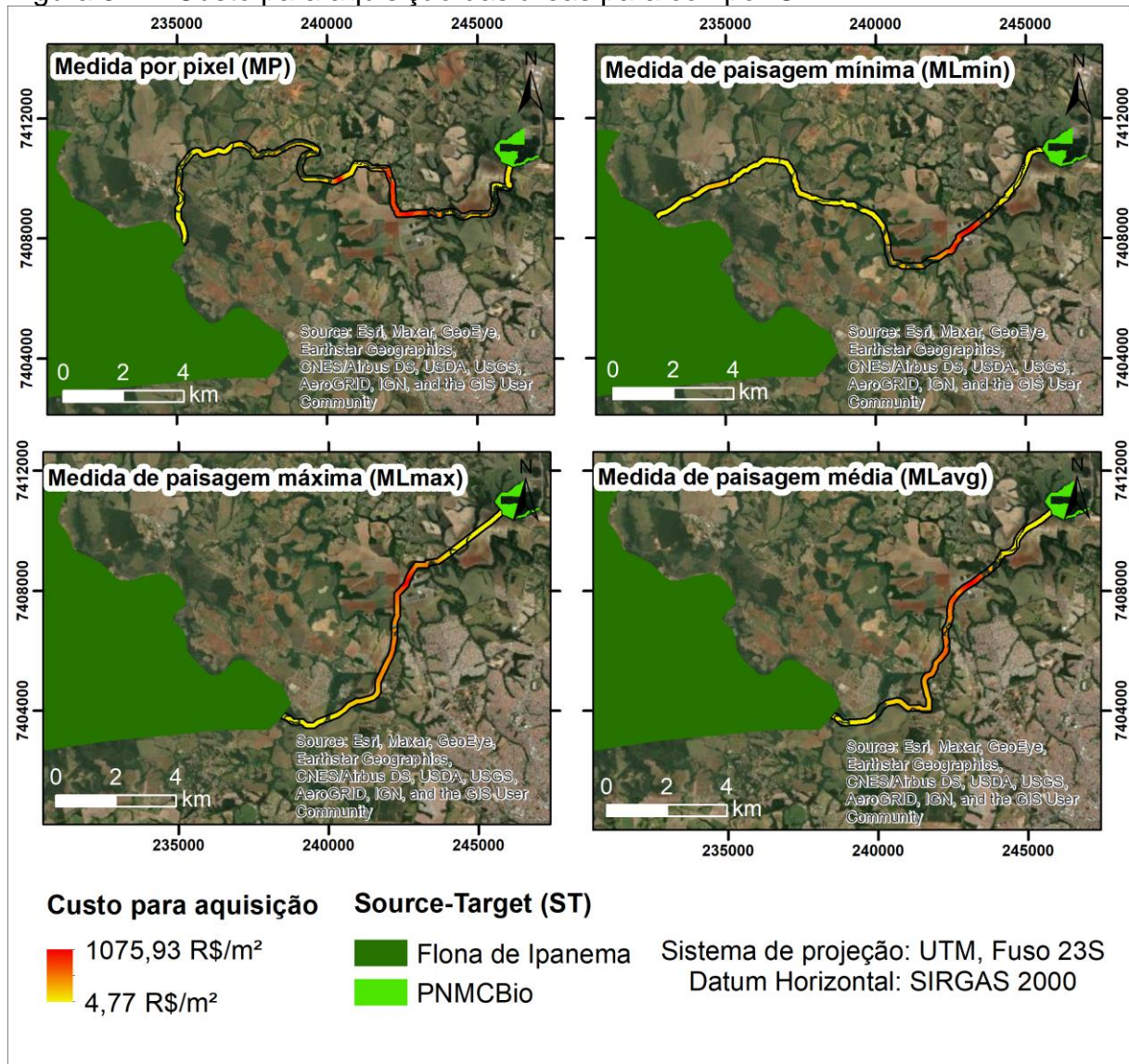
Fonte: Elaboração própria.

Para as classes de uso do solo e cobertura vegetal dos quatro métodos do LSCorridors apresentados na Tabela 5.1, houve baixa predominância em áreas de agricultura e infraestrutura urbana, que possuem maior peso por serem consideradas barreiras para a passagem da fauna, portanto, apresentando menor favorabilidade para integrarem corredores ecológicos segundo Louzada et al. (2012) e Oliveira et al. (2016).

Ainda, para Bhakti et al. (2021), que avaliaram a permeabilidade da paisagem urbana para cinco espécies de pássaros florestais utilizando o LSCorridors, verificaram que os métodos de simulação afetaram intensamente na trajetória do corredor ecológico.

Posteriormente, após a aplicação de álgebra de mapas para subtrair as áreas de preservação permanente e reserva legal, que são áreas já protegidas legalmente e que devem ser mantidas conservadas, não necessitando de desapropriação pelo poder público para implementação dos corredores ecológicos, verificou-se o custo para aquisição dos CE propostos, a partir da interpolação pelo método determinístico IQD de 2200 pontos (Apêndice A) com os valores de desapropriação das áreas obtidos por meio das plantas genéricas de valores dos municípios de Araçoiaba da Serra, Boituva, Capela do Alto, Iperó, Porto Feliz e Sorocaba, conforme verificado na Figura 5.4.

Figura 5.4 – Custo para aquisição das áreas para compor CE



Fonte: Elaboração própria.

Subtraindo-se as áreas protegidas legalmente, verificou-se que o corredor ecológico elaborado pelo método MP apresentou uma área para desapropriação de 2,30 km² (59%), enquanto para os métodos ML_{min}, ML_{avg} e ML_{max}, apresentaram sucessivamente área para desapropriação de 2,71 km² (77%), 1,93 km² (79%) e 2,08 km² (89%). Neste sentido, o método MP apresentou 41% da área já protegida legalmente, o melhor resultado dentre os quatro métodos, visto que as áreas protegidas devem ser mantidas com vegetação nativa, não necessitando ser desapropriada para implantação do CE.

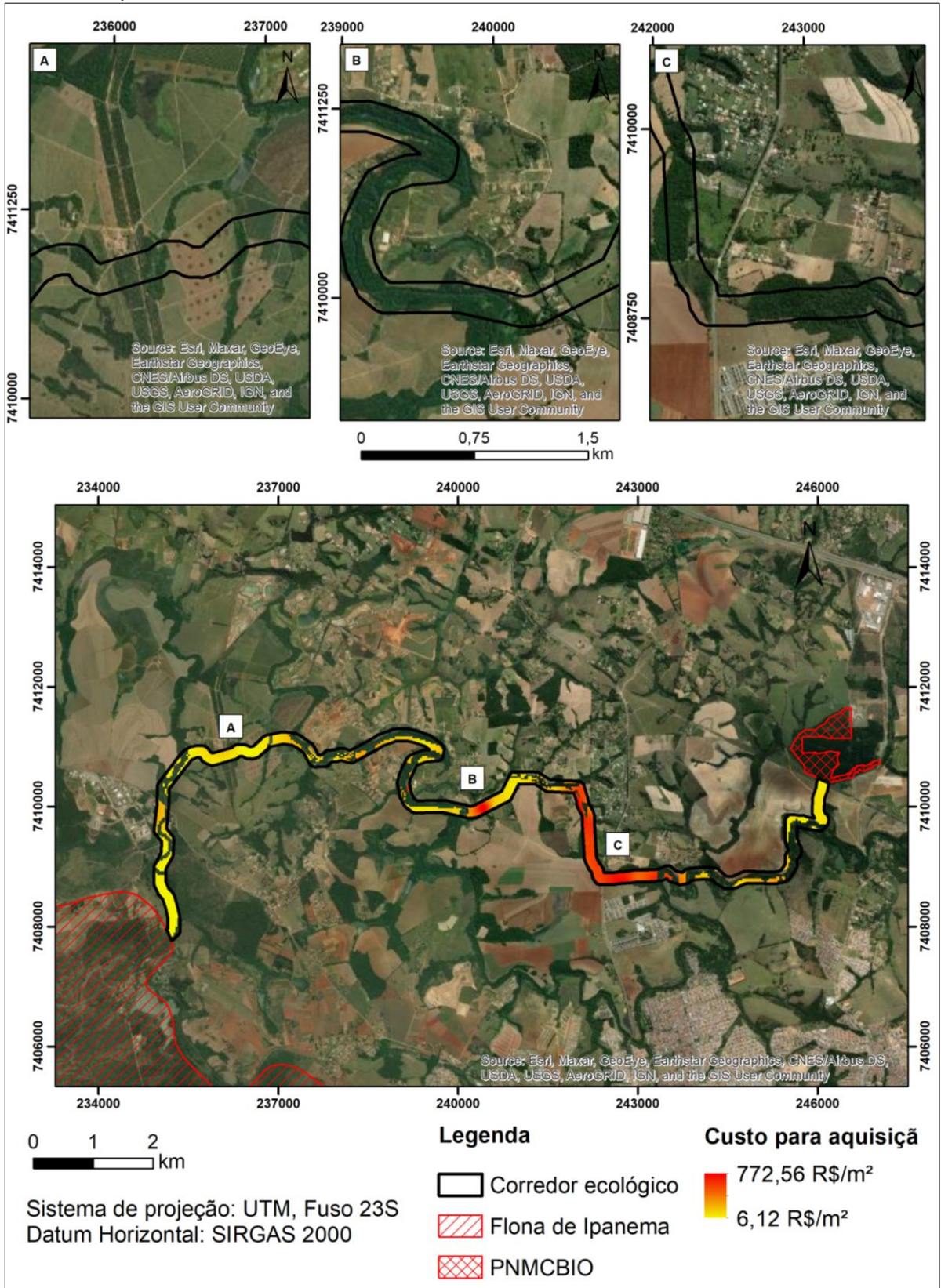
Sendo assim, para os quatro métodos apresentados na Figura 5.4, verificou-se que o custo para aquisição de cada CE gerado pelo LSCorridors foi de R\$

487.476,16 para MP, R\$ 496.948,83 para ML_{min} , R\$ 593.431,00 para ML_{avg} e R\$ 692.299,48 para ML_{max} .

Sendo o CE de menor custo o elaborado pelo método MP, visto que o método apresentou 41% da área já protegida legalmente, uma grande predominância de áreas de formação florestal (49,68%) e pastagem (38,19%), que pela tipologia do imóvel, apresentam menor custo de desapropriação, e ainda, as áreas de infraestrutura urbana, que apresentam os maiores valores, bem como maior complexidade para desapropriação, representam apenas 0,27% da área do CE.

A fim de identificar a concordância entre as classificações realizadas pelo LSCorridors e as informações de referência, foram identificadas áreas de maior e menor custo de desapropriação para serem observadas *in loco* conforme identificado na Figura 5.5.

Figura 5.5 – Seleção de áreas para verificação de concordância das classificações realizadas pelo LSCorridors

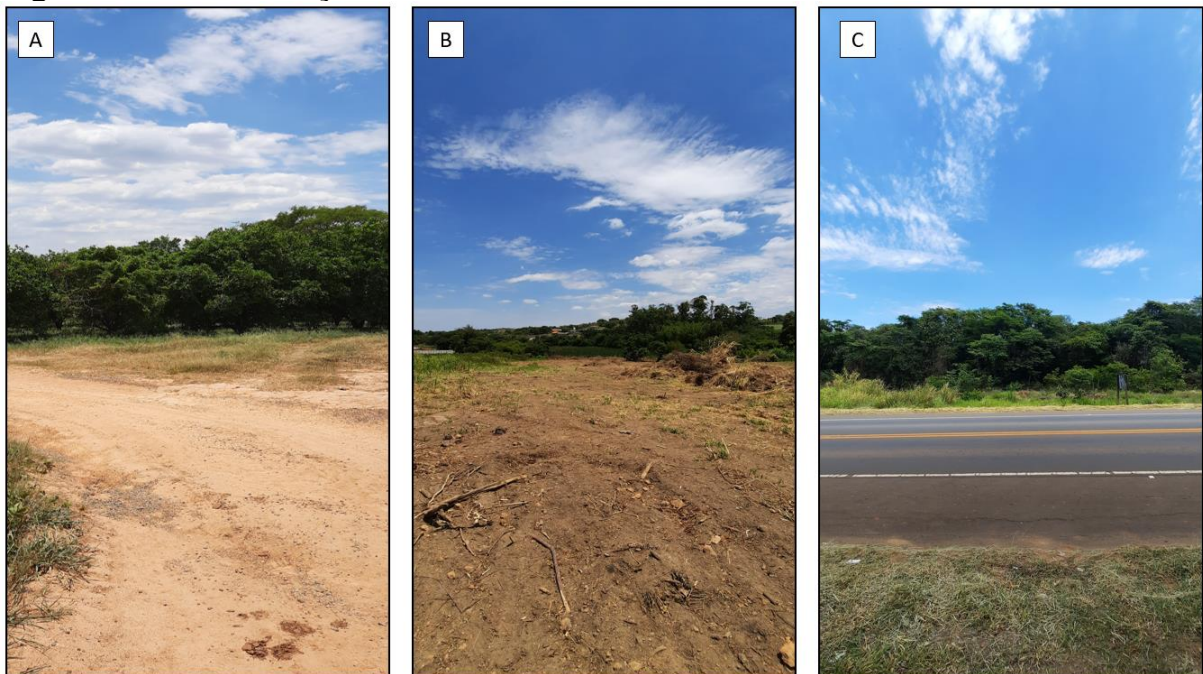


Fonte: Elaboração própria.

Na Figura 5.5A, verifica-se que as áreas de menor custo de aquisição estão localizadas próximas aos limites da Flona de Ipanema no município de Iperó, que apresenta menor adensamento urbano, visto que segundo a estimativa para o ano de 2021, realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia Estatística (IBGE) o município possui 38.771 habitantes, com densidade demográfica de 166,20 hab/km² para o ano de 2010, enquanto o trajeto localizado no município de Sorocaba, presente nas Figuras 5.5B e 5.5C, verifica-se um maior custo de desapropriação, pois ainda, segundo o IBGE, o município possui uma população estimada para o ano de 2021 de 695.328 habitantes e uma densidade demográfica para o ano de 2010 de 1.304,18 hab/km² (IBGE, 2021).

Após a avaliação das áreas *in loco*, conforme apresentado na Figura 5.6, verificou-se a concordância entre as classificações realizadas em SIG e as informações de referência, e identificados possíveis conflito de uso e barreiras no trajeto do CE proposto pelo método MP do LSCorridors.

Figura 5.6 – Observações *in loco*



Fonte: Elaboração própria.

Ainda, conforme a Figura 5.6A, verifica-se a presença de pomares no trajeto do CE localizado nas proximidades da Estrada Municipal de Iperó, que se encontra próxima ao Centro Tecnológico da Marinha em São Paulo (CTMSP), onde está

inserido o Centro Tecnológico da Marinha (CINA), Centro Industrial Nuclear de Aramar e o Batalhão de Defesa Nuclear, Biológica, Química e Radiológica de Aramar, que apresenta baixa densidade populacional no entorno e não é permitido fazer filmagens e fotos no local.

A Figura 5.6B, ilustra a visita *in loco* localizado na Estrada dos Martins I no município de Sorocaba, uma área com predomínio de chácaras e alguns salões de festas.

Enquanto na Figura 5.6C, verifica-se que o CE cruza a Rodovia Emerenciano Prestes de Barros nos limites da área urbana da cidade de Sorocaba, no bairro Parque São Bento, próximo a um complexo de condomínios, Residencial Jardim Carandá, que possui 2.560 unidades de apartamentos populares (LANÇAS, 2018). Verifica-se ainda que o limite máximo de velocidade na Rodovia Emerenciano Prestes de Barros é de 80 km/h, portanto, faz-se necessário a instalação de passagens segura para a travessia da fauna, a fim de mitigar o atropelamento da fauna.

Portanto, o LSCorridors se mostrou eficiente na definição de áreas da paisagem com maior permeabilidade da fauna, que podem ser utilizadas como critério para estabelecimento de áreas para conservação, visando a formação de corredores ecológicos (RIBEIRO et al., 2017).

E apesar dos estudos utilizando o LSCorridors considerarem os aspectos ambientais para a passagem da fauna, tais como estudo de Moraes et al. (2018) que simularam para Bacia do Rio São João no sudeste brasileiro, a influência da paisagem na dispersão de mico-leão dourado (*Leontopithecus rosalia*), que é uma espécie do bioma da Mata Atlântica ameaçada de extinção; e ainda, a avaliação da dispersão de carnívoros (*Leopardus wiedii*, *Leopardus pardalis*, *Puma concolor* e *Eira barbara*) da Mata Atlântica entre fragmentos florestais realizado por Diniz et al. (2021), não foram estimados os valores de aquisição das áreas para a implantação dos corredores ecológicos.

Verifica-se ainda que a estimativa do valor para desapropriação para implantação do CE proposto neste estudo favorece a captação de recursos, tais como por meio da Lei da Mata Atlântica, que cria incentivos financeiros para restauração dos ecossistemas, podendo ser custeado também por meio de Fundos Verdes, Termos de Compromisso de Recuperação Ambiental (TCRA) e Termos de Ajustamento de Conduta (TAC) firmados com órgãos do Sistema Ambiental Paulista

ou com o Ministério Público conforme previsto na Lei de Proteção de Vegetação Nativa (BRASIL, 2006; 2012).

Portanto, a medida de compensação ambiental é uma importante ferramenta na captação de recursos para execução de projetos, tais como a implantação do PNMCBio, realizado com percentual de compensação ambiental decorrente da implantação de uma unidade fabril da Toyota do Brasil no município de Sorocaba (SMITH; RIBEIRO, 2015).

No entanto, segundo Cuperus et al. (2002), os fundos verdes para compensação financeira vêm ocasionando um aumento no valor dos terrenos na Holanda, mas como no Brasil os valores de desapropriação são definidos pela planta genérica de valores, estão menos sujeitos a ações tendenciosas para elevar os ganhos financeiros.

Após a implantação do CE, o mesmo poderá ainda gerar créditos de carbono, conforme definido no Art. 6º do Acordo de Paris, realizado em 2015 na 21ª sessão da Conferência das Partes (COP 21) realizada em Paris na França, que possibilita que empresas e países comprem créditos de carbono a fim de reduzir a contabilização de suas emissões, mas que apenas em 2021 na 26ª sessão da Conferência das Partes (COP 26) realizada em Glasgow na Escócia, foram discutidas regras e procedimentos para o mecanismo de mercado de carbono, a fim de contribuir com o desenvolvimento sustentável e manter o aquecimento global no século 21 abaixo de 2 °C (UNFCCC, 2021a; 2021b).

Os corredores ecológicos atendem também aos objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS), sendo eles o ODS 11 que busca tornar as cidades mais inclusivas, seguras, resilientes e sustentáveis; a ODS 13 que trata da adoção de medidas para combater as alterações climáticas; e a ODS 15 que visa a proteção, restauração e o uso sustentável dos ecossistemas terrestres para redução da perda de biodiversidade (UN, 2021).

5.4 CONCLUSÃO

Verifica-se que o LSCorridors possibilita a identificação de áreas de maior suscetibilidade para a permeabilidade da fauna, que podem ser utilizadas para a

proposição de corredores ecológicos entre o Parque Municipal Corredores de Biodiversidade e a Floresta Nacional de Ipanema, visando a garantia da sustentabilidade destas importantes unidades de conservação.

Dentre os métodos adotados no LSCorridors, o ML_{max} apresentou a menor distância (11,66 km) e área (2,33 km²), no entanto, apresentou apenas 10,60% da área já protegida legalmente, enquanto o método MP apresentou a maior distância (19,56 km) e área (3,90 km²), sendo que 41,05% da área já se encontra protegida legalmente e, portanto, apresentou o menor custo de aquisição, totalizando R\$ 487.476,16.

Verifica-se ainda que o modelo de avaliação do custo de desapropriação, elaborado com base nas plantas genéricas, é uma importante ferramenta para auxiliar na tomada de decisão para implantação de corredores ecológicos, podendo utilizar diferentes modelos de proposição e ser um instrumento que norteia a decisão do qual se utilizar, de acordo com a viabilidade orçamentária da gestão pública e ser utilizado como parâmetro essencial do setor privado que tenha interesse em compensar ambientalmente o Estado.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente estudo, elaborou-se uma metodologia que estabelece o valor de desapropriação de áreas para implantação de corredores ecológicos (CE), obtidos considerando estressores ambientais, fatores bióticos e abióticos que interferem na favorabilidade do deslocamento da fauna para conexão do Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (PNMCBio) e a Floresta Nacional de Ipanema (Flona de Ipanema), utilizando técnicas de geoprocessamento e modelagem.

Neste sentido, foi realizada uma revisão bibliométrica sistemática para a identificação dos Sistema de Informação Geográfica (SIG), as principais extensões, o país e a espécie alvo utilizados na elaboração de corredores ecológicos.

Dentre os países que apresentaram maior número de publicações na área, destaca-se a China, que vem apresentando um grande processo de expansão urbana e fragmentação florestal, portanto são necessárias ações de planejamento para a conservação das espécies, e destaca-se também a União Europeia, pela adoção do Programa Natura 2000, que determina que os Estados Membros criem medidas de conservação de habitats a espécies vulneráveis.

O SIG mais utilizado na proposição de corredores ecológicos foi o ArcGIS, utilizando o modelo de caminho de menor custo (CMC) que está disponível como ferramenta no ArcGIS. Foram utilizados também uma grande variedade de planos de informação para elaboração de mapas de resistência de superfície. No entanto, o modelo CMC considera apenas uma única linha para conexão de fragmentos florestais e/ou unidades de conservação, não considerando a largura do CE.

Identifica-se ainda na revisão bibliométrica uma carência de estudos sobre a temática, além de alguns estudos não apresentarem elementos necessários para a implantação de um corredor, como a largura, o melhor caminho para ser implantado e o custo de aquisição das áreas.

No Brasil, a largura para CE no bioma da Mata Atlântica é definida pela Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) nº 9 de 1996, sendo a largura fixada em 10% do comprimento total e valor mínimo definido de 100 m e, quando em faixas marginais, a largura mínima deve ser estabelecida em ambas as margens do recurso hídrico, o que pode inviabilizar CE entre longas distâncias, desconsiderando a conexão entre fragmentos pré-existentes na área, portanto,

sugere-se ao Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) uma revisão nesta resolução, assim como a inserção de tais definições para largura de CE em outros biomas do país.

Entende-se ainda que é fundamental a observância das legislações ambientais, assim como a identificação das áreas protegidas legalmente, no entanto, em áreas rurais em que foram concedidas anistias pela ocupação indevida de áreas de preservação permanente, de acordo com a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN), os dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR), um sistema auto declaratório obrigatório de propriedades rurais, possibilita realizar o levantamento da situação das propriedades rurais em relação ao atendimento à legislação, auxiliando no monitoramento e fiscalização. No entanto, por se tratar de um registro auto declaratório, observou-se que a base apresenta alguns dados imprecisos, uma vez que a inserção de dados dispensa a capacitação técnica.

A área de estudo possui um total de 406 km², sendo 47,95 km² protegida legalmente (desconsiderando a área do PNMCBio e da Flona de Ipanema). No entanto, 57% das áreas protegidas devem ser recuperadas por estarem em desacordo com a legislação ambiental, neste sentido, recomenda-se a verificação das áreas em desconformidade e que os proprietários aderiram ao Programa de Regularização Ambiental (PRA), se comprometendo a recuperar e compensar o déficit de vegetação nas áreas protegidas, no prazo máximo de 20 anos contado a partir da vigência do Decreto nº 8.235 de 5 de maio de 2014, se estão atendendo ao compromisso firmado.

Considerando as áreas protegidas legalmente, foi proposto uma metodologia para a interligação do PNMCBio e a Flona de Ipanema, utilizando também os planos de informação que refletem na favorabilidade para o deslocamento da fauna e aquisição financeira das áreas, como o uso do solo, conflito de uso do solo por declividade, poluição luminosa, as áreas preservadas legalmente e o custo monetário das áreas, os quais foram ponderados pelo Processo Hierárquico Analítico (PHA) e utilizando o modelo de caminho de menor custo.

Este corredor ecológico multicritério (CEM) apresentou um comprimento de 36,72 km e uma área de 7,17 km² da qual 56,90% já se encontra protegida legalmente, e apresentou um valor estimado para sua aquisição de R\$ 690.506,54 com base em metodologia elaborada a partir da planta genérica de valores dos municípios de Araçoiaba da Serra, Boituva, Capela do Alto, Iperó, Porto Feliz e

Sorocaba, enfatizando a importância de se considerar as áreas protegidas na elaboração de mapas de resistência de superfície, visto que são áreas aptas para compor o CE, uma vez que legalmente devem ser mantidas com vegetação nativa por seus proprietários, não havendo necessidade de desapropriação pelo poder público para a efetivação do CE.

Outros quatro CE foram elaborados também a partir do software LandScape Corridors (LSCorridors) que é baseado no modelo de caminho de menor custo (CMC) e no algoritmo de múltiplos caminhos, realizando-se simulações com quatro métodos, sendo eles a medida por pixel (MP) e medidas de paisagem mínima (ML_{min}), média (ML_{avg}) e máxima (ML_{max}), utilizando como mapa de resistência de superfície o uso do solo e cobertura vegetal e posteriormente foram estimados os custos para desapropriação destes quatro CE.

Neste sentido, o método ML_{max} apresentou o CE de menor distância (11,66 km) e área (2,33 km²), no entanto, apenas 10,60% da área já está protegida legalmente, apresentando um custo para sua desapropriação de R\$ 692.299,48, enquanto o método MP apresentou a maior distância (19,56 km) e área (3,896 km²), sendo que 41,05% da área já se encontra protegida legalmente e, portanto, apresentou o menor custo de aquisição, visto que as áreas protegidas não necessitam ser adquiridas pelo poder público, totalizando um custo de R\$ 487.476,16 para sua aquisição.

Enquanto os métodos ML_{min} e ML_{avg} apresentaram sucessivamente 17,60 km e 12,23 km de comprimento com uma área de 3,50 km² e 2,44 km², onde apenas 22,79% da área já se encontra protegida legalmente para o método ML_{min} e 21,08% para o método ML_{avg} , logo totalizando um custo de aquisição de R\$ 496.948,83 para o método ML_{min} e R\$ 593.431,00 para o método ML_{avg} .

No entanto, embora os CE elaborados pelos quatro métodos do LSCorridors tenham apresentado menor custo para aquisição e uma distância inferior ao método proposto utilizando o método PHA, foi verificado que os CE elaborados a partir do uso do solo e cobertura vegetal como mapa de resistência de superfície no LSCorridors, apresentaram proporcionalmente uma menor área protegida legalmente conforme apresentado no Apêndice B.

Comparando o método MP do LSCorridors que apresentou o menor custo com o corredor ecológico multicritério conforme Apêndice C, verifica-se a necessidade da implantação de uma passagem segura para a travessia de animais

ao longo da Rodovia Emerenciano Prestes de Barros (SP-097) que apresenta no trecho de cruzamento com o CE elaborado pelo MP do LSCorridor um limite máximo de velocidade de 80 km/h, logo poderá onerar mais a sua implantação. No entanto para o CEM, visto que a passagem ao longo da rodovia se deu por áreas protegidas legalmente e que devido a presença de rios, apresentam ponte para a passagem dos carros e os animais podem transitar embaixo da ponte com maior segurança aos riscos de atropelamento, portanto, as necessidades de maiores intervenções urbanísticas são reduzidas.

Verifica-se que para CEM e o MP do LSCorridors, houve uma baixa predominância em áreas de infraestrutura urbana e ainda boa parte da área dos CE já se encontra com cobertura de formação florestal, o que pode favorecer a efetivação da implantação pelo poder público, além de reduzir o custo para o plantio de mudas nativas no percurso do CE.

Logo, verifica-se que metodologia proposta para estabelecer o custo em SIG para desapropriação de áreas para compor CE, elaborada com base nas plantas genéricas dos municípios, apresenta um avanço nos modelos de proposição de corredores ecológicos, sendo uma importante ferramenta para o auxílio na tomada de decisão pelo poder público, podendo ser um instrumento que norteia a decisão de acordo com a viabilidade orçamentária da gestão pública e ser utilizado como parâmetro essencial do setor privado que tenha interesse em compensar ambientalmente o Estado, como por exemplo por meio de Termos de Compromisso de Recuperação Ambiental (TCRA) ou Termos de Ajustamento de Conduta (TAC).

Verifica-se ainda que os municípios de Boituva, Capela do Alto, Iperó, Sorocaba, para o ano base 2019 não houve atualização da planta genérica nos últimos 10 anos, o que poderá refletir nos valores por m² nos municípios.

A metodologia apresenta uma importante ferramenta para as políticas públicas, definindo áreas prioritárias para a conservação e preservação da fauna, o que mediante a Lei nº 14.285, de 29 de dezembro de 2021, que apresenta uma flexibilização preocupante no que tange a proteção dos recursos hídricos e conservação das espécies, pois transfere aos municípios a responsabilidade de definir as áreas de proteção em faixas marginais de cursos d'água a serem protegidas em áreas urbanas, modificando a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN).

Verifica-se ainda que os CE atendem aos objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS) definidos pela Organização das Nações Unidas (ONU), tais como a ODS 11 que busca tornar as cidades mais inclusivas, seguras, resilientes e sustentáveis; a ODS 13 que trata da adoção de medidas para combater as alterações climáticas; e a ODS 15 que visa a proteção, restauração e o uso sustentável dos ecossistemas terrestres para redução da perda de biodiversidade.

E tendo em vista o potencial de aplicação da metodologia proposta na gestão pública, o presente estudo será ainda encaminhado à Secretaria Municipal de Meio Ambiente (Sema) de Sorocaba e ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMbio), para a captação de recursos para uma possível implantação efetiva do CE entre o PNMCBio e a Flona de Ipanema.

Sugere-se ainda para trabalhos futuros a utilização de diferentes cenários utilizando o LSCorridors, para proposição de corredores ecológicos, a fim de melhorar o modelo.

REFERÊNCIAS

- ADRIAENSEN, F.; CHARDON, J. P.; BLUST, G.; SWINNEN, E.; VILLALBA, S.; GULINCK, H.; MATTHYSEN, E. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. **Landscape and urban planning**, v. 64, n. 4, p. 233-247, 2003. doi: 10.1016/S0169-2046(02)00242-6
- AFOLAYAN, A. H.; OJOKOH, B. A.; ADETUNMBI, A. O. Performance analysis of fuzzy analytic hierarchy process multi-criteria decision support models for contractor selection. **Scientific African**, v. 9, p. e00471, 2020. doi: 10.1016/j.sciaf.2020.e00471
- ALBERTI, M.; MARZLUFF, J. M. Ecological resilience in urban ecosystems: Linking urban patterns to human and ecological functions. **Urban Ecosystems**, v. 7, n. 3, p. 241-265, 2004. doi: 10.1023/B:UECO.0000044038.90173.c6
- ALMENAR, J. B.; BOLOWICH, A.; ELLIOT, T.; GENELETTI, D.; SONNEMANN, G.; RUGANI, B. Assessing habitat loss, fragmentation and ecological connectivity in Luxembourg to support spatial planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 189, p. 335-351, 2019. doi: 10.1016/j.landurbplan.2019.05.004
- ASSIS, J. C.; SILVA-ZACARIN, E. C. M.; TOPPA, R. H. Fauna de abelhas nativas de Sorocaba. In: SMITH, W. S. (Org.) **Biodiversidade do Município de Sorocaba: Atualização e subsídios para a sua conservação**. Sorocaba: Universidade Paulista, 2020. p. 169-199.
- AZAM, C.; LE VIOL, I.; BAS, Y.; ZISSIS, G.; VERNET, A.; JULIEN, J. F.; KERBIRIOU, C. Evidence for distance and illuminance thresholds in the effects of artificial lighting on bat activity. **Landscape and Urban Planning**, v. 175, p. 123-135, 2018. doi: 10.1016/j.landurbplan.2018.02.011
- BARROS, R.; SPUZZILLO, G. O.; ALVES, T. C. C.; CAMARGO, L. V. X.; ASSIS, L. E. V. Fauna de invertebrados do município de Sorocaba, São Paulo, Brasil. In: SMITH, W. S. (Org.) **Biodiversidade do Município de Sorocaba: Atualização e subsídios para a sua conservação**. Sorocaba: Universidade Paulista, 2020. p. 155-168.
- BAZ, I.; GEYMEN, A.; ER, S. N. Development and application of GIS-based analysis/synthesis modeling techniques for urban planning of Istanbul Metropolitan Area. **Advances in Engineering Software**, v. 40, n. 2, p. 128-140, 2009. doi: 10.1016/j.advengsoft.2008.03.016
- BENNIE, J.; DUFFY, J. P.; DAVIES, T. W.; CORREA-CANO, M. E.; GASTON, K. J. Global trends in exposure to light pollution in natural terrestrial ecosystems. **Remote Sensing**, v. 7, n. 3, p. 2715-2730, 2015. doi: 10.3390/rs70302715
- BERGHER, I. S.; NAPPO, M. E.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. R.; SIMON, J. E.; FARIA, A. P. G. GIS Tools use to Identify Routes for Ecological Corridors formation between Atlantic Forest (Mata Atlântica) Fragments in the south region of Espírito Santo, Brazil. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 9, n. 20, p. 273-281, 2015.

BHAKTI, T.; PENA, J. C.; NIEBUHR, B. B.; SAMPAIO, J.; GOULART, F. F.; AZEVEDO, C. S.; RIBEIRO, M. C.; ANTONINI, Y. Combining land cover, animal behavior, and master plan regulations to assess landscape permeability for birds. **Landscape and Urban Planning**, v. 214, p. 104171, 2021. doi: doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104171

BIRCOL, G. A. C.; SOUZA, M. P.; FONTES, A. T.; CHIARELLO, A. G.; RANIERI, V. E. L. Planning by the rules: A fair chance for the environment in a land-use conflict area. **Land use policy**, v. 76, p. 103-112, 2018. doi: 10.1016/j.landusepol.2018.04.038

BORGES, L. A. C.; REZENDE, J. L. P. Áreas protegidas no interior de propriedades rurais: a questão das APP e RL. **Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 2, p. 210-222, 2011. doi: 10.4322/floram.2011.040

BRANCALION, P. H.; GARCIA, L. C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. **Natureza & Conservação**, v. 14, p. 1-16, 2016. doi: 10.1016/j.ncon.2016.03.004

BRANTON, M.; RICHARDSON, J. S. Assessing the value of the umbrella-species concept for conservation planning with meta-analysis. **Conservation Biology**, v. 25, n. 1, p. 9-20, 2011. doi: 10.1111/j.1523-1739.2010.01606.x

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil. **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 5 de outubro 1988. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/ConstituicaoCompilado.htm>. Acesso em: 17 dez: 2020.

BRASIL. Decreto nº 530, de 20 de maio de 1992. Cria a Floresta Nacional de Ipanema. **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 21 de maio de 1992. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/d0530.htm>. Acesso em: 17 dez. 2020.

BRASIL. Decreto nº 7.830, de 17 de outubro de 2012. Dispõem sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o Cadastro Ambiental Rural, estabelece normas de caráter geral aos Programas de Regularização Ambiental, de que trata a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 18 de outubro 2012a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/decreto/D7830.htm>. Acesso em: 17 jun. 2021.

BRASIL. Decreto nº 8.235 de 5 de maio de 2014. Estabelece normas gerais complementares aos Programas de Regularização Ambiental dos Estados e do Distrito Federal, de que trata o Decreto nº 7.830, de 17 outubro de 2012, institui o Programa Mais Ambiente Brasil, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 5 de maio de 2014. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2014/decreto/d8235.htm>. Acesso em: 2 abr. 2020.

BRASIL. Lei Federal n. 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União:** República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 19 de julho 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>. Acesso em: 8 maio 2018.

BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. **Diário Oficial da União:** República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 26 de dezembro de 2006. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm>. Acesso em: 12 dez. 2021.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União:** República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 28 de maio de 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 4 maio 2020.

BRASIL. Lei nº 12.727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Diário Oficial da União:** República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 17 de outubro de 2012c. Disponível em: <<https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?jornal=1&pagina=1&data=18/10/2012>>. Acesso em: 4 maio 2020.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial da União:** República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 16 de setembro de 1965. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L4771.htm>. Acesso em: 15 maio 2020.

BRASIL. Lei nº 7.803, de 18 de julho de 1989. Altera a redação da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e revoga as Leis nºs 6.535, de 15 de junho de 1978, e 7.511, de 7 de julho de 1986. **Diário Oficial da União:** República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 18 de julho de 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L7803.htm>. Acesso em: 2 abr. 2020.

BRASIL. Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001. Altera os arts. 1º, 4º, 14, 16 e 44, e acresce dispositivos à Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o Código Florestal, bem como altera o art. 10 da Lei nº 9.393, de 19 de dezembro de 1996, que dispõe sobre o Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural - ITR, e dá outras providências. **Diário Oficial da União:** República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 25 de agosto de 2001. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/mpv/2166-67.htm>. Acesso em: 28 abr. 2020.

BROOKS, T. M.; PIMM, S. L.; OYUGI, J. O. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. **Conservation Biology**, v. 13, n. 5, p. 1140-1150, 1999. doi: 10.1046/j.1523-1739.1999.98341.x

CAMPOS, D. S. M.; OLIVEIRA, M. H. L.; TOKUDA, M.; OLIVEIRA, E. M. C.; CARVALHO, B. R. R.; RIBEIRO, V. Q. N. Mastofauna do Município de Sorocaba. In: SMITH, W. S. (Org.) **Biodiversidade do Município de Sorocaba: Atualização e subsídios para a sua conservação**. Sorocaba: Universidade Paulista, 2020. p. 276-295.

CAMPOS-SILVA, L. A. et al. Aves do município de Sorocaba. In: SMITH, W. S. (Org.) **Biodiversidade do Município de Sorocaba: Atualização e subsídios para a sua conservação**. Sorocaba: Universidade Paulista, 2020. p. 243-276.

CANNAS, I.; LAI, S.; LEONE, F.; ZOPPI, C. Green infrastructure and ecological corridors: A regional study Concerning Sardinia. **Sustainability**, v. 10, n. 4, p. 1265, 2018. doi: 10.3390/su10041265

CARVALHO, L. H. W.; LAUDARES, S.; LIBÓRIO, M. P.; EKEL, M. P.; MARQUES, R. O. Urban Settlement Spatial Analysis in Permanent Preservation Area of M'boicy Watershed River, Foz do Iguaçu City in Brazil. **International Journal of Geosciences**, v. 7, n. 10, p. 1222-1231, 2016. doi: 10.4236/ijg.2016.710091

CASTRO, S. L. I.; MAY, L. R.; GARCIAS, C. M. Meio ambiente e cidades - áreas de preservação permanente (APPS) marginais urbanas na lei federal n. 12.651/12. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 3, p. 1340-1349, 2018. doi: 10.5902/1980509833353

CAVIGLIA-HARRIS, J. L. Agricultural innovation and climate change policy in the Brazilian Amazon: Intensification practices and the derived demand for pasture. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 90, p. 232-248, 2018. doi: 10.1016/j.jeem.2018.06.006

CEGIELSKA, K. M.; SALATA, T.; GAWROŃSKI, K.; RÓŻYCKA-CZAS, R. Level of spatial differentiation of anthropogenic impact in Małopolska. **Journal of Ecological Engineering**, v. 18, n. 1, p. 200-209, 2017. doi: 10.12911/22998993/67100

CHEN, Q.; TOMLINSON, K. W.; CAO, L.; WANG, B. Effects of fragmentation on the seed predation and dispersal by rodents differ among species with different seed size. **Integrative Zoology**, v. 12, n. 6, p. 468-476, 2017. doi: 10.1111/1749-4877.12273

COELHO, S. et al. Flora Vascular das áreas de vegetação remanescente do município de Sorocaba. In: SMITH, W. S. (Org.) **Biodiversidade do Município de Sorocaba: Atualização e subsídios para a sua conservação**. Sorocaba: Universidade Paulista, 2020. p. 112-154.

COELHO, S.; CARDOSO-LEITE, E.; CASTELLO, A. C. D. Composição florística e caracterização sucessional como subsídio para conservação e manejo do PNMCBio, Sorocaba - SP. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 1, p. 331-344, 2016.

CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 9, de 24 de outubro de 1996**. Disponível em:

<https://www.mma.gov.br/estruturas/202/_arquivos/conama_res_cons_1996_009_coredor_de_vegetao_entre_remanescentes_202.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2020.

CONOVER, M. R.; PITT, W. C.; KESSLER, K. K.; DUBOW, T. J.; SANBORN, W. A. Review of human injuries, illnesses, and economic losses caused by wildlife in the United States. **Wildlife society Bulletin**, v. 23, n. 3, p. 407-414, 1995.

CÓRDOVA-LEPE, F.; DEL VALLE, R.; RAMOS-JILIBERTO, R. The process of connectivity loss during habitat fragmentation and their consequences on population dynamics. **Ecological modelling**, v. 376, p. 68-75, 2018. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2018.01.012

CORRÊA, C. J. P.; TONELLO, K. C.; FRANCO, F. S.; LIMA, M. T. O plano diretor influencia na produção de serviços ambientais? Um estudo de caso na microbacia do Pirajibu-Mirim, em Sorocaba, SP. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 45, p. 115-129, 2017. doi: 10.5327/Z2176-947820170247

CUPERUS, R.; KALSBECK, M.; HAES, H. A. U.; CANTERS, K. J. Preparation and implementation of seven ecological compensation plans for Dutch highways. **Environmental Management**, v. 29, n. 6, p. 736-749, 2002. doi: 10.1007/s00267-001-2504-7

CUSHMAN, S. A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. **Biological conservation**, v. 128, n. 2, p. 231-240, 2006. doi: 10.1016/j.biocon.2005.09.031

DAI, X.; LI, Z.; LIN, S.; XU, W. Assessment and zoning of eco-environmental sensitivity for a typical developing province in China. **Stochastic environmental research and risk assessment**, v. 26, n. 8, p. 1095-1107, 2012. doi: 10.1007/s00477-011-0550-0

DAVIES, T. W.; BENNIE, J.; GASTON, K. J. Street lighting changes the composition of invertebrate communities. **Biology letters**, v. 8, n. 5, p. 764-767, 2012. doi: 10.1098/rsbl.2012.0216

DIAS-SILVA, F.; PINHEIRO, L. A. S.; MACHADO, A. R.; BARBOSA, J., CAMBOIN, K. C., SMITH, W. S. Herpetofauna do município de Sorocaba, São Paulo, Brasil. In: SMITH, W. S. (Org.) **Biodiversidade do Município de Sorocaba: Atualização e subsídios para a sua conservação**. Sorocaba: Universidade Paulista, 2020. p. 215-242.

DINIZ, M. F.; COELHO, M. T.; SOUSA, F. G.; HASUI, É.; LOYOLA, R. The underestimated role of small fragments for carnivore dispersal in the Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 81-89, 2021. doi: 10.1016/j.pecon.2020.12.001

DUFLOT, R.; AVON, C.; ROCHE, P.; BERGÈS, L. Combining habitat suitability models and spatial graphs for more effective landscape conservation planning: An applied methodological framework and a species case study. **Journal for Nature Conservation**, v. 46, p. 38-47, 2018. doi: 10.1016/j.jnc.2018.08.005

- FANG, J.; PARTOVI, F. Y. Criteria determination of analytic hierarchy process using a topic model. **Expert Systems with Applications**, v. 169, p. 114306, 2021. doi: 10.1016/j.eswa.2020.114306
- FENU, G.; PAU, P. L. Connectivity analysis of ecological landscape networks by cut node ranking. **Applied network science**, v. 3, n. 1, p. 1-15, 2018. doi: 10.1007/s41109-018-0085-0
- FERRARI, J. L.; SILVA, S. F.; SANTOS, A. R.; GARCIA, R. F. Corredores ecológicos potenciais na sub-bacia hidrográfica do córrego Horizonte, Alegre - ES, indicados por meio de SIG. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 7, n. 1, p. 133-141, 2012. doi: 10.5039/agraria.v7i1a1577
- FERRETTI, V.; POMARICO, S. An integrated approach for studying the land suitability for ecological corridors through spatial multicriteria evaluations. **Environment, development and sustainability**, v. 15, n. 3, p. 859-885, 2013. doi: 10.1007/s10668-012-9400-6
- FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005. doi: 10.1126/science.1111772
- FONSECA, A. B.; ALGER, K.; PINTO, L. P.; ARAÚJO, M.; CAVALCANTI, R. Corredores de biodiversidade: O corredor central da Mata Atlântica. In: ARRUDA, M. B.; SÁ, L. F. S. N. (Org.). **Corredores Ecológicos – Uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil**. Brasília: Ibama, 2003. p. 47-68.
- FONSECA, R. O. Compensação ambiental: Da contradição à valoração do meio ambiente no Brasil. **Sociedade & Natureza**, v. 27, n. 2, p. 209-221, 2015. doi: 10.1590/1982-451320150202
- FRANÇA, J. F.; OLIVEIRA, R. A.; GERENUTTI, M.; JOZALA, A. F.; GROTTTO, D. High performance liquid chromatography applied in hormone contaminations detection: A scoping review in ecotoxicology. **Journal of Liquid Chromatography & Related Technologies**, v. 41, n. 7, p. 377-383, 2018. doi: 10.1080/10826076.2018.1446980
- FREITAS, S. R.; HAWBAKER, T. J.; METZGER, J. P. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 3, p. 410-417, 2010. doi: 10.1016/j.foreco.2009.10.036
- GARRASTAZÚ, M. C.; MENDONÇA, S. D.; HOROKOSKI, T. T.; CARDOSO, D. J.; ROSOT, M. A. D.; NIMMO, E. R.; LACERDA, A. E. B. Carbon sequestration and riparian zones: Assessing the impacts of changing regulatory practices in Southern Brazil. **Land Use Policy**, v. 42, p. 329-339, 2015. doi: 10.1016/j.landusepol.2014.08.003
- GERSSSEN-GONDELACH, S. J.; LAUWERIJSSSEN, R. B. G.; HAVLÍK, P.; HERRERO, M.; VALIN, H.; FAAIJ, A. P.; WICKE, B. Intensification pathways for beef and dairy cattle production systems: Impacts on GHG emissions, land occupation and land use change. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 240, p. 135-147, 2017. doi: 10.1016/j.agee.2017.02.012

GONZÁLEZ-VARO, J. P.; BIESMEIJER, J. C.; BOMMARCO, R.; POTTS, S. G.; SCHWEIGER, O.; SMITH, H. G.; STEFFAN-DEWENTER, I.; SZENTGYÖRGYI, H.; WOYCIECHOWSKI, M.; VILÀ, M. Combined effects of global change pressures on animal-mediated pollination. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 9, p. 524-530, 2013. doi: 10.1016/j.tree.2013.05.008

GRACIANO-SILVA, T.; PEIXOTO-GIACON, V.; CARDOSO-LEITE, E. Integridade Biótica de Fragmentos Florestais Urbanos em Sorocaba/SP In: SMITH, W. S. (Org.) **Biodiversidade do Município de Sorocaba: Atualização e subsídios para a sua conservação**. Sorocaba: Universidade Paulista, 2020. p. 169-199.

GUO, Y.; LIU, Y. Connecting regional landscapes by ecological networks in the Greater Pearl River Delta. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 13, n. 2, p. 265-278, 2017. doi: 10.1007/s11355-016-0318-2

GURRUTXAGA, M.; LOZANO, P. J.; DEL BARRIO, G. GIS-based approach for incorporating the connectivity of ecological networks into regional planning. **Journal for Nature Conservation**, v. 18, n. 4, p. 318-326, 2010. doi: 10.1016/j.jnc.2010.01.005

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science advances**, v. 1, n. 2, p. 1-9, 2015. doi: 10.1126/sciadv.1500052

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; DAMSCHEN, E. I.; EVANS, D. M.; JOHNSON, B. L.; LEVEY, D. J.; ORROCK, J. L.; RENASCO, J.; SULLIVAN, L. L.; TEWKSBURY, J. J.; WAGNER, S. A.; WELDON, A. J. Potential negative ecological effects of corridors. **Conservation Biology**, v. 28, n. 5, p. 1178-1187, 2014. doi: 10.1111/cobi.12323

HEPCAN, Ç. C.; ÖZKAN, M. B. Establishing ecological networks for habitat conservation in the case of Çeşme–Urla Peninsula, Turkey. **Environmental monitoring and assessment**, v. 174, n. 1-4, p. 157-170, 2011. doi: 10.1007/s10661-010-1447-y

HEPCAN, Ş.; HEPCAN, Ç. C.; BOUWMA, I. M.; JONGMAN, R. H.; ÖZKAN, M. B. Ecological networks as a new approach for nature conservation in Turkey: a case study of Izmir Province. **Landscape and Urban Planning**, v. 90, n. 3-4, p. 143-154, 2009. doi: 10.1016/j.landurbplan.2008.10.023

HIPÓLITO, J.; COUTINHO, J.; MAHLMANN, T.; SANTANA, T. B. R.; MAGNUSSON, W. E. Legislation and pollination: Recommendations for policymakers and scientists. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 1-9, 2021. doi: 10.1016/j.pecon.2021.01.003

HONG, W.; GUO, R.; SU, M.; TANG, H.; CHEN, L.; HU, W. Sensitivity evaluation and land-use control of urban ecological corridors: A case study of Shenzhen, China. **Land Use Policy**, v. 62, p. 316-325, 2017. doi: 10.1016/j.landusepol.2017.01.010

HOU, Q.; DU, Y.; DONG, W.; ZENG, Z.; ZHANG, L.; DUAN, Y.; HOU, X. Smart city oriented ecological corridor layout of Sanshui River Basin in arid area of Loess Plateau. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v. 44, p. 100993, 2021. doi: 10.1016/j.seta.2021.100993

HU, J.; LIU, Y.; FANG, J. Ecological Corridor Construction Based on Least-Cost Modeling Using Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) Nighttime Light Data and Normalized Difference Vegetation Index. **Land**, v. 10, n. 8, p. 782, 2021. doi: 10.3390/land10080782

HUCK, M.; JĘDRZEJEWSKI, W.; BOROWIK, T.; MIŁOSZ-CIELMA, M.; SCHMIDT, K.; JĘDRZEJEWSKA, B.; NOWAK, S.; MYSŁAJEK, R. W. Habitat suitability, corridors and dispersal barriers for large carnivores in Poland. **Acta Theriologica**, v. 55, n. 2, p. 177-192, 2010. doi: 10.4098/j.at.0001-7051.114.2009

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Bases cartográficas contínuas**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/bases-cartograficas-continuas/15759-brasil.html>>. Acesso em: 18 jun. 2021.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 20 nov. 2021.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Malha de Setores Censitários**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/26565-malhas-de-setores-censitarios-divisoes-intramunicipais.html?=&t=downloads>>. Acesso em: 09 nov. 2021b.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Portal de mapas**. Disponível em: <<https://portaldemapas.ibge.gov.br/portal.php#mapa222602>>. Acesso em: 11 jul. 2021a.

ICMBIO, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de Manejo da Floresta Nacional de Ipanema**. Iperó: ICMBio, 2017.

ICMBIO, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Mapa Temático e Dados Geoestatísticos das Unidades de Conservação Federais**. Disponível em: <<https://www.gov.br/icmbio/pt-br/servicos/geoprocessamento/mapa-tematico-e-dados-geoestatisticos-das-unidades-de-conservacao-federais>>. Acesso em: 18 jun. 2021.

IGC-SP, Instituto Geográfico e Cartográfico de São Paulo. **GeoPortal - Central de Downloads**. Disponível em: <<http://geoportal.igc.sp.gov.br/centraldownloads>>. Acesso em: 18 jun. 2021.

INCRA, Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. **Sistema Nacional de Cadastro Rural: Índices Básicos de 2013**. Disponível em: <http://www.incra.gov.br/media/docs/indices_basicos_2013_por_municipio.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2020.

LANÇAS, S. Y. S. **Zoneamento e urbanização: trechos da Rodovia Raposo Tavares (SP270) - 1950 a 2017**. 2018. Tese (Doutorado em Planejamento Urbano e Regional) - Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018. doi:10.11606/T.16.2019.tde-18102018-152815

LEIBENATH, M.; BLUM, A.; STUTZRIEMER, S. Transboundary cooperation in establishing ecological networks: The case of Germany's external borders.

Landscape and Urban Planning, v. 94, n. 2, p. 84-93, 2010. doi: 10.1016/j.landurbplan.2009.08.002

LI, X.; ZHOU, Y.; ZHAO, M.; ZHAO, X. A Harmonization of DMSPP and VIIRS nighttime light data from 1992-2020 at the global scale. **Figshare**, 2020a. doi: 10.6084/m9.figshare.9828827.v5

LI, X.; ZHOU, Y.; ZHAO, M.; ZHAO, X. A harmonized global nighttime light dataset 1992–2018. **Scientific Data**, v. 7, n. 168, p. 1-9, 2020b. doi: 10.1038/s41597-020-0510-y

LIANG, J.; HE, X.; ZENG, G.; ZHONG, M.; GAO, X.; LI, X.; LI, X.; WU, H.; FENG, C.; XING, W.; FANG, Y.; MO, D. Integrating priority areas and ecological corridors into national network for conservation planning in China. **Science of The Total Environment**, v. 626, p. 22-29, 2018. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.086

LIU, S.; DENG, L.; DONG, S.; ZHAO, Q.; YANG, J.; WANG, C. Landscape connectivity dynamics based on network analysis in the Xishuangbanna Nature Reserve, China. **Acta Oecologica**, v. 55, p. 66-77, 2014. doi: 10.1016/j.actao.2013.12.001

LIU, S.; DONG, Y.; CHENG, F.; ZHANG, Y.; HOU, X.; DONG, S.; COXIXO, A. Effects of road network on Asian elephant habitat and connectivity between the nature reserves in Xishuangbanna, Southwest China. **Journal for Nature Conservation**, v. 38, p. 11-20, 2017. doi: 10.1016/j.jnc.2017.05.001

LORO, M.; ORTEGA, E.; ARCE, R. M.; GENELETTI, D. Assessing landscape resistance to roe deer dispersal using fuzzy set theory and multicriteria analysis: a case study in Central Spain. **Landscape and ecological engineering**, v. 12, n. 1, p. 41-60, 2016. doi: 10.1007/s11355-015-0275-1

LORO, M.; ORTEGA, E.; ARCE, R. M.; GENELETTI, D. Ecological connectivity analysis to reduce the barrier effect of roads. An innovative graph-theory approach to define wildlife corridors with multiple paths and without bottlenecks. **Landscape and urban planning**, v. 139, p. 149-162, 2015. doi: 10.1016/j.landurbplan.2015.03.006

LOURENÇO, R. W.; SILVA, D. C. C.; MARTINS, A. C. G.; SALES, J. C. A.; ROVEDA, S. R. M. M.; ROVEDA, J. A. F. Use of fuzzy systems in the elaboration of an anthropic pressure indicator to evaluate the remaining forest fragments. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 3, p. 2481-2488, 2015. doi: 10.1007/s12665-015-4253-6

LOURENÇO, R. W.; SILVA, D. C. C.; SALES, J. C. A. Elaboração de uma metodologia de avaliação de fragmentos de remanescentes florestais como ferramenta de gestão e planejamento ambiental. **Ambiência**, v. 10, n. 3, p. 685-698, 2014. doi: 10.5935/ambiencia.2014.03.03

LOUZADA, F. L. R. O.; DOS SANTOS, A. R.; DA SILVA, A. G.; DE OLIVEIRA, O. M.; DE OLIVEIRA G. G.; SOARES, V. P.; PELUZIO, J. B. E. Proposta de corredores ecológicos para interligação de parques estaduais utilizando geotecnologia, Espírito Santo (ES) - Brasil. **Revista Geográfica Venezolana**, v. 53, n. 2, p. 2, 239-254, 2012.

MALO, J. E.; SUÁREZ, F., DÍEZ, A. Can we mitigate animal – vehicle accidents using predictive models? **Journal of applied ecology**, v. 41, n. 4, p. 701-710, 2004. doi: 10.1111/j.0021-8901.2004.00929.x

MAPBIOMAS. **Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1>>. Acesso em: 18 jun. 2021.

MARULLI, J.; MALLARACH, J. M. A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area. **Landscape and urban planning**, v. 71, n. 2-4, p. 243-262, 2005. doi: 10.1016/j.landurbplan.2004.03.007

MATOS, F. C.; TARGA, M. S.; BATISTA, G. T.; DIAS, N. W. Análise temporal da expansão urbana no entorno do Igarapé Tucunduba, Belém, PA, Brasil. **Revista Biociências**, v. 17, n. 1, 2011.

MELLO, K.; TANIWAKI, R. H.; PAULA, F. R.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; MACEDO, D. R.; LEAL, C. G.; RODRIGUES, C. B.; HUGHES, R. M. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 270, p. 110879, 2020. doi: 10.1016/j.jenvman.2020.110879

MELO, A. T. O.; COELHO, A. S. G.; PEREIRA, M. F.; BLANCO, A. J. V.; FRANCESCHINELLI, E. V. High genetic diversity and strong spatial genetic structure in *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart. (Meliaceae): implications to Brazilian Atlantic Forest tree conservation. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 2, p. 129-133, 2014. doi: 10.1016/j.ncon.2014.08.001

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Cadastro Ambiental Rural (CAR)**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/mma-em-numeros/cadastro-ambiental-rural>>. Acesso em: 17 abr. 2020.

MONTIS, A. D.; CASCHILI, S.; MULAS, M.; MODICA, G.; GANCIU, A.; BARDI, A.; LEDDA, A.; DESSENA, L.; LAUDARI, L.; FICHERA, C. R. Urban–rural ecological networks for landscape planning. **Land Use Policy**, v. 50, p. 312-327, 2016. doi: 10.1016/j.landusepol.2015.10.004

MORAES, A. M.; RUIZ-MIRANDA, C. R.; GALETTI JR, P. M.; NIEBUHR, B. B.; ALEXANDRE, B. R.; MUYLAERT, R. L.; GRATIVOL, A. D.; RIBEIRO, J. W.; FERREIRA, A. N.; RIBEIRO, M. C. Landscape resistance influences effective dispersal of endangered golden lion tamarins within the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 224, p. 178-187, 2018. doi: 10.1016/j.biocon.2018.05.023

MORANDI, D. T.; FRANÇA, L. C. J., MENEZES, E. S.; MACHADO, E. L. M.; SILVA, M. D.; MUCIDA, D. P. Delimitation of ecological corridors between conservation units in the Brazilian Cerrado using a GIS and AHP approach. **Ecological Indicators**, v. 115, p. 106440, 2020. doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106440

MOTA JÚNIOR, V. D.; AMORIM, S. R.; GRAHN, M. L. P.; ZAMPIERI, L. Q. R.; SMITH, W. S. Histórico e Criação do Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade. In: SMITH, W. S.; RIBEIRO, C. A. (Org.). **Parque Natural Municipal**

Corredores de Biodiversidade: pesquisas e perspectivas futuras. Sorocaba: Prefeitura Municipal, 2015. p. 16-24.

NILSSON, C.; BERGGREN, K. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation: Dam operations have caused global-scale ecological changes in riparian ecosystems. How to protect river environments and human needs of rivers remains one of the most important questions of our time. **BioScience**, v. 50, n. 9, p. 783-792, 2000. doi: 10.1641/0006-3568(2000)050[0783:AORECB]2.0.CO;2.

NOR, A. N. M.; CORSTANJE, R.; HARRIS, J. A.; GRAFIUS, D. R.; SIRIWARDENA, G. M. Ecological connectivity networks in rapidly expanding cities. **Heliyon**, v. 3, n. 6, p. e00325, 2017. doi: 10.1016/j.heliyon.2017.e00325

OLIVEIRA, C. D. C.; BORGES, L. A. C.; ACERBI JÚNIOR, F. W. Land use in Permanent Preservation Areas of Grande River (MG). **Floresta Ambiente**, v. 25, n. 2, e00023015, 2018. doi: 10.1590/2179-8087.023015.

OLIVEIRA, G. C.; FERNANDES FILHO, E. I. Automated mapping of permanent preservation areas on hilltops. **CERNE**, v. 22, n. 1, p. 111-120, 2016. doi: 10.1590/01047760201622012100.

OLIVEIRA, R. A.; ANDRADE, E. L.; TONIOLO, B. P.; MARTINS, A. C. G.; SILVA, D. C. C. Áreas verdes protegidas legalmente e aptas para interligarem duas unidades de conservação. **Revista Caminhos de Geografia**. No prelo, 2022.

OLIVEIRA, R. A.; SILVA, D. C. C.; SIMONETTI, V. C.; STROKA, E. A. B.; SABONARO, D. Z. Proposição de Corredor Ecológico entre duas Unidades de Conservação na Região Metropolitana de Sorocaba. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 32, p. 61-71, 2016. doi: 10.11606/rdg.v32i0.116467

OMENA JUNIOR, R.; PANTOJA-LIMA, J.; SANTOS, A. L. W.; RIBEIRO, G. A. A.; ARIDE, P. H. R. Caracterización de la fauna de vertebrados atropellada en la carretera BR 174, Amazonas, Brasil. **Revista Colombiana de Ciencia Animal**, v.4, n.2, p. 291-307, 2012. doi: 10.24188/recia.v4.n2.2012.211

OSTERMANN, O. P. The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. **Journal of applied ecology**, v. 35, n. 6, p. 968-973, 1998. doi: 10.1111/j.1365-2664.1998.tb00016.x

PDUI, Plano de Desenvolvimento Urbano Integrada. **Leitura unificada dos zoneamentos e macrozoneamentos municipais da RMS.** São Paulo: Emplasa, 2017.

PDUI, Plano de Desenvolvimento Urbano Integrado. **Região Metropolitana de Sorocaba (RMS).** Disponível em: <https://www.pdui.sp.gov.br/sorocaba/?page_id=56> Acesso em: 03 ago. 2021.

PENG, J.; ZHAO, H.; LIU, Y. Urban ecological corridors construction: A review. **Acta Ecologica Sinica**, v. 37, n. 1, p. 23-30, 2017. doi: 10.1016/j.chnaes.2016.12.002

PIERIK, M. E.; DELL'ACQUA, M.; CONFALONIERI, R.; BOCCHI, S.; GOMARASCA, S. Designing ecological corridors in a fragmented landscape: A fuzzy approach to

circuit connectivity analysis. **Ecological Indicators**, v. 67, p. 807-820, 2016. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.03.032

PINO, J.; MARULL, J. Ecological networks: are they enough for connectivity conservation? A case study in the Barcelona Metropolitan Region (NE Spain). **Land Use Policy**, v. 29, n. 3, p. 684-690, 2012. doi: 10.1016/j.landusepol.2011.11.004.

PINTO, L. V. A.; FERREIRA, E.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Caracterização física da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG e uso conflitante da terra em suas áreas de preservação permanente. **CERNE**, v. 11, n. 1, p. 49-60, 2005.

PIRES, A. P.; REZENDE, C. L.; ASSAD, E. D.; LOYOLA, R.; SCARANO, F. R. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 15, n. 3, p. 187-193, 2017. doi: 10.1016/j.pecon.2017.08.003

PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; ALVES, L. F.; METZGER, J. P.; HUTH, A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 12, p. 1986-1997, 2011. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2011.03.038

RASMUSSEN, L. V.; JUNG, S.; BRITES, A. D.; WATKINS, C.; AGRAWAL, A. Understanding smallholders' intended deforestation behavior in the Brazilian Cerrado following environmental registry. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 9, p. 094001, 2016. doi: 10.1088/1748-9326/aa7ee5

RIBEIRO, J. W.; SANTOS, J. S.; DODONOV, P.; MARTELLO, F.; NIEBUHR, B. B.; RIBEIRO, M. C. LandScape Corridors (LSCORRIDORS): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 11, p. 1425-1432, 2017. doi: 10.1111/2041-210X.12750

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009. doi: 10.1016/j.biocon.2009.02.021

ROITMAN, I.; VIEIRA, L. C. G.; JACOBSON, T. K. B., BUSTAMANTE, M. M. C.; MARCONDES, N. J. S.; CURY, K.; ESTEVAM, L. S.; RIBEIRO, R. J. C.; RIBEIRO, V.; STABILE, M. C. C.; MIRANDA FILHO, R. J.; AVILA, M. L. Rural Environmental Registry: An innovative model for land-use and environmental policies. **Land Use Policy**, v. 76, p. 95-102, 2018. doi: 10.1016/j.landusepol.2018.04.037

ROY, A. DEVI, B. S. S.; DEBNATH, B.; MURTHY, M. S. R. Geospatial modelling for identification of potential ecological corridors in Orissa. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, v. 38, n. 3, p. 387-399, 2010. doi: 10.1007/s12524-010-0042-6

SAATY T. L. Decision making – The analytic hierarchy and network processes (AHP/ANP). **Journal of systems science and systems engineering**, v. 13, n. 1, p. 1-35, 2004. doi: 10.1007/s11518-006-0151-5

SAATY, T. L. **The Analytic Hierarchy Process**. Nova York: McGraw Hill International, 1980.

SALES, J. C. A.; SILVA, D. C. C.; BITAR, O. Y.; LOURENÇO, R. W. Proposal of methodology for spatial analysis applied to human development index in water basins. **GeoJournal**, v. 84, p. 813-828, 2019. doi: 10.1007/s10708-018-9894-z

SALES, J. C. A.; SILVA, D. C. C.; FERRARI L. T.; BERTAGNA, R.; LOURENÇO, W. R. Avaliação do impacto ambiental causado pelas alterações espaço temporal do uso do solo e da cobertura vegetal utilizando o modelo das cadeias de Markov. **Ciência e Natura**, v. 38, n. 1, p. 115-124, 2016. doi: 10.5902/2179-460X18641

SALLES, M. H. D. et al. Avaliação simplificada de impactos ambientais na Bacia do Alto Sorocaba (SP). **Revista de Estudos Ambientais**, v. 10, n. 1, p. 6-20, 2008. doi: 10.7867/1983-1501.2008v10n1p6-20

SANTIAGO, T. M. O.; CAVIGLIA-HARRIS, J.; REZENDE, J. L. P. Carrots, Sticks and the Brazilian Forest Code: the promising response of small landowners in the Amazon. **Journal of Forest Economics**, v. 30, p. 38-51, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jfe.2017.12.001>

SANTORO, P. F. Perímetro urbano flexível, urbanização sob demanda e incompleta: o papel do Estado frente ao desafio do planejamento da expansão urbana. **Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais**, v. 16, n. 1, p. 169-187, 2014. doi: 10.22296/2317-1529.2014v16n1p169

SANTOS, A. R. et al. Fuzzy concept applied in determining potential forest fragments for deployment of a network of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 115, p. 106423, 2020. doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106423

SANTOS, J. S.; LEITE, C. C. C.; VIANA, J. C. C.; SANTOS, A. R.; FERNANDES, M. M.; ABREU, V. S.; NASCIMENTO, T. P.; SANTOS, L. S.; FERNANDES, M. R. M.; SILVA, G. F.; MENDONÇA, A. R. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 88, p. 414-424, 2018. doi: 10.1016/j.ecolind.2018.01.011

SANTOS, L. A. C. Utilização dos dados do Cadastro Ambiental Rural na análise de conflitos de uso do solo em Áreas de Preservação Permanente. **Tecnia**, v. 3, n. 1, p. 174-196, 2018.

SÃO PAULO, Lei Complementar nº 1.241, de 8 de maio de 2014. Cria a Região Metropolitana de Sorocaba e dá providências correlatas. **Diário Oficial**: Estado de São Paulo, São Paulo, SP, 9 de maio de 2014. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei.complementar/2014/lei.complementar-1241-08.05.2014.html>>. Acesso em: 11 dez. 2020.

SAURA, S.; TORNÉ, J. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. **Environmental modelling & software**, v. 24, n. 1, p. 135-139, 2009. doi: 10.1016/j.envsoft.2008.05.005

SCHIRMER, A. E.; GALLEMORE, C.; LIU, T.; MAGLE, S.; DINELLO, E.; AHMED, H.; GILDAY, T. Mapping behaviorally relevant light pollution levels to improve urban habitat planning. **Scientific Report**, v. 9, p. 11925, 2019. doi: 10.1038/s41598-019-48118-z

SCHWAIDA, S. F.; CICERELLI, R. E.; ALMEIDA, T.; ROIG, H. L. Challenges and strategies on implementing an ecological corridor between protected areas in Cerrado Biome. **Revista Árvore**, v. 41, n. 6, p. 410611, 2017. doi: 10.1590/1806-90882017000600011

SCOSS, L. M.; MARCO JUNIOR, P.; SILVA, E.; MARTINS, S. V. Uso de parcelas de areia para o monitoramento de impacto de estradas sobre a riqueza de espécies de mamíferos. **Revista Árvore**, v. 28, n. 1, p. 121-127, 2004. doi: 10.1590/S0100-67622004000100016

SEADE, Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. **Portal de Estatísticas do Estado de São Paulo**. Disponível em: <<https://www.seade.gov.br/>>. Acesso em: 4 jan. 2021.

SEOANE, C. E. S.; DIAZ, V. S.; SANTOS, T. L.; FROUFE, L. C. M. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 207-216, 2010. doi: 10.4336/2010.pfb.30.63.207

SILVA, C. A.; SANTILLI, G.; SANO, E. E.; LANEVE, G. Fire occurrences and greenhouse gas emissions from deforestation in the Brazilian Amazon. **Remote Sensing**, v. 13, n. 3, p. 376, 2021. doi: 10.3390/rs13030376

SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; OLIVEIRA, R. A.; LOURENÇO, R. W. Metodologia para análise socioambiental de domicílios presentes em bacias hidrográficas. **HOLOS**, v. 4, p. e5566, 2019. doi: 10.15628/holos.2019.5566

SILVA, D. C. C.; OLIVEIRA, R. A.; SIMONETTI, V. C.; TERAMOTO, E. T.; SALES, J. C. A. Application of geostatistical and deterministic interpolators applied for analysis of the spatial distribution of soil ph in Sorocaba city (São Paulo state). **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 20, n. 1, p. 7-14, 2021. doi: 10.18188/sap.v20i1.26070

SILVA, D. C. C.; SIMONETTI, V. C.; OLIVEIRA, R. A.; SALES, J. C. A.; LOURENÇO, R. W. Proposta de autocorrelação espacial da relação entre as condições socioeconômicas na Região Metropolitana de Sorocaba, SP, Brasil. **Ciência e Natura**, v. 43, p. e42, 2021a. doi: 10.5902/2179460X39332

SILVA, D. D. P.; SCHWINGEL, P. R. Spatial-temporal variation in land use in a coastal watershed under pressure of population growth. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 26, n. 3, p. 389-399, 2021. doi: 10.1590/S1413-415220190080

SILVA, L. F.; MALTEZ, M. A. P. F.; SILVA, E. P. F.; ASSIS, K. C. C.; BEGUELINE, M. C. L. M.; REZENDE, B. N. Mapeamento das classes do Cadastro Ambiental Rural (CAR) de imóveis rurais familiares e não familiares nas Chapadas e Grotas do Alto Jequitinhonha-MG. **Holos Environment**, v. 21, n. 1, p. 160-172, 2021. doi: 10.14295/holos.v21i1.12414

SIMONETTI, V. C.; SILVA, D. C. C.; OLIVEIRA, R. A.; SABONARO, D. Z.; ROSA, A. H. Análise da suscetibilidade do solo a processos erosivos do Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (PNMCBIO) de Sorocaba (SP). **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 44, p. 169-180, 2018. doi: 10.5380/raega.v44i0.48838

SISCAR, Sistema de Cadastro Ambiental Rural. **Base de downloads**. Disponível em: <<https://www.car.gov.br/publico/municipios/downloads>>. Acesso em: 24 jun. 2021.

SMITH, W. S.; RIBEIRO, C. A. **Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade: pesquisas e perspectivas futuras**. Sorocaba: Prefeitura Municipal, 2015. 230 p.

SMITH, W. S.; STEFANI, M. S.; SOINSKI, T. A.; CETRA, M.; SILVA, G. R. C. A.; BERNARDO, R. H., PINHEIRO, L. A. S. P. Ictiofauna do Município de Sorocaba, SP, Brasil. In: SMITH, W. S. (Org.) **Biodiversidade do Município de Sorocaba: Atualização e subsídios para a sua conservação**. Sorocaba: Universidade Paulista, 2020. p. 200-214.

SOARES-FILHO, B. et al. Cracking Brazil's forest code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014. doi: 10.1126/science.1246663

SOROCABA (Município). Decreto nº 19.424, de 17 de agosto de 2011. Cria o Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade e dá outras providências. **Diário Oficial**: Sorocaba, SP, 17 de agosto de 2011. Disponível em: <<http://leismunicipa.is/epdctc>>. Acesso em: 18 dez. 2020.

SOROCABA (Município). Decreto nº 25.912, de 25 de setembro de 2020. Altera a redação do artigo 3º, do Decreto nº 19.424, de 17 de agosto de 2011, e dá outras providências. **Diário Oficial**: Sorocaba, SP, 25 de setembro de 2020. Disponível em: <<http://leismunicipa.is/syjgo>>. Acesso em: 6 jan. 2021.

SOROCABA (Município). Lei nº 11.022, de 16 de dezembro de 2014. Dispõe sobre a revisão do Plano Diretor de Desenvolvimento Físico Territorial do Município de Sorocaba e dá outras providências. **Diário Oficial**: Sorocaba, SP, 16 de dezembro 2014. Disponível em: <<https://leismunicipais.com.br/plano-diretor-sorocaba-sp>>. Acesso em: 7 ago. 2020.

SOUZA, M. C. C. Educação Ambiental e as trilhas: contextos para a sensibilização ambiental. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**, v. 9, n. 2, p. 239-253, 2014. doi: 10.34024/revbea.2014.v9.1807

SOUZA, P. C.; MARTOS, H. L. Estudo do uso público e análise ambiental das trilhas em uma unidade de conservação de uso sustentável: Floresta Nacional de Ipanema, Iperó-SP. **Revista Árvore**, v. 32, n. 1, p. 91-100, 2008.

SUNDSETH, K., CREED, P. **Natura 2000: Protecting Europe's Biodiversity**. Oxford: Information Press, 2008. 281p.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging

human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010. doi: 10.1016/j.biocon.2010.02.005

TAMBOSI, L. R.; VIDAL, M. M.; FERRAZ, S. F. B.; METZGER, J. P. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos Avançados**, v. 29, n. 84, p. 151-162, 2015. doi: 10.1590/S0103-40142015000200010

TAPIA-ARMIJOS, M. F.; HOMEIER, J., ESPINOSA, C. I., LEUSCHNER, C.; DE LA CRUZ, M. Deforestation and forest fragmentation in South Ecuador since the 1970s – losing a hotspot of biodiversity. **PloS one**, v. 10, n. 9, p. 1-18, 2015. doi: 10.1371/journal.pone.0142359

TENG, M.; WU, C.; ZHOU, Z.; LORD, E.; ZHENG, Z. Multipurpose greenway planning for changing cities: A framework integrating priorities and a least-cost path model. **Landscape and urban planning**, v. 103, n. 1, p. 1-14, 2011. doi: 10.1016/j.landurbplan.2011.05.007

UN, United Nation. **The 17 Goals**. Disponível em: <<https://sdgs.un.org/goals>>. Acesso em: 17 dez. 2021.

UNFCCC, United Nations Framework Convention on Climate Change. **COP26 Reaches Consensus on Key Actions to Address Climate Change**. Disponível em: <<https://unfccc.int/news/cop26-reaches-consensus-on-key-actions-to-address-climate-change>>. Acesso em: 16 dez. 2021a.

UNFCCC, United Nations Framework Convention on Climate Change. **Paris Agreement**. Disponível em: <https://unfccc.int/files/meetings/paris_nov_2015/application/pdf/paris_agreement_english_.pdf>. Acesso em: 16 dez. 2021b.

WEI, W.; ZHAO, J.; WANG, X. F.; ZHOU, Z. Y.; LI, H. L. Landscape pattern MACRS analysis and the optimal utilization of Shiyang River Basin based on RS and GIS approach. **Acta Ecologica Sinica**, v. 29, n. 4, p. 216-221, 2009. doi: 10.1016/j.chnaes.2009.08.003

WINDT, H. J. V. D.; SWART, J. A. Ecological corridors, connecting science and politics: the case of the Green River in the Netherlands. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, p. 124-132, 2007. doi: 10.1111/j.1365-2664.2007.01404.x

YE, X.; SKIDMORE, A. K.; WANG, T. Joint effects of habitat heterogeneity and species' life-history traits on population dynamics in spatially structured landscapes. **PloS one**, v. 9, n. 9, e107742, 2014. doi: 10.1371/journal.pone.0107742

YOUNG, A.; BOYLE, T.; BROWN, T. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 11, n. 10, p. 413-418, 1996. doi: 10.1016/0169-5347(96)10045-8

YU, Q.; YUE, D.; WANG, J.; ZHANG, Q.; LI, Y.; YU, Y.; CHEN, J.; LI, N. The optimization of urban ecological infrastructure network based on the changes of county landscape patterns: a typical case study of ecological fragile zone located at Deng Kou (Inner Mongolia). **Journal of cleaner production**, v. 163, p. S54-S67, 2017. doi: 10.1016/j.jclepro.2016.05.014

YUE, D.; WANG, J.; LIU, Y.; ZHANG, X.; LI, H.; WANG, J. Ecologically based landscape pattern optimization in northwest of Beijing. **Journal of Geographical Sciences**, v. 19, n. 3, p. 359-372, 2009. doi: 10.1007/s11442-009-0359-7

ZAKIA, M. J.; PINTO, L.F.G. **Guia para aplicação da nova lei em propriedades rurais** Piracicaba: Imaflora, 2013.

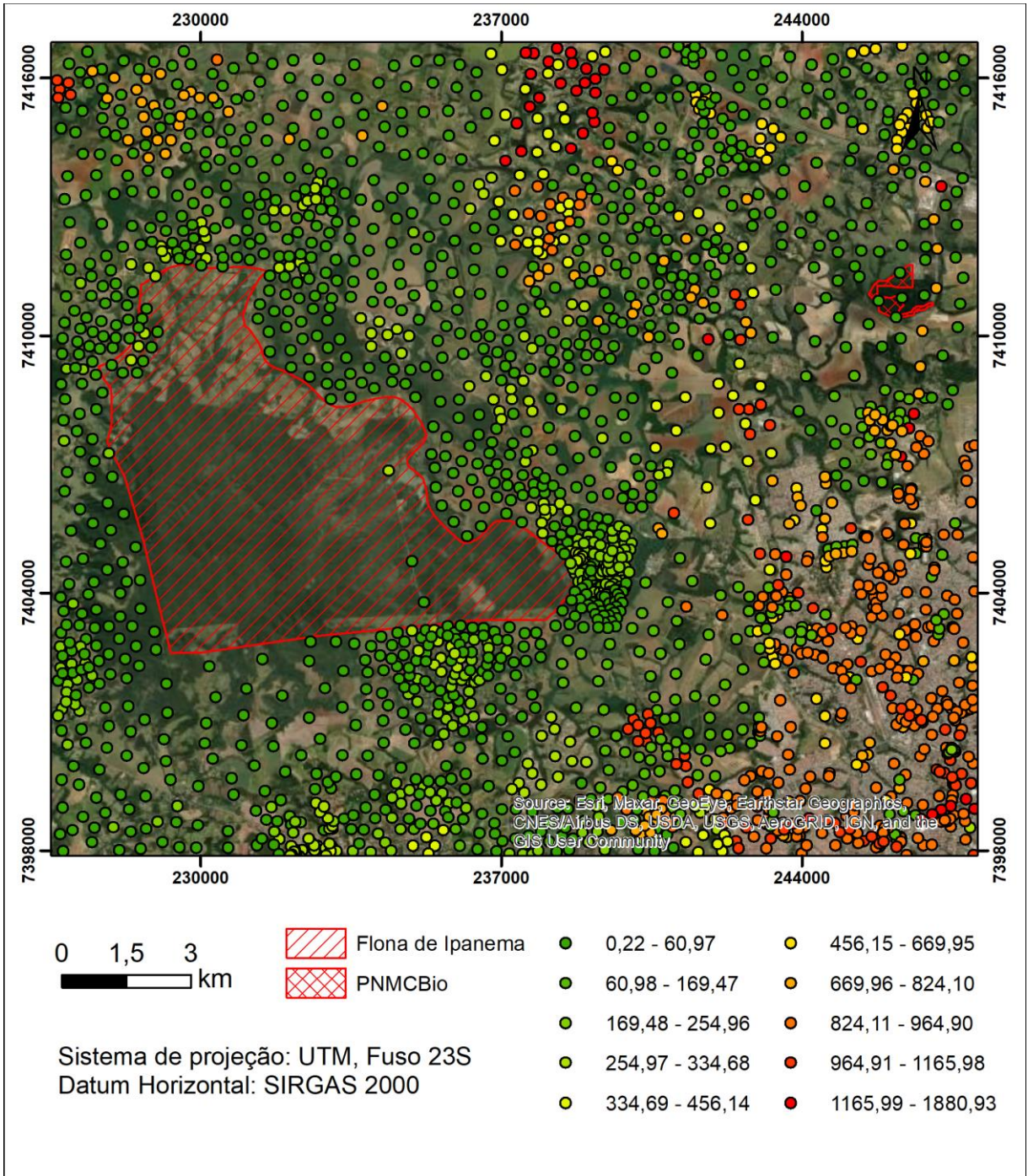
ZHANG, L.; PENG, J.; LIU, Y.; WU, J. Coupling ecosystem services supply and human ecological demand to identify landscape ecological security pattern: A case study in Beijing–Tianjin–Hebei region, China. **Urban Ecosystems**, v. 20, n. 3, p. 701-714, 2017. doi: 10.1007/s11252-016-0629-y

ZHANG, Q.; SETO, K. C. Mapping urbanization dynamics at regional and global scales using multi-temporal DMSP/OLS nighttime light data. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 9, p. 2320-2329, 2011. doi: 10.1016/j.rse.2011.04.032

ZIÓŁKOWSKA, E.; OSTAPOWICZ, K.; KUEMMERLE, T.; PERZANOWSKI, K.; RADELOFF, V. C.; KOZAK, J. Potential habitat connectivity of European bison (*Bison bonasus*) in the Carpathians. **Biological conservation**, v. 146, n. 1, p. 188-196, 2012. doi: 10.1016/j.biocon.2011.12.017

APÊNDICE A

Figura A.1 – Pontos de custo para desapropriação das áreas (R\$/m²) de acordo com a planta genérica dos municípios.



APÊNDICE B

Tabela B.1 – Comparativo de classes de uso do solo e dimensões dos corredores ecológicos propostos

	CEM		MP		ML_{min}		ML_{avg}		ML_{max}	
Comprimento total (km)	36,72		19,56		17,60		12,23		11,66	
Área total (km ²)	7,17		3,922		3,505		2,441		2,329	
Área protegida legalmente (km ²)	4,08 (56,90%)		1,599 (41,05%)		0,799 (22,79%)		0,515 (21,08%)		0,247 (10,60%)	
Classe de uso do solo e cobertura vegetal	Área (km²)	%	Área (km²)	%	Área (km²)	%	Área (km²)	%	Área (km²)	%
Agricultura	0,642	8,95%	0,116	2,97%	0,223	6,37%	0,003	0,13%	0,016	0,68%
Floresta Plantada	0,165	2,30%	0,156	3,99%	0,173	4,94%	0,301	12,34%	0,424	18,19%
Formação Florestal	2,451	34,17%	1,936	49,68%	1,019	29,07%	1,010	41,37%	0,532	22,84%
Infraestrutura Urbana	0,223	3,11%	0,011	0,27%	0,245	7,00%	0,087	3,55%	0,114	4,88%
Pastagem	3,154	43,96%	1,488	38,19%	1,757	50,11%	1,008	41,28%	1,232	52,87%
Rio e Lagos	0,539	7,51%	0,191	4,89%	0,088	2,50%	0,033	1,33%	0,012	0,54%

Fonte: Elaboração própria.

APÊNDICE C

Figura C.1 – Comparativo de percurso de corredor ecológico multicritério e MP do LSCorridors

