

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS
RENOVÁVEIS

Marina Pannunzio Ribeiro

AVALIAÇÃO DA CONECTIVIDADE FLORESTAL EM PAISAGEM URBANA

Sorocaba

2019

Marina Pannunzio Ribeiro

AVALIAÇÃO DA CONECTIVIDADE FLORESTAL EM PAISAGEM URBANA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis para obtenção do título de Mestre em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.

Orientação: Profa. Dra. Roberta Aversa Valente

Coorientação: Dra. Kaline de Mello

Sorocaba

2019

Ribeiro, Marina Pannunzio

Avaliação da Conectividade Florestal em Paisagem Urbana / Marina Pannunzio Ribeiro. -- 2019.
86 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador: Roberta Aversa Valente

Banca examinadora: Leandro Reverberi Tambosi, Alexandre Camargo Martensen

Bibliografia

1. Redes ecológicas. 2. Floresta urbana. 3. Conservação florestal. I. Orientador. II. Universidade Federal de São Carlos. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada pelo Programa de Geração Automática da Secretaria Geral de Informática (SIn).

DADOS FORNECIDOS PELO(A) AUTOR(A)

Bibliotecário(a) Responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano – CRB/8 6979

FOLHA DE APROVAÇÃO

MARINA PANNUNZIO RIBEIRO

**AVALIAÇÃO DA CONECTIVIDADE FLORESTAL EM
PAISAGEM URBANA**

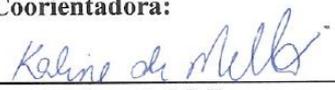
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação para obtenção do título de
mestre em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.
Universidade Federal de São Carlos.
Sorocaba, 26 de abril de 2019.

Orientadora:



Prof. Dra. Roberta Averna Valente
Presidente da banca examinadora
UFSCar Sorocaba

Coorientadora:

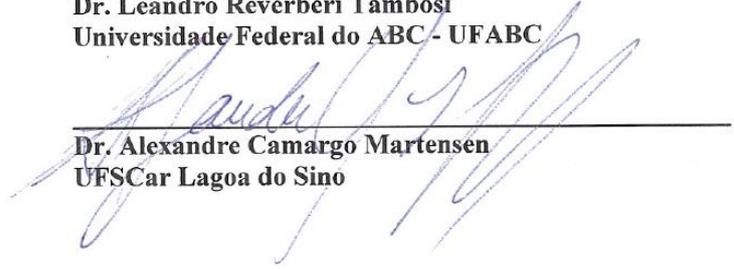


Dra. Kaline de Mello
Universidade de São Paulo

Examinadores:



Dr. Leandro Reverberi Tambosi
Universidade Federal do ABC - UFABC



Dr. Alexandre Camargo Martensen
UFSCar Lagoa do Sino

DEDICATÓRIA

Às florestas da Mata Atlântica

À Rosa e ao Juca

Amo vocês

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente minha orientadora, Profa. Dra. Roberta Aversa Valente, pela grande oportunidade de aprendizagem, pelo apoio, por toda atenção dispensada, companheirismo e amizade. Foi perseverante na tarefa de fazer de mim uma pesquisadora!

À minha coorientadora, Dra. Kaline de Mello, por toda a delicadeza e entrega de conhecimento, incentivos maravilhosos, amizade e orientações nesse projeto realizado na nossa cidade, que ela conhece tão bem.

Ao meu marido maravilhoso, que esteve ao meu lado, com paciência, me ajudando sempre em todas as atividades em casa, com a nossa filha e inclusive em trabalhos de campo.

Aos professores Dra. Eliana Leite e Dr. Cássio Figueira que participaram da minha banca de qualificação e muito contribuíram para melhorar minha pesquisa.

A todos os professores do PPGPUR, que proporcionaram uma ampliação da minha visão sobre estudos científicos e contribuíram com meu crescimento como pesquisadora.

Ao professor Dr. Ricardo Mergulhão, que desde o MBA me acompanha nesse trajeto acadêmico, me orientando e incentivando.

Às bibliotecárias Milena e Ruth, pelo apoio dado por meio do curso "Recursos informacionais como ferramenta para construção do conhecimento" e por toda gentileza e atenção.

À secretária Luciana, por toda prontidão e apoio às questões administrativas, burocráticas e logísticas da pesquisa acadêmica.

Aos professores Dr. Alexandre Martensen e Dr. Leandro Tambosi, cujas pesquisas foram fonte de muito conhecimento e admiração e aceitaram os convites para participarem da minha banca de defesa.

Ao professor Miltinho, da Unesp de Rio Claro, que tenho muita admiração e despendeu seu tempo para me ajudar na pesquisa.

Aos meus colegas do Geoplan, pelas trocas de conhecimento, risadas e apoio durante todo processo de confecção da dissertação, em especial a minha amiga Ana Paola Salas Gomes, que me ajudou demais, me fez rir demais e, como ela mesma disse, compartilhou comigo não só conhecimentos acadêmicos, mas a vida! E ainda me ajudou no inglês!

Aos futuros doutores, Aline, Patricia e Ivan, ao apoio suplementar, em biologia e em sensoriamento remoto, contribuindo de forma essencial para minha pesquisa.

À UFSCar, a universidade pública e gratuita, que se instalou na minha cidade e proporcionou-me todo esse conhecimento e o convívio com pessoas maravilhosas, trazendo não

só para mim, mas para minha filha uma visão diferenciada da vida acadêmica. Serei eternamente grata!

Aos meus pais, sempre, muito amor, muito carinho, muita dedicação aos meus estudos, exemplo de vida, de amor, de força, de luta, além de almoços maravilhosos aos domingos e roupas maravilhosas durante toda minha vida! Nunca terei como agradecer!

Às mulheres da minha família, começando pela minha mãe, forte e guerreira e minhas avós (*in memoriam*), mulheres que sempre me deram o exemplo da força, trabalho e da dedicação à família.

À minha irmã, Luiza Pannunzio, por ter me presenteado com o desenho maravilhoso, que ilustra esse trabalho, pelo aconchego em sua casa, onde passei minhas férias trabalhando e por ter me dado sobrinhos maravilhosos.

Ao meu irmão Chico, que a simples presença já é um presente.

À minha amada filha Rosa, por toda troca, por toda alegria, por todo amor, você é a coisa mais importante da minha vida e contigo eu aprendo diariamente.

Digo que vivi um caso de amor com esse mestrado, foram dois anos intensos, de muito estudo e aprendizado, e enfim, celebramos a união!

Salve Jorge!

Eu sincretizado na fé

Sou carregado de axé

E protegido por um cavaleiro nobre

ΕΠΙΓΡΑΦΕ



*"Si eres una mujer fuerte
protégete con palabras y árboles
e invoca la memoria de mujeres antiguas"*

Gioconda Belli

RESUMO

RIBEIRO, Marina P. Avaliação da Conectividade Florestal em Paisagem Urbana. 2019. Dissertação de Mestrado em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis) – Universidade Federal de São Carlos, *campus* Sorocaba, Sorocaba, 2019.

Os impactos do crescimento urbano na biodiversidade acontecem por meio da diminuição das áreas naturais e/ou sua extinção. Para minimizar esses impactos, estratégias de preservação da biodiversidade como a proteção de áreas por meio das Unidades Conservação (UC) tem sido estabelecida em todo o mundo. Porém, para a efetiva proteção da biodiversidade regional e dos serviços ecossistêmicos indispensáveis à população é necessário que essas áreas estejam conectadas na paisagem. Neste contexto, esse estudo teve como objetivo avaliar a conectividade entre UCs inseridas em uma paisagem urbanizada. Para tanto, houve o mapeamento do uso e cobertura do solo, por classificação supervisionada de imagem de sensoriamento remoto orbital. A partir da seleção dos fragmentos florestais, houve a caracterização da estrutura florestal, com a aplicação de métricas de paisagem, relacionadas a área, forma e proximidade entre remanescentes. Para a posterior avaliação da conectividade funcional entre as UCs, as classes de uso e cobertura do solo foram reclassificadas em valores de impedância à conectividade. Para isso utilizou-se como referência espécies de aves florestais endêmicas da Mata Atlântica e informações de sua capacidade de dispersão, disponíveis na literatura e por meio de consulta a especialistas. A movimentação da espécie-foco por diferentes tipos de uso e cobertura do solo foi avaliada por meio do caminho das ligações-ótimas (CLO) sendo as UCs consideradas como nós (áreas fonte). Avaliou-se o uso e cobertura do solo das CLOs traçadas na paisagem considerando uma faixa de 100 m de largura. Por fim, a conectividade funcional dos remanescentes florestais da paisagem foi avaliada por meio dos gráficos vetoriais da paisagem gerados na Teoria dos Grafos. Os resultados indicaram que a paisagem avaliada é altamente antropizada, com alta fragmentação florestal, tendo fragmentos pequenos, com formas irregulares, porém que estão próximos entre si. Identificou-se espacialmente 11 remanescentes de grande importância para a conectividade da paisagem, que formam uma rede ecológica. Eles oferecem maior disponibilidade de habitat e conectividade entre as áreas protegidas e delas com a paisagem, considerando a dispersão de aves florestais e, potencialmente, também para outras espécies. Entre eles encontra-se a Floresta Nacional de Ipanema, que além de ser o maior fragmento da paisagem, representa um dos principais remanescentes para a conectividade funcional, como área fonte de biodiversidade. Os demais

remanescentes indicados como de grande importância conectiva estão localizados em áreas particulares e majoritariamente, na zona ripária do rio Pirajibú. Apenas duas UCs municipais, das cinco existentes na área de estudo, estão participam da rede ecológica, sendo, portanto, UCs funcionalmente conectadas. As demais UCs encontram-se fora da rede, de acordo com as condições impostas nesse trabalho. Ações de fiscalização e restauração de zonas ripárias, incentivos de conservação de vegetação nativa em propriedades particulares, regulação do uso e cobertura do solo nas zonas de amortecimento das UCs, ações que aumentem a permeabilidade da matriz, a de restauração de fragmentos estrategicamente localizados, além do planejamento territorial com o foco no combate ao espraiamento urbano são ações indicadas a potencialização da conexão entre as UCs em paisagens urbanizadas.

Palavras-chave: Redes ecológicas. Unidades de Conservação. Floresta urbana. Conservação florestal. Teoria dos Grafos. Caminho das ligações-ótimas. Mata Atlântica. Estrutura da paisagem.

ABSTRACT

RIBEIRO, Marina P. Assessment of Forest Connectivity in Urban Landscape. 2019. Dissertação de Mestrado em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis) – Universidade Federal de São Carlos, *campus* Sorocaba, Sorocaba, 2019.

Urbanization is a crescent anthropogenic process, and it is also considered one of the major threats to natural areas and biodiversity conservation. Thus, in order to mitigate its impacts, many strategies have been developed, such as the creation of Protected Areas (PAs). However, to guarantee the effectiveness of Protected Areas in promoting biodiversity conservation, it is necessary to ensure connectivity among them. Thus, this study had as main objective evaluating the PA connectivity in an urban landscape. For this, we mapped land use and land cover using Remote Sensing images, by supervised classification. Further, we calculated landscape metrics (shape, area and near) to evaluate forest remnants structure in the landscape. For analyzing the functional connectivity among PAs, we used endemic Atlantic Forest bird species capacity of dispersion, obtained from literature review and experts consulting. Thus, impedance values for birds landscape connectivity were attributed for each land use/land cover type. The characterization of the movement of the species-focus by different types of land use/land cover was performed by the least-cost modeling between PAs, when the UCs was considered as nodes (source areas). We evaluated the land use/land cover patter of the low-cost paths (LCP) considering a 100m-buffer. Finally, functional connectivity among forest remnants was evaluated using the Graph Theory. The results show that the study area is highly urbanized, with a high forest fragmentation level composed mainly by small forest patches with irregular shapes but connected among each other. Moreover, we identified 11 forest remnants composing an ecological network, with great importance to support landscape connectivity. Those forest patches offer habitat availability, likewise PAs connectivity within the landscape. Among those patches, the largest one is the National Forest of Ipanema, and it is also the main forest patch in this landscape that supports functional connectivity and biodiversity conservation. The other patches identified as of great connectivity importance are in private properties and mainly in the riparian area of the Pirajibú River. Only two municipal PAs, of five existing in the study area, are included in the ecological network, and therefore are functionally connected. The others PAs were not included in the network, according to the conditions imposed in this work. Control and restoration actions of riparian areas, incentives for native vegetation conservation in private properties, regulation of the land use and land

cover in the buffer zone of the PAs, increasing the matrix permeability, the restoration of important fragments, in addition to landscape planning with the focus on combating urban spreading are indicated actions to potentialize the PAs connectivity in urbanized landscapes.

Keywords: Ecological networks. Protected areas. Urban forest. Forest conservation. Graph Theory. Least-cost modeling. Atlantic forest. Landscape structure.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 REVISÃO DE LITERATURA	18
2.1 O BIOMA MATA ATLÂNTICA	18
2.2 O PROCESSO DE URBANIZAÇÃO E FRAGMENTAÇÃO DO HABITAT	19
2.3 A CONECTIVIDADE DA PAISAGEM	19
2.4 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO	21
2.5 TEORIA DOS GRAFOS	22
2.6 CAMINHOS DE LIGAÇÕES-ÓTIMAS	23
3 MATERIAL E MÉTODOS	24
3.1 ÁREA DE ESTUDO	24
3.2 IMAGEM ORBITAL	27
3.3 MAPAS DIGITAIS	27
3.4 MAPA DE USO E COBERTURA DO SOLO	27
3.4.1 Pré-processamento das imagens	28
3.4.2 Classes de uso e cobertura do solo	28
3.4.3 Tomada das amostras de treinamento	29
3.4.4 Aplicação do algoritmo de classificação supervisionada	30
3.4.5 Verificação da exatidão da classificação supervisionada	30
3.4.6 Tratamentos pós-classificação	32
3.4.7 Classificação manual de feições	32
3.4.8 Verificação da exatidão do mapa final de uso e cobertura do solo	33
3.5 ESTRUTURA DA PAISAGEM E DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS	34
3.6 A MATRIZ DE IMPEDÂNCIA	38
3.7 CAMINHO DAS LIGAÇÕES-ÓTIMAS ENTRE AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO	41
3.7.1 Caracterização dos caminhos das ligações-ótimas	41
3.8 AVALIAÇÃO DA CONECTIVIDADE FUNCIONAL DOS REMANESCENTES FLORESTAIS DA PAISAGEM E DESSES COM AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO	42
3.9 PRINCIPAIS ELEMENTOS DE CONEXÃO FLORESTAL	44
4 RESULTADOS	45
4.1 ESTRUTURA DA PAISAGEM E DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS	45
4.2 AVALIAÇÃO DA CONECTIVIDADE ENTRE AS UCS E DELAS COM OS DEMAIS FRAGMENTOS DA PAISAGEM	52

4.2.1 Caminho das ligações-ótimas entre as Unidades de Conservação	52
4.2.2 Avaliação da conectividade funcional dos remanescentes florestais da paisagem e desses com as Unidades de Conservação	55
4.3 PRINCIPAIS ELEMENTOS DE CONEXÃO FLORESTAL	56
5 DISCUSSÃO	62
5.1 ESTRUTURA DA PAISAGEM E DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS	62
5.2 AVALIAÇÃO DA CONECTIVIDADE ENTRE AS UCS E DELAS COM OS DEMAIS FRAGMENTOS DA PAISAGEM	65
5.2.1 Caminho das ligações-ótimas entre as Unidades de Conservação	65
5.2.2 Avaliação da conectividade funcional dos remanescentes florestais da paisagem e desses com as Unidades de Conservação	67
5.3 PRINCIPAIS ELEMENTOS DE CONEXÃO FLORESTAL	70
6 CONCLUSÃO	73
REFERÊNCIAS	75

1 INTRODUÇÃO

A rápida expansão urbana e aumento das fronteiras agrícolas no mundo todo têm provocado a perda e fragmentação dos habitats naturais e, conseqüentemente o declínio da biodiversidade (TANNIER et al., 2016; THOMPSON; RAYFIELD; GONZALEZ, 2016). A fim de se diminuir essas perdas de biodiversidade, as Unidades de Conservação (UCs) têm sido utilizadas como estratégias globais de conservação (WULDER et al., 2018; VIEIRA; PRESSEY; LOYOLA, 2019), sobretudo, em regiões tropicais como a Mata Atlântica brasileira (LAURANCE et al., 2012). No entanto, a conectividade das UCs com a paisagem adjacente e com outras UCs é de extrema importância para a persistência de populações de fauna e flora nativas considerando a constante conversão da paisagem em ambientes antrópicos e as futuras mudanças climáticas (SANTINI; SAURA; RONDININI, 2016; SAURA et al., 2018). Assim, a conectividade entre as áreas florestais remanescentes nas paisagens antropizadas tornou-se cada vez mais importante para minimizar os efeitos negativos da fragmentação de habitats sobre a biodiversidade (HOFMAN et al., 2018).

A conectividade da paisagem fornece uma contribuição fundamental para a integridade ecológica das UCs, interconectando esses espaços protegidos entre si e com as paisagens seminaturais e naturais do entorno (IUCN, 2016). UCs conectadas asseguram a persistência das espécies, mantendo o movimento de animais, sementes e pólenes (DE LA FUENTE et al., 2018). Nesse sentido, as conexões entre UCs por meio de corredores ecológicos e matrizes permeáveis vêm sendo estabelecidas como estratégias de planejamento ambiental (DINIZ et al., 2017; DE LA FUENTE et al., 2018; HOFMAN et al., 2018; HUANG et al., 2018; LIANG et al., 2018). Os caminhos da dispersão de espécies, por sua vez, são utilizados para avaliar as conexões entre UCs e traçar estratégias de conservação da biodiversidade por meio de corredores e planejamento do uso do solo do entorno dos espaços protegidos (SAURA et al., 2017; THOMPSON; GONZALEZ, 2017).

Modelos baseados na Teoria dos Grafos vêm sendo aplicados para avaliar esses padrões de dispersão das espécies e a conectividade entre remanescentes florestais (URBAN et al., 2009; SERRET et al., 2014; TAMBOSI et al., 2014; FOLTÊTE; VUIDEL, 2017; MARTENSEN; SAURA; FORTIN, 2017; SAHRAOUI; FOLTÊTE; CLAUZEL, 2017; SAURA et al., 2017). A Teoria dos Grafos, por meio de seu algoritmo matemático, proporciona uma visão espacial da matriz da paisagem e permite a inclusão de dados biológicos nas modelagens espaciais (URBAN; KEITT, 2001; SAURA; TORNE, 2009), permitindo a avaliação da conectividade funcional e estrutural da paisagem (FAGAN; CALABRESE, 2006).

As métricas de conectividade estrutural avaliam a geometria e a disposição espacial dos fragmentos florestais na paisagem (METZGER; DÉCAMPS, 1997). Já as métricas de conectividade funcional, combinam as métricas estruturais da paisagem com as características biológicas das espécies, assim a compreensão da estrutura da paisagem passa a ser baseada nas espécies alvo de estudo (METZGER, 2006).

Dessa forma, a avaliação da conectividade de UCs na paisagem por meio de modelos baseados na Teoria dos Grafos representa uma ferramenta importante para o planejamento de ações de conservação e gestão de paisagens, como o estabelecimento de ligações entre as UCs em regiões tropicais (RIBEIRO et al., 2009; LOUZADA FRANCIANE L., 2012; MELLO et al., 2016; SANTOS et al., 2018; GUZMÁN WOLFHARD; RAEDIG, 2019). O planejamento de conservação e conexão de fragmentos florestais caminha no sentido de equilibrar as compensações entre expansão urbana e agrícola e a conservação da biodiversidade (MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008; PARKS; MCKELVEY; SCHWARTZ, 2013; HONG et al., 2017), sobretudo dos remanescentes tropicais, que detém grande parte da biodiversidade global (GARDNER et al., 2010).

A Mata Atlântica em especial é um *hotspot* mundial de biodiversidade muito ameaçado pela expansão urbana devido sua proximidade com umas das áreas mais adensadas da América Latina (regiões metropolitanas de São Paulo e Rio de Janeiro, por exemplo) (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014). A rápida expansão urbana gera supressão ou diminuição de área dos fragmento florestais (FAHRIG, 1997; HANSKI, 2011), as alterações da permeabilidade da matriz aos fluxos biológicos (METZGER, 2006) e, ainda, o aumento de efeitos de barreira, dificultando a dispersão de espécies (HANSEN; DEFRIES, 2007; LAURANCE et al., 2012). Considerando que o processo de urbanização é constante e iminente, torna-se necessário o estudo da conectividade de UCs nessas paisagens para a melhor gestão desses espaços, como o planejamento de corredores ecológicos, conservação de fragmentos florestais urbanos e ações para aumentar a permeabilidade da matriz (DALLIMER et al., 2012; SALVATI et al., 2017; MÜLLER et al., 2018).

Nesse sentido, o objetivo principal deste trabalho foi a avaliação da conectividade entre UCs inseridas em uma paisagem urbanizada. Os objetivos específicos foram: (1) avaliar a estrutura da paisagem e dos fragmentos florestais remanescentes; (2) avaliar a conectividade entre as UCs e delas com os demais fragmentos da paisagem; (3) identificar os principais elementos de conexão da paisagem que contribuam para o estabelecimento de uma rede

ecológica representativa e conectada, visando a conservação da biodiversidade regional e potencializando a efetividade das UCs na paisagem urbanizada.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 O BIOMA MATA ATLÂNTICA

A Mata Atlântica é um dos biomas de maior diversidade e um dos ecossistemas tropicais mais ameaçados do mundo (MYERS et al., 2000; LAURANCE; SAYER; CASSMAN, 2014). Considerada um *hotspot* mundial, de alto endemismo (LAURANCE, 2009), é classificada como um dos três *hotspots* mais vulneráveis às mudanças climáticas (BELLARD et al., 2014). Sua biodiversidade é composta por mais de 2.420 espécies de vertebrados e 20.000 espécies vegetais, sendo 8.000 espécies endêmicas (MITTERMEIER et al., 2011; SOS MATA ATLÂNTICA, 2016). O bioma abrange uma área de aproximadamente 15% do total do território brasileiro (SOS MATA ATLÂNTICA, 2016) e pesquisas recentes indicam que restam 32 milhões de hectares de Mata Atlântica, ou apenas 28% da cobertura original do bioma (INPE/BRASIL, 2018; REZENDE et al., 2018).

Durante cinco séculos, a urbanização, a industrialização e a expansão agrícola foram os impulsionadores de fortes mudanças no uso do solo, configurando uma quase destruição do bioma (DA FONSECA, 1985; TABARELLI et al., 2005; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014). A urbanização em especial foi um importante vetor da degradação da Mata Atlântica visto que a maioria das cidades brasileiras foram construídas na região litorânea e planalto atlântico, ambos no domínio desse bioma (SOS MATA ATLÂNTICA, 2016). Atualmente são 3.429 cidades localizadas em região de Mata Atlântica (SOS MATA ATLÂNTICA, 2016), representando 60% da população brasileira (SCARANO; CEOTTO, 2015).

A paisagem da Mata Atlântica brasileira é hoje composta em sua maioria por floresta secundária e/ou sob efeito de borda, sendo a maioria dos fragmentos pequenos desconectados de grandes fragmentos e cercados por matriz antrópica composta por pastagens abandonadas, sistemas agroflorestais, plantações de árvores exóticas, como *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp., além da agricultura e áreas urbanas (RIBEIRO et al., 2011; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; REZENDE et al., 2018). Os grandes remanescentes estão, assim, espacialmente desconectados, necessitando de uma rede ecológica para reduzir seu isolamento (RIBEIRO et al., 2009).

Contudo, o crescimento populacional e consequentemente a contínua demanda por habitação e infraestrutura gera pressões sobre as áreas naturais em vista do crescimento urbano (TANNIER et al., 2016). Diante desse cenário, a conservação dos remanescentes de Mata Atlântica ganham ainda mais importância, visto que, além da conservação da biodiversidade,

essas áreas naturais são responsáveis pelo provimento de inúmeros serviços ecossistêmicos que trazem benefícios para a própria população urbana (LAURANCE et al., 2012; HADDAD et al., 2015; RUGGIERO et al., 2019), como a regulação do clima, qualidade do ar e o abastecimento de água (WANG et al., 2019).

2.2 O PROCESSO DE URBANIZAÇÃO E FRAGMENTAÇÃO DO HABITAT

O crescimento das populações e das atividades econômicas demandam espaço e recursos naturais, convertendo áreas naturais em outros usos do solo e, assim, transformando as paisagens (DIAS et al., 2011; SERRANO; MANENT, 2016). A urbanização é uma forte impulsionadora das mudanças no uso e cobertura do solo no mundo todo (GRIMM et al., 2008; SALVATI et al., 2018), a qual elimina a cobertura natural e impermeabiliza grandes extensões da superfícies de terra (PAUL; MEYER, 2001; MCKINNEY, 2008; GÜNERALP; SETO, 2013). A urbanização fragmenta a paisagem natural, converte os fragmentos de habitat em remanescente menores, complexos e mais isolados, separados por uma matriz inhóspita para as espécies nativas (LIU et al., 2014; HADDAD et al., 2015; LI et al., 2017). A fragmentação dos habitats, por sua vez, impacta os processos ecológicos e a conectividade da paisagem e, conseqüentemente, a perda de biodiversidade (HANSKI, 2011; HERNÁNDEZ et al., 2015; TANNIER et al., 2016). A conectividade da paisagem é definida como a capacidade da paisagem em facilitar os fluxos biológicos (TAYLOR et al., 1993; TISCHENDORF; FAHRIG, 2000), ou seja, tem relação com a dispersão de espécies e fluxo gênico.

Essas alterações são preocupantes visto que aproximadamente 55% da população mundial está concentrada em áreas urbanas, considerando que essa proporção deverá aumentar para 68% até 2050 (UN, 2018). Assim, o crescimento urbano é um processo contínuo que ameaça a conservação de áreas naturais e das funções ecológicas das mesmas (LINDENMAYER; FRANKLIN; FISCHER, 2006).

Nesse sentido, a manutenção da biodiversidade dependerá do planejamento das florestas tropicais em uma paisagem antropizada que garanta a conectividade entre elas (HADDAD et al. 2015). A conectividade da paisagem, tornou-se uma prioridade global de conservação a fim de mitigar as modificações das paisagens antrópicas e seus impactos sobre a biodiversidade (CROOKS; COWLISHAW; SANJAYAN, 2006; CDB, 2010; IUCN, 2019).

2.3 A CONECTIVIDADE DA PAISAGEM

Merriam (1984) define a conectividade como uma característica ecológica da paisagem, onde é acessível ou não, o movimento de organismos pelo espaço existente (TAYLOR;

FAHRIG; WITH, 2006). Nesse contexto, admite-se que, a conectividade da paisagem decorre dos requisitos dos organismos que vivem e transitam pela matriz antrópica existente (METZGER, 2006) ou ainda a conceito de disponibilidade de habitat, onde uma mancha de habitat, mesmo que isolada, pode ser considerada como um espaço onde existe conectividade para uma determinada espécie (SAURA; RUBIO, 2010).

Portanto, a conectividade é dependente das espécies-foco e das características de composição, configuração da paisagem e da permeabilidade da matriz (MENDENHALL et al., 2014; BOESING; NICHOLS; METZGER, 2018), podendo ser estudada por componentes estruturais e funcionais (FAGAN; CALABRESE, 2006).

A compreensão da conectividade será sempre conduzida pelo ponto de vista de uma espécie ou grupo de espécies. A conectividade estrutural define a paisagem por meio de avaliações da geometria e a disposição espacial dos fragmentos florestais na paisagem, incluindo topografia, hidrologia, cobertura vegetal e os diferentes usos do solo (METZGER, 2006; METZGER; DÉCAMPS, 1997; RUDNICK et al., 2012). Quando se inclui dados biológicos nas modelagens de conectividade, tem-se a conectividade funcional, permitindo-se avaliar o deslocamento das espécies foco na paisagem (FAGAN; CALABRESE, 2006; METZGER, 2006), onde as preferências de habitat e as capacidades de dispersão, interagem com as características estruturais da paisagem (RUDNICK et al., 2012).

A fragmentação, a degradação e a perda de habitat, além de impactos indiretos provenientes do crescimento urbano, resultam no declínio ou perda total da conectividade da paisagem, impulsionando a crise da biodiversidade (HADDAD et al., 2015; THOMPSON; RAYFIELD; GONZALEZ, 2016). Os níveis de conectividade de uma paisagem influenciam a dinâmica populacional e afetam os processos ecológicos (LINDENMAYER; FISCHER, 2006), podendo minimizar os efeitos do tamanho de fragmento (MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008).

Dessa forma, paisagens que apresentam baixos índices de cobertura florestal (abaixo de 30%), podem estar expostas a quedas abruptas na biodiversidade e nos processos ecológicos (MARTENSEN et al., 2012; BANKS-LEITE et al., 2014), entretanto quando conectadas, têm os efeitos negativos da fragmentação minimizados (PARDINI et al., 2010), ressaltando a importância da conservação de fragmentos florestais nas paisagens antrópicas para a manutenção da conectividade da paisagem e da biodiversidade.

Nesse contexto, dentre as ações de conservação da biodiversidade, está a manutenção e aumento da conectividade entre os remanescentes florestais da paisagem, visando a ampliação

dos movimentos de dispersão de espécies (FAGAN; CALABRESE, 2006; BAGUETTE et al., 2013; ZHANG et al., 2019) da permeabilidade da matriz (UMETSU; PAUL METZGER; PARDINI, 2008; METZGER et al., 2009) e conseqüentemente o beneficiamento do aumento da biodiversidade (HADDAD et al., 2015).

2.4 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

As Unidades de Conservação (UCs) são internacionalmente conhecidas como Áreas Protegidas e são criadas para minimizar as perdas de biodiversidade no mundo todo (IUCN, 2019), sendo espaços protegidos que garantem a conservação das espécies e fornecem serviços ecossistêmicos fundamentais como conservação de solo e água (LAURANCE et al., 2012).

As preocupações crescentes com os impactos das pressões antrópicas sobre a biodiversidade levaram a um aumento no número e na extensão das áreas protegidas nos trópicos (JENKINS; JOPPA, 2009; IUCN, 2019). No Brasil, atualmente, 30% da cobertura total de vegetação de Mata Atlântica está localizada dentro de UCs (REZENDE et al., 2018). As UCs podem ser criadas e geridas na esfera municipal, estadual ou federal. Elas são reguladas pela Lei n.º 9.985/2000, que estabeleceu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (SNUC/BRASIL, 2000).

O SNUC divide as UCs em duas categorias de gestão, sendo elas: as UCs de Proteção Integral e as UCs de Uso Sustentável (SNUC/BRASIL, 2000). As UCs de proteção integral são mais restritivas e têm como objetivo principal a manutenção dos ecossistemas naturais, permitindo apenas o uso indireto dos recursos naturais, como turismo ecológico. As unidades de uso sustentável são assim instituídas quando há uma consonância com a presença humana nas áreas protegidas, tornando a conservação da natureza compatível com o uso sustentável dos recursos naturais (SNUC/BRASIL, 2000). As UCs de proteção integral representam apenas 9% de toda cobertura florestal de Mata Atlântica brasileira enquanto as UCs de uso sustentável representam 21% (REZENDE et al., 2018). A maioria dos remanescentes de Mata Atlântica no território brasileiro pertencem a propriedades particulares (RIBEIRO et al., 2009) e não estão dentro de espaços protegidos, o que gera uma preocupação com a integridade ecológica das UCs existentes.

Laurance et al. (2012) avaliam que as UCs tropicais, apesar de serem a base dos esforços no combate ao declínio da biodiversidade (GIBSON et al., 2011), não serão efetivas sem que estejam conectadas a outras UCs ou demais fragmentos da paisagem, reconhecendo que áreas tropicais protegidas estão ligadas ecologicamente aos seus habitats circundantes. As UCs,

quando se encontram isoladas, tendem a apresentar um declínio na sua biodiversidade (LAURANCE et al., 2012; SAURA et al., 2017).

Portanto, do ponto de vista da integridade do ecossistema, para as reservas serem efetivamente sustentáveis, dependem não só de ações dentro dos limites das UCs, mas também da estrutura da paisagem fora dos limites protegidos (HANSEN; DEFRIES, 2007; BANKS-LEITE et al., 2014), do entorno, dos vizinhos e das conexões com esses vizinhos, garantindo a sustentabilidade da paisagem e, conseqüentemente, da área protegida.

A importância da conectividade da UCs é também reconhecida em metas globais de biodiversidade, adotadas pelo Brasil, e por mais 192 países e a União Europeia (CDB, 2010). A Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), um tratado da Organização das Nações Unidas, definiu 20 Metas de Biodiversidade de Aichi, adotadas em um Plano Estratégico para a Biodiversidade, com ação prevista entre 2011 e 2020 (CDB, 2010). A Meta 11 especifica, entre outras coisas que, os sistemas de áreas protegidas devem ser efetivamente gerenciados, ecologicamente representativos e bem conectados (CDB, 2010).

2.5 TEORIA DOS GRAFOS

A Teoria dos Grafos tem sido utilizada como ferramenta de modelagem dos padrões de conectividade funcional em paisagens (URBAN; KEITT, 2001; MINOR; URBAN, 2007; SAURA; TORNE, 2009; URBAN et al., 2009). Por meio de seu algoritmo matemático, transformam a complexidade de uma matriz e seus fluxos biológicos, em gráficos espaciais vetorizados (URBAN; KEITT, 2001; SAURA; TORNE, 2009), simplificando os resultados das modelagens de conectividade funcional.

Nos gráficos espaciais resultantes os fragmentos naturais (chamados de *nós*), estão cercadas por habitats desfavoráveis (não-habitats), e os *links*, representam a capacidade potencial de uma espécie de se dispersar entre dois *nós* (por exemplo, por meio de um corredor ou trampolins ecológicos) (URBAN; KEITT, 2001; SAURA; TORNE, 2009).

Dessa forma, a conectividade entre *nós* é todo e qualquer movimento ou fluxo biológico que acontece entre os remanescentes florestais da paisagem (SAURA et al., 2017).

As avaliações de conectividade funcional, a partir dos modelos da Teoria dos Grafos, podem ser executadas por meio da métrica de probabilidade de conectividade (PC) (SAURA; RUBIO, 2010).

PC é um valor métrico de conectividade da paisagem, baseado em uma estrutura gráfica (SAURA; RUBIO, 2010). A métrica combina atributos dos *nós* (por exemplo, a área do

fragmento), com a probabilidade de dispersão entre cada par de *nós*, levando em consideração a posição espacial do fragmento (SAURA; TORNE, 2009).

O índice PC é definido como a probabilidade de dois pontos, selecionados ao acaso na paisagem caírem no interior de dois fragmentos, que estão funcionalmente conectados (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007), sendo capaz de quantificar a conectividade global da paisagem (SAURA; TORNE, 2009; BODIN; SAURA, 2010).

Essa análise permite aos planejadores de paisagens identificar quais fragmentos florestais podem contribuir, e de que maneira, para a conectividade da paisagem. A importância de um fragmento não está condicionada apenas a sua área, mas também ao seu posicionamento topológicos, onde pode exercer a função de trampolim entre outros fragmentos da paisagem (SAURA; RUBIO, 2010).

Pascual-Hortal e Saura (2006) citam a métrica derivação de PC (ΔPC ou dPC), que tem a função de identificar os componentes da paisagem individualmente, calculando seu valor de importância para conectividade global da paisagem. De La Fuente et al. (2018), por exemplo, identificaram por meio dos valores da derivação de PC os fragmentos com maiores valores de importância tanto para a conservação florestal, quanto para a restauração, buscando a melhor conectividade entre as áreas protegidas da paisagem.

2.6 CAMINHOS DE LIGAÇÕES-ÓTIMAS

Nas avaliações de conectividade funcional, os gráficos gerados por meio da Teoria dos Grafos tem como principal função encontrar o caminho mais curto entre qualquer par de *nós* da paisagem (URBAN et al., 2009). Quando esse caminho é estabelecidos entre os remanescentes florestais, tem-se estabelecidas as ligações-ótimas (PINTO; KEITT, 2009; URBAN et al., 2009; FOLTÊTE; CLAUZEL; VUIDEL, 2012).

As ligações-ótimas são ponderadas por valores de impedância, definida como a medida de resistência das diferentes coberturas da paisagem para o movimento de espécies-alvo (LOMOLINO; PERAULT, 2001; PINTO; KEITT, 2009). O movimento das espécies pela paisagem somente acontece se suas características biológicas possibilitarem seu deslocamento através dos diferentes elementos da paisagem, tolerando os diferentes tipos de uso e cobertura do solo (RIBEIRO et al., 2017). A percepção da paisagem pela espécie nas avaliações de conectividade funcional será representada, portanto, por meio dos valores de impedância, atribuídos aos usos e coberturas do solo da paisagem (METZGER, 2006).

Os diferentes grupos de espécies (por exemplo, aves, mamíferos, insetos, etc) têm diferentes percepções em relação à impedância do uso e cobertura do solo de uma paisagem. Dessa forma, a definição de valores de impedância ecologicamente significativos pode gerar resultados altamente eficazes e, é certo que, pode ser considerada a atividade mais desafiadora nas modelagens das ligações-ótimas (ZELLER; MCGARIGAL; WHITELEY, 2012; ETHERINGTON, 2016). Sendo assim, é importante a escolha da espécie ou grupo de espécies-alvo e o conhecimento de seu padrão de dispersão na paisagem ou preferências por uso (TAMBOSI et al., 2014).

A experiência de especialistas, por meio do conhecimento das características biológicas das espécies, como a capacidade de movimentação e tolerância à matriz ou, a preferência de habitat e/ou informação de movimento obtidos a partir de estudos empíricos (ZELLER; MCGARIGAL; WHITELEY, 2012; RIBEIRO et al., 2017) subsidiam os modelos de ligações-ótimas. Etherington (2016) cita que, por meio da Teoria dos Grafos, as redes de ligações-ótimas resultantes das modelagens, são avaliadas e qualificadas, em face dos potenciais de conectividade dos caminhos estabelecidos na paisagem.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo é formada pelo município de Sorocaba e uma faixa em seu entorno, a qual tem aproximadamente 5 km de largura, totalizando 109.560,0 ha representando a porção mais populosa da região metropolitana de Sorocaba (EMPLASA, 2018) (Figura 1).

Localizada na porção sul da Mata Atlântica brasileira, a área de estudo é constituída por uma paisagem urbanizada e altamente fragmentada, com remanescentes florestais pequenos e muitas vezes pouco conectados (MELLO et al., 2016). Nessa região, apesar do domínio da Mata Atlântica, com predomínio de Floresta Estacional Semidecidual, existem remanescentes de Cerrado (IBGE /BRASIL, 2012).

A área está localizada na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba e Médio Tietê, sendo o Rio Sorocaba um dos principais rios do estado de São Paulo (SIGRH/SP, 2018). O rio Pirajibú por sua vez é o principal afluente do rio Sorocaba (SIGRH/SP, 2018), que possui sua nascente, em uma área particular em Sorocaba, na divisa com os municípios de Votorantim e Alumínio (Figura 1).

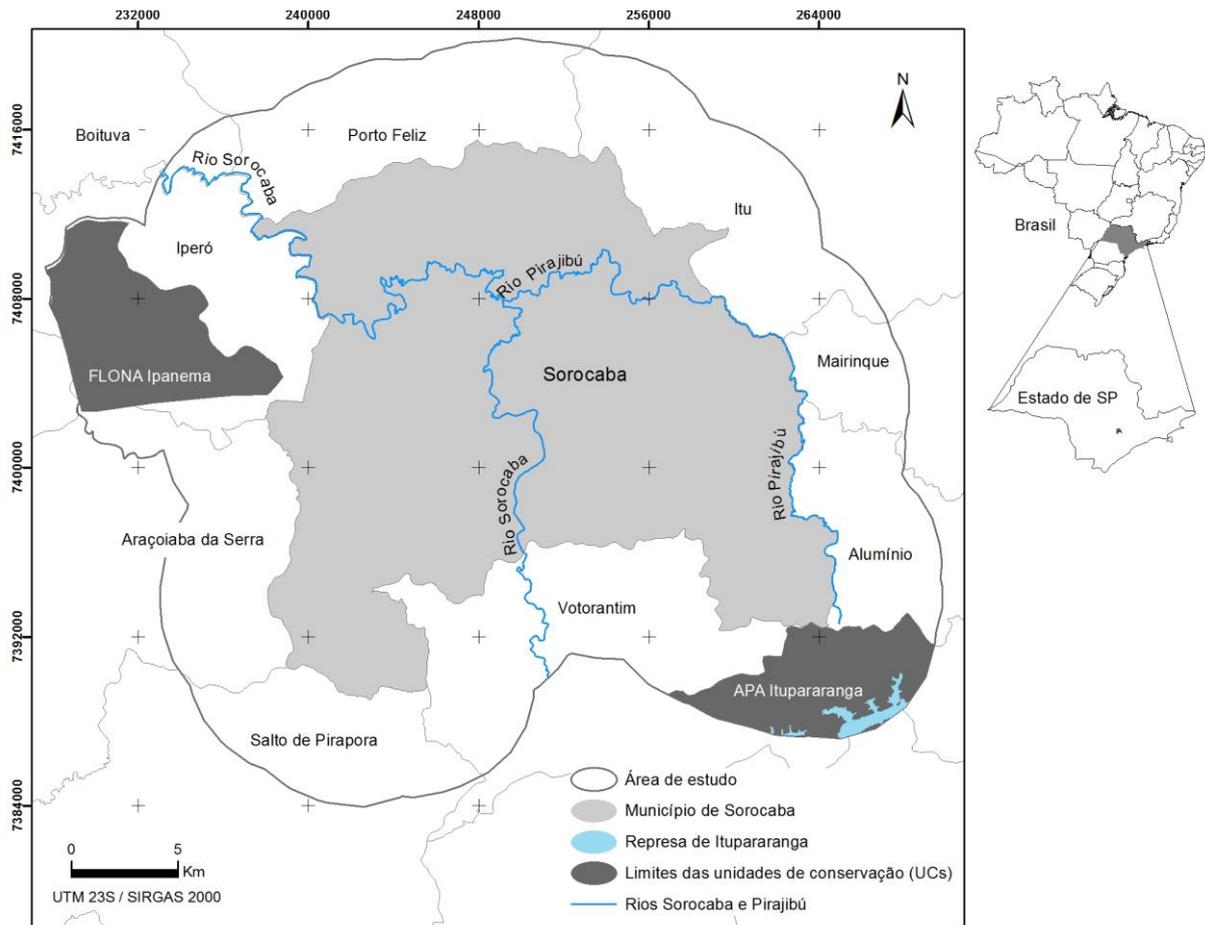


Figura 1 - Localização de Sorocaba e entorno, no estado de São Paulo, Brasil.

O reservatório de Itapararanga, localizado no alto curso do Rio Sorocaba, (Figura 1), abastece sete cidades da região, incluindo Sorocaba (SMITH; PETRERE JR., 2000), o que representa aproximadamente 1 milhão de habitantes e também gera a energia elétrica destinada à Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) (FUNDAÇÃO FLORESTAL/SP, 2018). O reservatório está incluído em uma UC de uso sustentável, a Área de Proteção Ambiental (APA) de Itapararanga (SÃO PAULO, 2003). A APA Itapararanga, de gestão estadual e criada para proteger o reservatório, tem área total de 93.356,75 ha (SÃO PAULO, 2003), e somente 4.170 ha estão presentes na área de estudo (Figuras 1 e 2).

A área de estudo possui ainda, a Floresta Nacional (FLONA) de Ipanema (Figuras 1 e 2), protegida em esfera federal e de uso sustentável, que conta com área total de 5.069,73 ha (ICMBIO, 2010), e está localizada a oeste da área de estudo (Figuras 1 e 2).

O município de Sorocaba possui 5 UCs municipais (Figura 2), todas de proteção integral (SNUC/BRASIL, 2000). São elas, o Parque Natural Municipal de Corredores da Biodiversidade (criado em 2011, com área de 62,5 ha) (SOROCABA, 2011), Parque Natural Municipal de Brigadeiro Tobias (criado em 2015, com área de 11,7 ha) (SOROCABA, 2015a),

Estação Ecológica Municipal do Pirajibu (criada em 2015, com área de 45 ha) (SOROCABA, 2015b), Estação Ecológica Governador Mário Covas (criada em 2015, com área de 50 ha) (SOROCABA, 2015c), Estação Ecológica Bráulio Guedes da Silva (criada em 2016, com área de 8,9 ha) (SOROCABA, 2016).

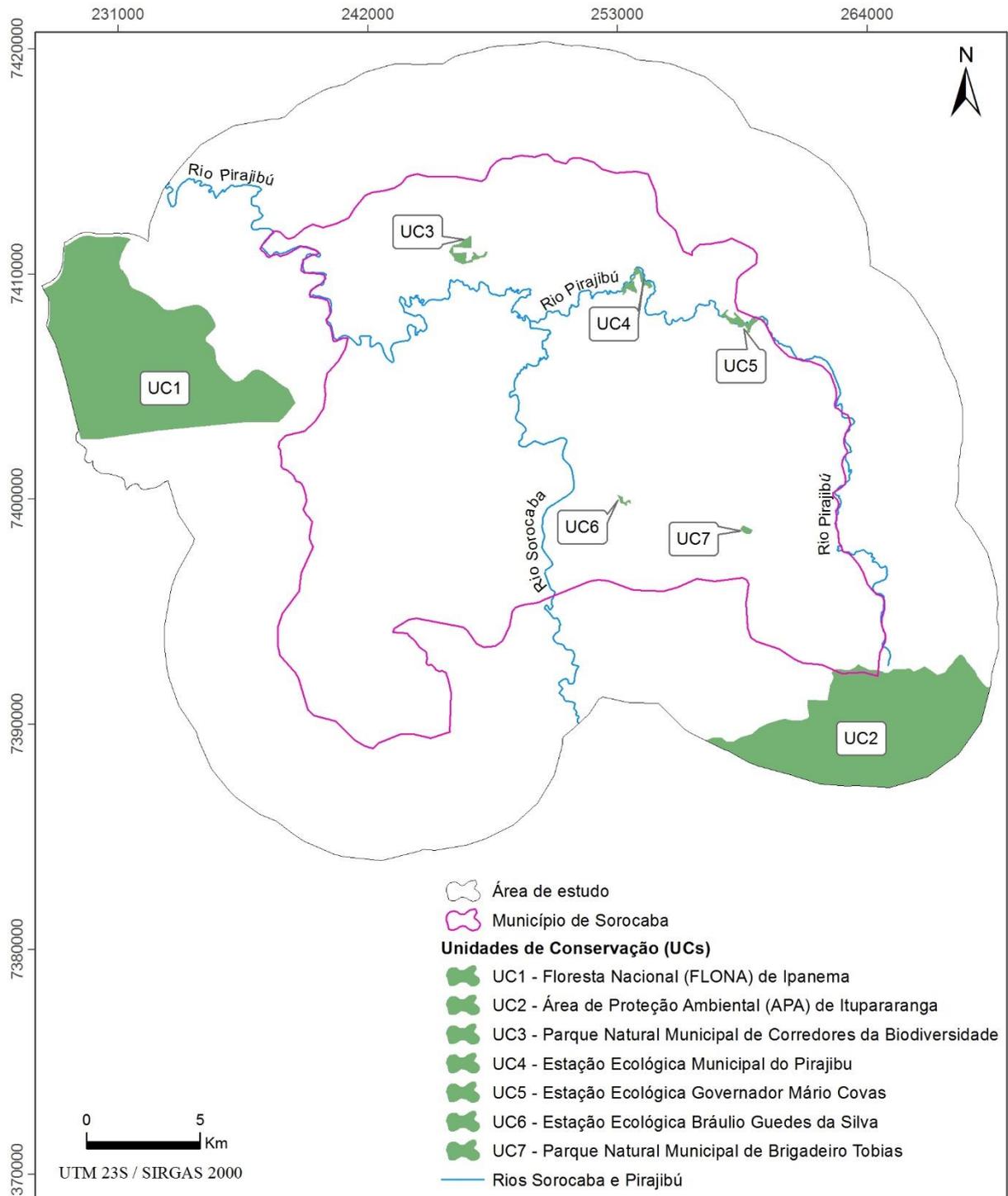


Figura 2 - Localização das Unidade de Conservação de Sorocaba e entorno, no estado de São Paulo, Brasil.

O clima da região, segundo a classificação de Köpen, é do tipo Cwa (clima subtropical quente), caracterizado por inverno seco e verão quente, apresentando temperatura média de 22°C e precipitação média de 1408,4 mm por ano (CEPAGRI, 2018).

A elevação está entre 535 e 1030 m acima do nível do mar e o relevo é composto por Colinas Médias, Morretes Alongados Paralelos, Morretes Alongados e Espigões (PONÇANO et al., 1981).

3.2 IMAGEM ORBITAL

Para o mapeamento do uso e cobertura do solo foi utilizada uma imagem orbital obtida pelo sensor PAN10m, a bordo do satélite CBERS-4 (passagem de 28 de agosto de 2016), projeção *Universal Transverse Mercator* (UTM) e *Datum* WGS 1984. As bandas espectrais utilizadas foram os referentes aos comprimentos de onda do verde, vermelho e infravermelho, as quais permitiram elaborar uma composição colorida (4R/3G/2B).

3.3 MAPAS DIGITAIS

A rede hidrográfica utilizada neste estudo foi obtida no *site* da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb), sendo oriunda do projeto desenvolvido pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), *Datum* SAD 1969 (DAEE/SP, 2014) e a malha viária no *site* do Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT), *Datum* Sirgas 2000 (DNIT/BRASIL, 2013), ambos na escala 1:50.000, projeção UTM e ambas disponíveis gratuitamente.

As delimitações das UCs foram obtidas no *site* do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC) (SNUC/BRASIL, 2000), disponibilizados gratuitamente em formato de vetores, na projeção UTM e *Datum* SAD 1969.

Todos os arquivos vetoriais foram reprojatados para o *Datum* Sirgas 2000, projeção UTM.

3.4 MAPA DE USO E COBERTURA DO SOLO

O mapa de uso e cobertura do solo foi produzido pelo método de classificação supervisionada multivariada de Máxima Verossimilhança (MAXVER) no *software* ENVI 4,7, pelo processamento digital das imagens orbitais e finalizado no Sistema de Informação Geográfica (SIG) ArcGIS (versão 10,3) seguindo as etapas apresentadas a seguir.

3.4.1 Pré-processamento das imagens

Nessa etapa realizaram-se as correções atmosférica e geométrica da imagem. Conforme descrito por Meneses et al. (2012), foram avaliados os histogramas das cenas; identificados os pixels que deveriam apresentar valores de reflectância nula; e esses pixels foram reclassificados para apresentarem valores digitais iguais a zero, conseqüentemente corrigindo os demais. Este procedimento chama-se princípio da reflectância zero.

Na correção geométrica, as coordenadas reais foram padronizadas para o sistema de coordenadas UTM (Universal Transversa de Mercator) e *Datum* Sirgas 2000.

3.4.2 Classes de uso e cobertura do solo

As classes de uso e cobertura do solo estabelecidas foram baseadas no Manual Técnico do Uso da Terra do IBGE (IBGE/BRASIL, 2013), sendo elas:

- i. Área florestal: Floresta Estacional Semidecidual do Bioma Mata Atlântica e formações florestais de Cerrado;
- ii. Silvicultura: Áreas ocupadas com plantios de *Eucalyptus* sp. ou *Pinus* sp.;
- iii. Culturas temporárias: Cultivo de plantas de curta ou média duração, com ciclo vegetativo inferior a um ano, como milho, alface, pimentão, mandioca, entre outras;
- iv. Campos antrópicos de vegetação pioneira: Corresponde a campos originados de ações antrópicas com predomínio de plantas de pequeno porte (SÃO PAULO/FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2000)
- v. Culturas permanentes: Áreas ocupadas com plantios de culturas perenes, como frutíferas e café;
- vi. Várzea / Zonas ripárias: Vegetação rasteira em áreas úmidas próximas a corpos d'água;
- vii. Áreas urbanizadas: Áreas ocupadas com construções, os bairros rurais, os condomínios mais afastados dos principais centros urbanos, solos desnudos próximos a áreas urbanas e outros tipos de ocupação do solo onde existe a predominância de construções;
- viii. Áreas de mineração: Áreas exploradas pela extração de minerais metálicos e minerais não metálicos;
- ix. Corpos d'água: Lagos e reservatório;
- x. Cursos d'água: rios e córregos;
- xi. Malha viária: Rodovias estaduais e federais pavimentadas.

3.4.3 Tomada das amostras de treinamento

As amostras de treinamento foram tomadas por digitalização de polígonos em tela, sobre as áreas que representavam as classes de uso e cobertura do solo previamente determinadas, para assim adquirir as estatísticas a serem empregadas pelo algoritmo de classificação, conforme proposta por Valente e Vettorazzi (2003).

Como algumas classes de uso e cobertura do solo apresentam diferentes estádios de desenvolvimento, necessitou-se a divisão de algumas classes em subclasses (Tabela 1), resultando em amostras mais homogêneas. Para algumas classes não foram tomadas amostras de treinamento, tais como, Culturas permanentes, Áreas de mineração, Cursos d'água e Malha viária. Os testes indicaram que tais classes não foram devidamente reconhecidas na classificação supervisionada, sendo posteriormente digitalizadas à mão.

Tabela 1 - Número de subclasses e de pixels (NPs) amostrados, para os diferentes usos do solo em Sorocaba e entorno, estado de São Paulo, Brasil.

Uso e cobertura do solo	Número de subclasses	NPs (real)
Corpos d'água	1	2.955
Culturas temporárias	14	42.155
Silvicultura	5	15.867
Área florestal	9	33.816
Campos antrópicos de vegetação pioneira	4	11.878
Áreas urbanizadas	1	9.954
Várzea/ Zonas ripárias	1	1.380
Total	35	118.005

O número de pixels amostrados por subclasse foi determinado pela Equação 1:

$$\frac{T_p \times (1,0 \text{ a } 2,0\%)}{T_c} \quad \text{(Equação 1)}$$

Sendo:

Tp: total de pixels da cena; e

Tc: total de classes de uso e cobertura do solo.

Procurando uma boa representatividade de cada subclasse e visando evitar a superamostragem utilizou-se:

$$\frac{10.449.650 \times 0,010}{35} = 2986 \text{ pixels/classe}$$

3.4.4 Aplicação do algoritmo de classificação supervisionada

Para a classificação supervisionada após a tomada das amostras, foi empregado o algoritmo de máxima verossimilhança (MAXVER), cuja conceituação matemática foi estabelecida por (SCHALKOFF, 1992; SWAIN; DAVIS, 1981), e um limiar de 0,05. O limiar é um parâmetro cujos valores variam de 0 a 1 e que é empregado para o controle do nível de probabilidade no qual cada pixel é considerado, para ser classificado. Desse modo, aqueles pixels com menor probabilidade que o limiar estabelecido não são classificados.

3.4.5 Verificação da exatidão da classificação supervisionada

Na verificação da exatidão da classificação foi utilizada uma matriz de confusão para calcular a exatidão da classificação e o índice Kappa, para obter sua qualidade, de acordo com valores propostos na literatura. Para fazer a verificação compara-se os dados da verdade terrestre com os da classificação (EASTMAN, 2003), sendo que os dados da verdade terrestre são as amostras de treinamento.

Considerou-se os valores de 85% para o percentual de exatidão esperado e 5% para o erro admissível (ANDERSON et al., 1979). Valores de Kappa acima de 80% são considerados como excelentes, de acordo com Landis e Koch (1977) (Tabela 2) e não é necessária a reclassificação.

O índice Kappa consiste em uma avaliação multivariada discreta, tendo por base uma matriz de erros, também chamada de matriz de confusão ou de contingência (EASTMAN, 2003) (Equação 2, 3 e 4).

$$K = \frac{p_0 - p_e}{1 - p_e} \quad (\text{Equação 2})$$

$$p_0 = \frac{\sum_{i=1}^r x_{ij}}{N} \quad (\text{Equação 3})$$

$$p_e = \frac{\sum_{i=1}^r (x_{i+} \times x_{+j})}{N^2} \quad (\text{Equação 4})$$

Sendo:

p_0 : é a taxa de aceitação relativa;

p_e : é a taxa hipotética de aceitação;

x_{ij} : número de observações na linha i e coluna j que se refere à diagonal principal;

x_{i+} e x_{+j} : os totais marginais da linha i e da coluna j, respectivamente;

N: número total de observações da matriz de erros.

Landis e Koch (1977) propuseram intervalos representando a confiabilidade da amostra de acordo com o valor obtido para Kappa, conforme Tabela 2.

Tabela 2 - Classes de qualidade do índice Kappa

Kappa	Qualidade
< 0,0	Péssima
0,0 - 0,2	Ruim
0,2 - 0,4	Razoável
0,4 - 0,6	Boa
0,6 - 0,8	Muito boa
0,8 - 1,0	Excelente

Fonte: (LANDIS; KOCH, 1977)

A verificação da exatidão da classificação supervisionada pode ser observada na Tabela 3, que se constitui na matriz de confusão.

Tabela 3 - Matriz de confusão para verificação da exatidão da classificação supervisionada, em função dos pixels da imagem, executada em Sorocaba e entorno, SP, Brasil.

Mapa	Verdade terrestre							Total
	Silvicultura	Área florestal	Culturas temporárias	Campos antrópicos	Áreas urbanizadas	Corpos d'água	Várzea/ Zonas ripárias	
Silvicultura	14807	901	585	116	682	0	20	17111
Área florestal	1060	32786	38	122	0	0	32	34038
Culturas temporárias	0	12	36793	1535	233	2	25	38600
Campos antrópicos	0	59	1173	9676	50	0	301	11259
Áreas urbanizadas	0	5	104	2	8953	0	14	9078
Corpos d'água	0	0	0	0	0	2953	8	2961
Várzea/ Zonas ripárias	0	53	111	427	36	0	980	1607

 Pontos coincidentes

Na matriz de confusão, a diagonal indica o número de pontos onde houve coincidência entre o mapa temático e a verdade terrestre, sendo que a exatidão da classificação significa a probabilidade de um pixel na imagem de classificação ser colocado na classe X, dado que a classe de verdade do terreno é X (ENVI, 2004). A partir dessa matriz obteve-se, para a classificação supervisionada, uma porcentagem de acerto global de 87,52% e o valor de 0,8711 para o índice Kappa (K) global. As porcentagens de acerto podem ser observadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Exatidão de classificação supervisionada executada em Sorocaba e entorno, estado de São Paulo, Brasil.

Uso e cobertura do solo	Exatidão (%)
Silvicultura	93%
Área florestal	97%
Culturas temporárias	87%
Campos antrópicos	81%
Corpos d'água	100%
Várzea/ Zonas ripárias	71%
Áreas urbanizadas	90%

A exatidão obtida para a classificação supervisionada foi superior ao valor tido como mínimo aceitável (85%), por autores como (EASTMAN, 2003). Quanto à qualidade do mapa, tendo por base os intervalos do índice Kappa (K) propostos por (LANDIS; KOCH, 1977), pode ser classificada como excelente.

3.4.6 Tratamentos pós-classificação

Procurando atenuar o efeito da presença de pixels isolados, comuns em produtos de classificações com o algoritmo MAXVER, foi aplicado um filtro de mediana de 7 x 7 pixels. O filtro de mediana é classificado como um filtro passa-baixa, onde o pixel central da máscara é substituído pela mediana dos seus vizinhos. É um filtro de implementação complexa, devido à necessidade de um ordenamento dos valores, mas é um dos filtros de suavização que melhor preservam as bordas em uma imagem (CROSTA, 1993).

3.4.7 Classificação manual de feições

Mesmo apresentando valores adequados de índice Kappa, notou-se que o produto da classificação automática não apresentou distinção adequada entre Área florestal e Silvicultura,

isto porque as assinaturas espectrais dessas duas categorias não se apresentaram estatisticamente muito diferentes. Observou-se também que feições como as Áreas urbanizadas não foram classificadas corretamente por meio do processo automático, em função da heterogeneidade de seus componentes, além das já citadas classes, Culturas permanentes, Áreas de mineração, Cursos d'água e Malha viária.

Para todos os casos, a solução foi transformar o produto final da classificação supervisionada em vetores e reclassificar essas regiões manualmente, no SIG ArcGIS, tendo por base a própria composição colorida da imagem de satélite e imagens de alta resolução disponíveis do Google Earth (<http://earth.google.com>). A escala de trabalho do mapeamento manual foi de 1:25.000.

3.4.8 Verificação da exatidão do mapa final de uso e cobertura do solo

Para a verificação da exatidão do mapa final, gerou-se uma malha de pontos (n amostral de 133 pontos, Figura 3), distribuídos de forma estratificada ao acaso, como proposto por Eastman (2003).

O número de amostras (n) foi determinado como proposto por Eastman (2003) por meio das equações 5 e 6.

$$N = \frac{Z^2 x p x q}{e^2} \quad (\text{Equação 5})$$

$$A = \frac{N}{a} \quad (\text{Equação 6})$$

Sendo: N, número de amostras; Z, valor padrão para um nível de confiança específico (no caso 95%); p, percentual de exatidão esperado; q, 100 – p; A, número de amostras para a área de estudo; a, proporção da área de estudo (no caso 76,5%).

Os 133 pontos amostrais foram verificados, tendo como referência as informações de campo, a própria imagem de satélite e imagens de alta resolução disponíveis do Google Earth (<http://earth.google.com>). No campo foram visitados 29 pontos, dos quais foram registradas as coordenadas geográficas, por meio de um receptor Global Positioning System (GPS) de navegação e alguns deles fotografados.

Entre os 29 pontos para verificação em campo, 11 foram em áreas de campos antrópicos de vegetação pioneira, seis em áreas de silvicultura, cinco em áreas de culturas temporárias,

dois em áreas urbanas, dois em áreas florestais, além de um ponto para verificação nas classes de várzea, culturas permanentes e copos d'água.

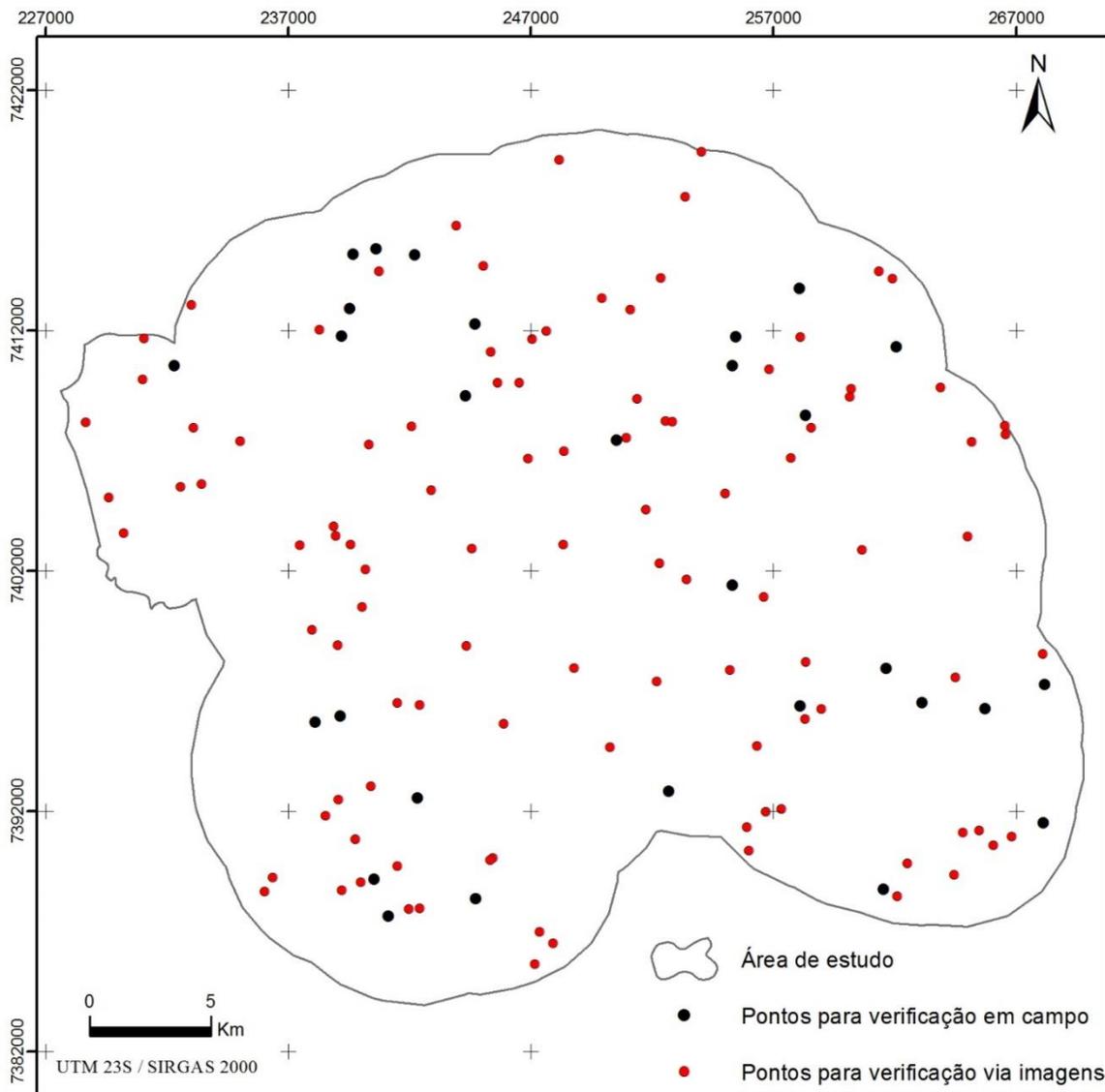


Figura 3 - Distribuição de pontos para verificação da exatidão de classificação em Sorocaba e entorno, estado de São Paulo, Brasil.

3.5 ESTRUTURA DA PAISAGEM E DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS

A classe “Área florestal” foi extraída do mapa de uso e cobertura do solo e caracterizada por meio das métricas tradicionais de ecologia de paisagem, desenvolvidas por McGarigal e Marks (1995) em ambiente SIG ArcGis. A categorização aconteceu em nível de classe por meio das métricas de índice de tamanho dos fragmentos e índice de proximidade (com seus respectivos valores de desvio padrão e coeficientes de variação) e pelos índices de forma médio (MSI) e forma médio ponderado pela área (AWMSI) (MCGARIGAL, 2015). Em nível de

fragmentos, por meio das métricas: índice de área (AREA), índice de forma (SHAPE) e índice de proximidade (NEAR) (MCGARIGAL, 2015), conforme descrito abaixo:

Índices de classe

Tamanho médio dos fragmentos (MPS): é calculado com base área total da classe e de seu respectivo número de fragmentos, o que permite estimar o tamanho médio para seus fragmentos pela equação (7):

$$MPS = \frac{\sum_{j=i}^n a_{ij}}{n_i} \times \left(\frac{1}{10000}\right) \quad (\text{Equação 7})$$

Sendo:

a_{ij} = área do fragmento i na classe j ;

$j = 1 a n \rightarrow$ número de fragmentos;

n_i = número de fragmentos da classe.

Unidade: hectare (ha).

Limite: $MPS > 0$, sem limite.

Distância média entre fragmentos (MNN): quantifica a distância média entre fragmentos de mesma classe. Pode ser calculado pela equação (8):

$$MNN = \frac{\sum_{j=1}^{n_i} h_{ij}}{n_i} \quad (\text{Equação 8})$$

Sendo:

h_{ij} = distância (m) do fragmento ij ao vizinho mais próximo de mesma classe, ou seja, a menor distância linear entre dois remanescentes (borda-a-borda);

$n_i = n_i$ = número de fragmentos da classe i na paisagem, que tenham vizinho próximo.

Unidade: metros (m).

Limite: $MNN > 0$, sem limite.

Índice de forma média (MSI): expressa a forma média dos fragmentos da classe avaliada, em função da razão média perímetro/área de seus fragmentos, comparada a uma forma padrão. Quando se utiliza o formato raster para os mapas, essa forma padrão se constitui em um quadrado. Dessa maneira, quanto mais distante desse padrão, mais irregular é considerada a forma. Para seu cálculo utiliza a equação (9).

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{0,25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right)}{n_i} \quad (\text{Equação 9})$$

Sendo:

p_{ij} = perímetro do fragmento ij;

a_{ij} = área do fragmento i na classe j;

$j = 1 a n \rightarrow$ número de fragmentos; e

n_i = número de fragmentos da classe.

Unidade: adimensional.

Limite: $MSI \geq 1$, sem limite.

Índice de forma média ponderado pela área (AWMSI): é calculado de maneira semelhante ao índice de forma média, no entanto a média é ponderada de acordo com a área dos fragmentos. Dessa maneira fragmentos de maior tamanho recebem um peso maior. Para seu cálculo utiliza-se a Equação 10:

$$AWMSI = \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{0,25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right) \times \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right] \quad (\text{Equação 10})$$

Sendo:

p_{ij} = perímetro do fragmento ij;

a_{ij} = área do fragmento i na classe j; e

$j = 1 a n \rightarrow$ número de fragmentos.

Unidade: adimensional.

Limite: $AWMSI \geq 1$, sem limite.

Índices de fragmentos

Área do fragmento (AREA): fornece a área de cada fragmento e possibilitou o agrupamento desses remanescentes em classes de área. Essa divisão objetivou a determinação do tamanho de fragmento predominante nas sub-bacias. A área dos fragmentos foi determinada pela equação (11):

$$AREA = a_{ij} \left(\frac{1}{10000} \right) \quad (\text{Equação 11})$$

Sendo:

a_{ij} = área do fragmento i na classe j.

Unidade: hectares (ha).

Limite: AREA > 0, sem limite.

Índice de forma (SHAPE): é uma medida da complexidade da forma dos fragmentos, comparada a uma forma padrão. Para seu cálculo utiliza-se a equação (12).

$$SHAPE = \frac{0,25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \quad (\text{Equação 12})$$

Sendo:

p_{ij} = perímetro do fragmento ij; e

a_{ij} = área do fragmento i na classe j.

Unidade: adimensional.

Limite: SHAPE \geq 1, sem limite.

Distância média entre fragmentos (NEAR): quantifica a distância euclidiana, ou borda-a-borda, entre fragmentos de mesma classe vegetacional. Pode ser calculado pela equação (13):

$$NEAR = h_{ij} \quad (\text{Equação 13})$$

Sendo:

h_{ij} = distância (m) do fragmento ij ao vizinho mais próximo de mesma classe.

Unidade: metros (m).

Limite: NEAR > 0, sem limite.

Para um melhor entendimento da estrutura dos fragmentos florestais, usando os três índices em nível de fragmento (AREA, SHAPE, NEAR), os remanescentes foram agrupados em classes elaboradas (conforme descrito abaixo), onde foram calculados o número total e a percentagem de fragmento em relação ao número total de remanescentes florestais e, também a área total e a percentagem de área em relação a área total de remanescentes florestais.

O agrupamento dos remanescentes para cada índice de fragmento, foi feito da seguinte forma:

- i. Índices de área (AREA): a partir do cálculo da área de todos os remanescentes florestais, os fragmentos foram agrupados em cinco classes de tamanho (em hectare), sendo elas, menores que 1; entre 1 e 10; entre 10 e 50; entre 50 e 500; acima de 500.
- ii. Índices de forma (SHAPE): a partir do cálculo do índice de forma de todos os remanescentes florestais, os fragmentos foram agrupados em cinco classes SHAPE (sem unidade), sendo elas, entre 1 e 2; entre 2 e 3; entre 3 e 4; entre 4 e 5 e acima de 5.
- iii. Índices de proximidade (NEAR): a partir do cálculo do índice de proximidade de todos os remanescentes florestais, os fragmentos foram agrupados em cinco classes NEAR (metros), sendo elas, menor que 50; entre 50 e 100; entre 100 e 200; entre 200 e 500; acima de 500.

Com a finalidade de compreender a importância dos pequenos fragmentos na estimativa de isolamento dos remanescentes florestais da paisagem, cenários de exclusão dos remanescentes menores foram criados a partir da subtração dos fragmentos pertencentes às seguintes classes de tamanho (ha), menores que 1; menores que 2; menores que 5; menores que 10; menores que 20; e menores que 50. Todas as avaliações foram realizadas em ambiente SIG.

3.6 A MATRIZ DE IMPEDÂNCIA

Segundo Tambosi et al. (2014) nos trópicos, as informações biológicas sobre distâncias de dispersão entre fragmentos florestais são escassas, no entanto, as aves de floresta (ou sub-bosque) são consideradas a espécie melhor estudada do bioma Mata Atlântica (GOULART et al., 2015). Nesse sentido, o estudo baseou-se em espécies florestais de aves especialmente endêmicas da Mata Atlântica como por exemplo *P.leucoptera* (Thamnophilidae), *Thamnophilus caerulecens* (Thamnophilidae) e *Basileuterus culicivorus* (Parulidae) (AWADE; METZGER, 2008; CORNELIUS et al., 2017).

Uezu, Metzger e Vielliard (2005) citam que as espécies estritamente florestais são sensíveis à fragmentação florestal. As aves de floresta são consideradas espécies guarda-chuva, definidas como espécies com maiores demandas ambientais (METZGER, 2006; GOULART et al., 2015), de tal modo que, fornecendo habitats ideais a elas, será possível a manutenção das demais espécies (METZGER, 2006).

Para a construção da matriz de impedância, foram consultados oito especialistas. Eles estabeleceram valores de resistência à dispersão das aves de floresta, impostos por cada tipo de uso do solo presente na paisagem (valores de 1 a 100). A opinião de especialistas para

estabelecer um conjunto de superfícies de resistências é entendida como o diferencial para a modelagem das ligações-ótimas (ETHERINGTON, 2016).

Os maiores valores de resistência, segundo os especialistas, foram estabelecidos às áreas urbanizadas, malha viária e áreas de mineração, atingindo a mediana de 99 pontos. Como previsto, segundo os especialistas, para áreas florestais atribuiu-se os menores valores de resistência, seguido da classe de várzea e zonas ripárias, essa, porém obteve valores de resistência que variaram de 90 pontos a um (1) ponto, sendo 32 pontos o valor da mediana. Valores médios de 50 pontos foram estabelecidos para a classe campos antrópicos de vegetação pioneira e a mediana de 58 para as classes culturas permanentes, silvicultura e culturas temporárias.

Além disso, também foi realizada uma revisão da literatura sobre a dispersão de aves de floresta em diferentes unidades de uso do solo, para a construção da matriz de impedância da paisagem. A revisão de literatura buscou pesquisas empíricas sobre o comportamento de espécies de aves de floresta, endêmicas do bioma Mata Atlântica, por diferentes usos e coberturas do solo.

O resultado da pesquisa feita com especialistas, juntamente com a revisão de literatura sobre dispersão de aves florestais, em diferentes usos e coberturas do solo, são apresentados na matriz de impedância (Tabela 5), onde foi estabelecido um valor de resistência, para cada classe de uso e cobertura, ao movimento das aves florestais endêmicas da Mata Atlântica.

Para qualquer espécie, os habitats ideais são definidos com base em requisitos de vida (alimento, cobertura, locais de nidificação, segurança contra riscos e relações com espécies concorrentes ou facilitadoras) (BEIER; MAJKA; SPENCER, 2008). Os valores de impedância aumentam quando a dispersão das aves florestais ocorre fora dos habitats considerados como ideais, particularmente nesse estudo, fora das áreas florestais nativas (que apresentam valores de impedância igual a 1), atingindo valores de até 100 (valor máximo representando uma barreira ao movimento das espécies), como por exemplo, para as áreas urbanizadas (GOULART et al., 2015; RIBEIRO et al., 2017; DE LA FUENTE et al., 2018; HOFMAN et al., 2018).

Tabela 5 - Valores de impedância atribuídos às classes de uso e cobertura do solo, com justificativas biológica específicas, baseadas em aves florestais endêmicas da Mata Atlântica, para Sorocaba e entorno, estado de São Paulo, Brasil.

Classe	Justificativa biológica	Impedância
Área florestal	Áreas fonte de biodiversidade.	1
Silvicultura	Giubbina et al. (2018) considerou que a silvicultura restringiu severamente o movimento de espécies de aves, por ela estudada.	65
Culturas temporárias	As plantações anuais têm uma presença humana intensa (SANTOS et al., 2016), formadas por espécies herbáceas de baixa altura, que oferecem riscos de predação as aves que tentam a travessia (UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005; BIZ; CORNELIUS; METZGER, 2017)	70
Campos antrópicos de vegetação pioneira	Considerados como risco médio para os pássaros, pois a ausência de obstrução visual permite que os indivíduos voem diretamente para o fragmento, resultando em menor tempo de exposição (BIZ; CORNELIUS; METZGER, 2017).	30
Culturas permanentes	Plantações de culturas perenes foram consideradas como áreas de baixa biodiversidade, podem restringir o movimento de espécies e apresentam alto risco aos que tentam a travessia (GIUBBINA; MARTENSEN; RIBEIRO, 2018; GUZMÁN WOLFHARD; RAEDIG, 2019)	50
Várzea / Zonas ripárias	Formadas por vegetação rasteira em áreas úmidas e próximas a corpos d'água abrigam espécies de pássaros, anfíbios e outros vertebrados, são consideradas corredores naturais (SEKERCIOGLU, 2009).	10
Áreas urbanizadas	Áreas urbanizadas são fonte da poluição, causam a fragmentação florestal, degradação dos habitats naturais e são barreiras para espécies (FORMAN, 2008; CONCEPCIÓN et al., 2016).	100
Áreas de mineração	São fonte da poluição e barulho e causam a degradação dos habitats florestais e em muitos casos são barreiras para espécies.	100
Corpos d'água	A paisagem apresenta lagos e parte de uma represa. A maioria das aves de florestas, não consegue atravessar 100 metros de áreas abertas (SEKERCIOGLU, 2009).	70
Cursos d'água	Os principais rios existentes na paisagem, possuem largura média de 30 m aproximadamente (FERNANDES, 2012), não sendo considerados barreiras para as espécies de aves.	50
Malha viária	Os padrões de movimento através de estradas variam entre as espécies (DE OLIVEIRA; ALBERTS; FRANCISCO, 2011) sendo que as principais infraestruturas de transporte (autoestradas e linhas ferroviárias) são citadas como elementos de barreira sobre o movimento de algumas espécies (SAHRAOUI; FOLTÊTE; CLAUZEL, 2017).	90

3.7 CAMINHO DAS LIGAÇÕES-ÓTIMAS ENTRE AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

A caracterização da movimentação da espécie-foco (i.e. aves florestais endêmicas da Mata Atlântica) por diferentes tipos de uso e cobertura do solo foi executada por meio do caminho das ligações-ótimas (CLO) executado no software Graphab 2,2 (FOLTÊTE; CLAUZEL; VUIDEL, 2012).

Para o traçado desse caminho são necessárias duas camadas de entrada de dados, sendo a primeira os habitats de origem (*nós*) e, a segunda camada os valores de impedância, considerados para as respectivas classes de uso e cobertura do solo da paisagem (ERSOY; JORGENSEN; WARREN, 2018). Foram adotados como *nós* os fragmentos florestais pertencentes às UCs, e utilizados como valores de impedância, os definidos na Tabela 5.

Nesta análise, cada par de *nós* foi conectado por um *link*, pois não foi determinada a distância de dispersão para a espécie. Esta abordagem foi utilizada para identificar uma possível ligação entre as UCs existentes na paisagem, independentemente da distância entre elas e da limitação de dispersão das espécies alvo em habitats não florestais, para dessa forma desenhar as ligações-ótimas entre as UCs na paisagem.

Entretanto, esta abordagem não avalia a importância de outros fragmentos da paisagem, que possam ter alta integridade ecológica e que não estão atualmente protegidos (BEIER et al., 2011). Portanto, foi executada uma análise posterior (descrita no item 3.8), na qual todos os fragmentos florestais presentes na paisagem, desde que maiores que dois (2) ha, foram considerados como *nós*.

3.7.1 Caracterização dos caminhos das ligações-ótimas

Para a caracterização dos CLOs traçados no item anterior foi estabelecida uma faixa de 100 m de largura para a avaliação quantitativa do uso e cobertura do solo baseada na resolução CONAMA n ° 09, de 24 de outubro de 1996 que estabelece critérios para definição de corredores ecológicos. O Art. 3 dessa resolução define que "a largura dos corredores será fixada previamente em 10% (dez por cento) do seu comprimento total, sendo que a largura mínima será de 100m" (CONAMA/BRASIL, 1996).

Dentro da faixa de 100m foi calculada percentagem de Área de Preservação Permanente (APP) de curso de água (Lei 12.651 de 25 de maio de 2012) para avaliar o potencial do uso de outras áreas de proteção para a criação desses corredores. Para a delimitação das APPs foi utilizada a rede hidrográfica de traçado buffer em torno de corpos d'água (30m) e nascentes (50m), sem a aplicação do artigo 61A.

3.8 AVALIAÇÃO DA CONECTIVIDADE FUNCIONAL DOS REMANESCENTES FLORESTAIS DA PAISAGEM E DESES COM AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

A conectividade funcional dos remanescentes florestais da paisagem foi avaliada por meio dos gráficos vetoriais da paisagem gerados na Teoria dos Grafos. Considerou-se, para a geração dos CLOs e gráficos da paisagem, os fragmentos presentes na área de estudo (*nós*), com tamanho mínimo de dois (2) ha, como potenciais provedores de conectividade, assim como fez Watts et al. (2010), os quais totalizaram 946 remanescentes (*nós*), que representam 51% dos número de remanescentes florestais da paisagem e 95,60% da área florestal.

A matriz de impedância foi a mesma adotada no item 3.7 (Tabela 5), assim como todas as avaliações realizadas no software Graphab 2,2 (FOLTÊTE; CLAUZEL; VUIDEL, 2012).

Foram utilizadas para a avaliação, três (3) distâncias de capacidades de dispersão para a espécie considerada (i.e. aves florestais endêmicas da Mata Atlântica) de 50m, 100m e 200m, distâncias essas retiradas de pesquisas empíricas com aves florestais endêmicas da Mata Atlântica, de pesquisadores como Awade e Metzger (2008); Boscolo et al. (2008); Cornelius et al. (2017); Hatfield, Orme e Banks-leite (2018).

A métrica escolhida para avaliação da conectividade funcional dos remanescentes florestais da paisagem e da modelagem do caminho das ligações-ótimas foi a derivação da métrica Probabilidade de Conectividade (PC).

A derivação da métrica PC (dPC ou ΔPC) é gerado na remoção de cada elemento individual dos gráficos vetoriais de paisagem, cada *nó* e cada *link*, um de cada vez, determinando a importância relativa de cada elemento para a conectividade global (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006).

A métrica da Probabilidade de Conectividade (PC) permite quantificar a conectividade global da paisagem (SAURA; TORNE, 2009; BODIN; SAURA, 2010), em função de espécies-foco, sendo que, quanto maior o valor do índice (resultados variam entre 0 e 1) mais conectada está a paisagem.

Os valores de PC variam com a topologia, os atributos dos nós (como por exemplo, a área), e com as capacidades de dispersão das espécies consideradas (SAURA; RUBIO, 2010), sendo obtido pelas equações 14 e 15.

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*}{A_L^2} \quad (\text{Equação 14})$$

Sendo:

p_{ij}^* : é o valor máximo do produto das probabilidades de todos os caminhos possíveis entre os nós i e j;

$a_i a_j$: são as áreas dos fragmentos i e j, respectivamente.

A_L : a área total florestal e áreas não florestais na paisagem (área total da paisagem);

A probabilidade p_{ij}^* é obtida pela transformação da distância d_{ij} entre os fragmentos i e j, por meio de uma função exponencial (Equação 15), sendo:

$$p_{ij}^* = e^{-\alpha d_{ij}} \quad \text{(Equação 15)}$$

O cálculo da distância (d_{ij}) depende do conjunto de *links* (euclidiano ou valores de distância ponderados pela matriz de impedância), e nesse caso foi considerado os valores obtidos por meio da matriz de impedância. Por padrão, no software Graphab 2,2 (FOLTÊTE; CLAUZEL; VUIDEL, 2012), os valores do conjunto de *links* são agregados por uma média ponderada. Neste estudo, os atributos dos *nós* foram as áreas dos fragmentos.

Sendo o valor do parâmetro α uma constante que expressa a intensidade da diminuição da probabilidade de movimento (p) em função da distância (d), para essas avaliações α foi ajustado para que uma distância de 130,59 unidades de custo (aproximadamente 50m) correspondesse a uma probabilidade de movimento de 0,5. Em um segundo cenário, 263,84 unidades de custo (aproximadamente 100 m) correspondessem a uma probabilidade de movimento de 0,5 e por fim 533,05 unidades de custo (aproximadamente 200 m) correspondesse a uma probabilidade de movimento de 0,5.

Os resultados de importância conectiva para os *nós* foram organizados em cinco (5) classes de valores de ΔPC , sendo elas, $\Delta PC < 0,01$; ΔPC entre 0,01 e 0,10; ΔPC entre 0,10 e 0,25; ΔPC entre 0,25 e 0,50 e ΔPC entre 0,50 e 1,00.

Os resultados de importância conectiva para os *links* foram organizados em quatro (4) classes de valores de ΔPC , sendo elas, $\Delta PC < 0,01$; ΔPC entre 0,01 e 0,025; ΔPC entre 0,025 e 0,050 e ΔPC entre 0,050 e 0,10.

Considerou-se que os elementos que apresentassem valores $\Delta PC < 0,01$, seriam reconhecidos como nulos em relação à conectividade florestal. Os valores de PC variam de 0 a 1, portanto, 0,01 corresponde a 1% da medida de conectividade que será desconsiderada das avaliações.

3.9 PRINCIPAIS ELEMENTOS DE CONEXÃO FLORESTAL

A identificação dos principais elementos de conexão da paisagem foi realizada por meio dos valores médios para cada uma das frações de ΔPC (ΔPC_{intra} , ΔPC_{flux} e $\Delta PC_{connector}$) (SAURA; RUBIO, 2010), considerando as três (3) distâncias de capacidades de dispersão das espécies-foco (50m, 100m e 200m).

As frações ΔPC_{intra} , ΔPC_{flux} e $\Delta PC_{connector}$ são oriundas da divisão dos valores de ΔPC , considerando as diferentes maneiras pelas quais um determinado elemento da paisagem (*nó* ou *link*) podem contribuir para a conectividade funcional (SAURA; RUBIO, 2010).

A fração ΔPC_{intra} mede a conectividade dentro do *nó*, na área disponível de habitat, independe da posição topológica do fragmento ou das distâncias de dispersão consideradas, podendo ser um remanescente totalmente isolado na paisagem.

A fração ΔPC_{flux} mede a conectividade entre *nós*, depende tanto do atributo do *nó* (por exemplo, área), quanto de sua posição na matriz.

A fração $\Delta PC_{connector}$ mede a importância do *nó* como um elemento intensificador de conectividade, sendo independente do atributo do *nó* (por exemplo, área), mas depende do seu posicionamento topológico em relação a outros *nós*.

Saura e Rubio (2010) citam que um fragmento funcionalmente conectado contribuirá, certamente, através das frações ΔPC_{intra} e/ou ΔPC_{flux} , sendo a contribuição em $\Delta PC_{connector}$ dependente de sua posição topológica na rede da paisagem.

Essas frações são derivadas do mesmo conceito, sendo medidas nas mesmas unidades e podem ser diretamente comparadas e somadas dentro de uma estrutura unificadora (Equação 16) (SAURA; RUBIO, 2010).

$$\Delta PC = \Delta PC_{intra} + \Delta PC_{flux} + \Delta PC_{connector} \quad (\text{Equação 16})$$

Os valores de fração de ΔPC (ΔPC_{intra} , ΔPC_{flux} e $\Delta PC_{connector}$) foram gerados no software Graphab 2,2 (FOLTÊTE; CLAUZEL; VUIDEL, 2012).

Os resultados de cada fração (ΔPC_{intra} , ΔPC_{flux} e $\Delta PC_{connector}$) foram organizados em quatro (4) classes de níveis de prioridade de conservação, sendo eles, NÍVEL 1 (valores < 0,001); NÍVEL 2 (valores entre 0,001 e 0,01); NÍVEL 3 (valores entre 0,01 e 0,1) e NÍVEL 4 (valores entre 0,1 e 1,0), baseado nos trabalhos de Crouzeilles et al. (2013) e Diniz et al. (2017).

As frações de contribuição foram consideradas relevantes quando apresentaram valores acima de 0,001, portanto, a partir do NÍVEL 2 de prioridade.

Para a constituição de uma potencial rede ecológica de conservação da paisagem, selecionou-se os fragmentos com valores de ΔPC , que corresponde ao somatório das frações ΔPC_{intra} , ΔPC_{flux} e $\Delta PC_{connector}$, acima de 0,01, sendo portanto remanescentes que correspondem às classes de níveis de prioridade NÍVEL 3 (valores entre 0,01 e 0,1) e NÍVEL 4 (valores entre 0,1 e 1,0), entendendo que são os fragmentos que mais contribuirão para a conectividade da paisagem.

Esse critério de exclusão já havia sido adotado no item 3.8 quando se considerou que os elementos que apresentassem valores $\Delta PC < 0,01$, seriam reconhecidos como nulos em relação à conectividade florestal.

Fragmentos destacados apenas por meio da fração $\Delta PC_{connector}$, são elementos intensificadores da conectividade, entretanto, não possuem área suficiente para sustentação de espécies (SAURA; RUBIO, 2010), sendo identificados como fragmentos importantes para ações de restauração. Dessa forma, selecionou-se os fragmentos com valores de fração $\Delta PC_{connector}$ acima de 0,001 sendo, portanto, os remanescentes que ações de restauração trariam benefícios à conectividade florestal regional.

4 RESULTADOS

O mapa de uso e cobertura da área de estudo (Figura 4) apresentou uma exatidão global de 93,23%, tendo a classe floresta nativa exatidão de 88,46%, percentual considerado aceitável, sendo o mínimo admissível de 85% (EASTMAN, 2003). Quanto ao índice Kappa, obteve-se para o mapa, valor de 0,93, sendo considerado excelente, de acordo com Landis e Koch (1977).

4.1 ESTRUTURA DA PAISAGEM E DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS

O município de Sorocaba e entorno é composto por diferentes classes de uso e cobertura do solo, tendo remanescentes de floresta nativa entre eles (Figura 4). Seu uso de maior representatividade é o urbano, ocupando 25% de sua área total. Como outros usos têm-se os campos antrópicos de vegetação pioneira (20,40%), as culturas temporárias (17%), as culturas permanentes (1,40%), a silvicultura (9%) e, ainda, pequenas áreas ocupadas por mineração (0,30%) (Figura 4). Juntos eles correspondem a cerca de 73% da área de estudo, a qual também possui lagos, rios, córregos e reservatórios, representando 1,2% de sua área total e, ainda, as zonas de várzea, que equivalem a 2,90% (Figura 4).

A área florestal ocupa 25.066,50 ha da paisagem, o que equivale a 22,90%. Desse total, aproximadamente 5.000 ha (20%) localizam-se dentro de sete UCs, sendo que a maioria dessas

áreas dentro de UC localizam-se em UCs de uso sustentável (16,40%), e apenas 3,60% em UCs municipais de proteção integral.

Na área de estudo, as cinco UCs de proteção integral são de esfera municipal, e somam 0,71% da área florestal da paisagem, com fragmentos que variam de 9 ha a 62,5 ha (SNUC/BRASIL, 2000). Já as UCs de uso sustentável representam 19,29% da paisagem florestal, dentre elas está a FLONA Ipanema, que abriga o maior fragmento da paisagem, com área de 4.600 ha (18,35%). A APA Itupararanga, também de uso sustentável, tem apenas 0,94% de representação florestal neste recorte de área estudado.

Obteve-se um total de 1.854 remanescentes florestais, os quais estão distribuídos pelo município de Sorocaba e entorno (Figura 5). Eles possuem área variando de 0,10 ha a 4.600 ha, com tamanho médio de 13,90 ha (desvio padrão – PSSD= 136,89 ha; coeficiente de variação – PSCV= 987,94%), como indicado na Figura 5. Desse total, 66 fragmentos são maiores que 50 ha, sendo que três são maiores que 500 ha (Figuras 5 e 6). O maior deles está na FLONA Ipanema, localizada na região oeste da área de estudo. Os outros dois fragmentos estão na porção leste da área de estudo, próximos ao limite do município de Sorocaba, Alumínio e Mairinque (Figura 1), estando associados aos cursos d'água (Figura 5). O fragmento localizado na região leste da área de estudo tem cerca de 1.230 ha e o outro, localizado a sudeste, possui 2.900 ha, aproximadamente.

Da mesma forma, a maioria dos remanescentes florestais da paisagem (AREA < 10 ha, sendo cerca de 83% do total, Figura 6) apresentaram distribuição espacial associada aos cursos d'água, estando alguns próximos aos centros urbanos (Figuras 4 e 5). Tais fragmentos (AREA < 10 ha) representam, aproximadamente, 15% da área de floresta nativa da paisagem, sendo que, cerca de 29% deles tem área menor que 1 há (Figura 6).

O grupo dos maiores remanescentes (AREA > 500 ha) apresentaram forma irregular, a qual foi representada pelos maiores valores do índice SHAPE (SHAPE > 5; Figura 7). O fragmento que está dentro da FLONA Ipanema foi uma exceção, visto que apresentou valor de SHAPE menor que três.

O índice de forma médio (MSI) e o índice de forma médio ponderado pela área (AWMSI) atingiram valores de 1,94 e 6,56, respectivamente.

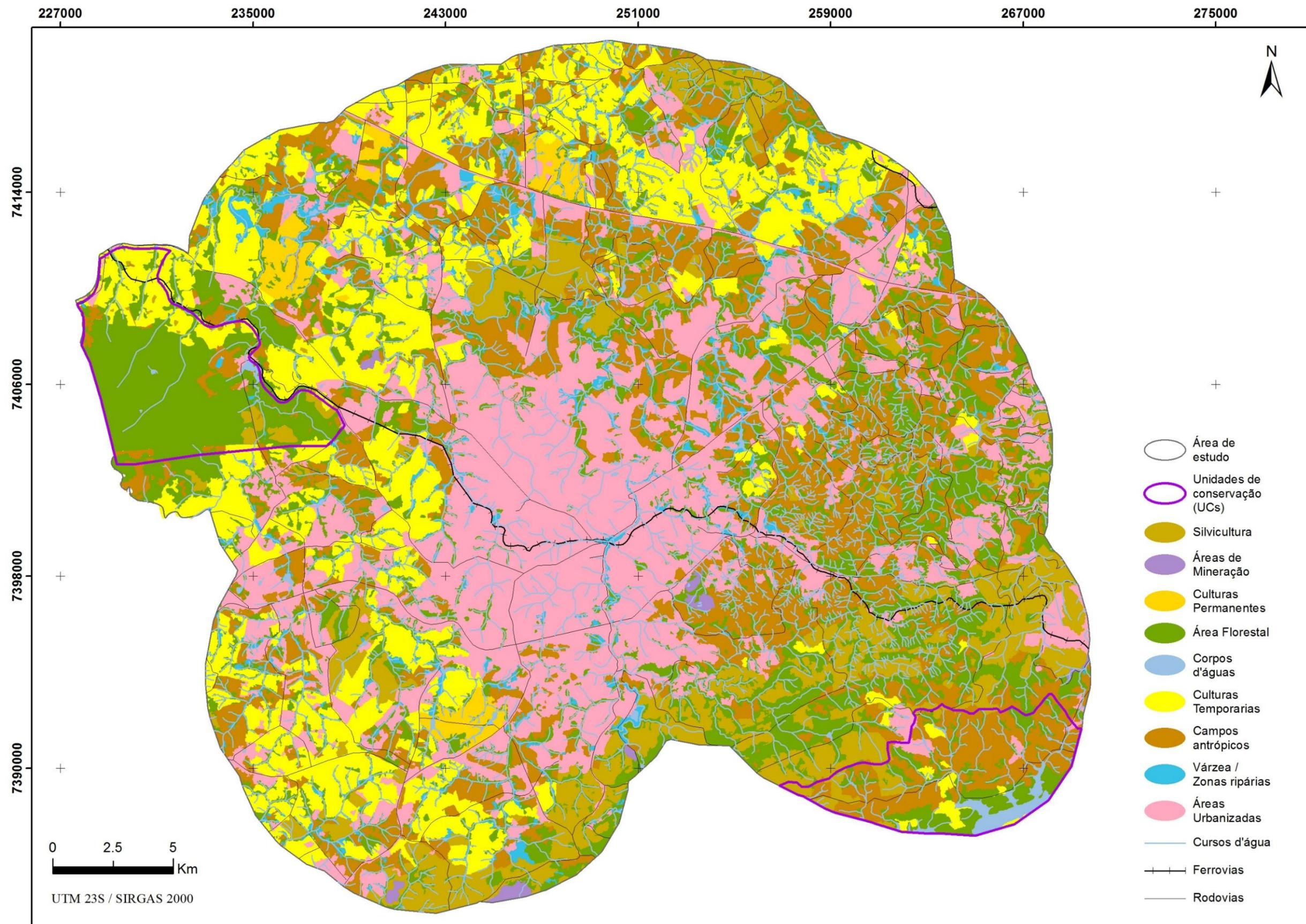


Figura 4 - Uso e cobertura do solo de Sorocaba e entorno, SP, Brasil, para o ano de 2019.

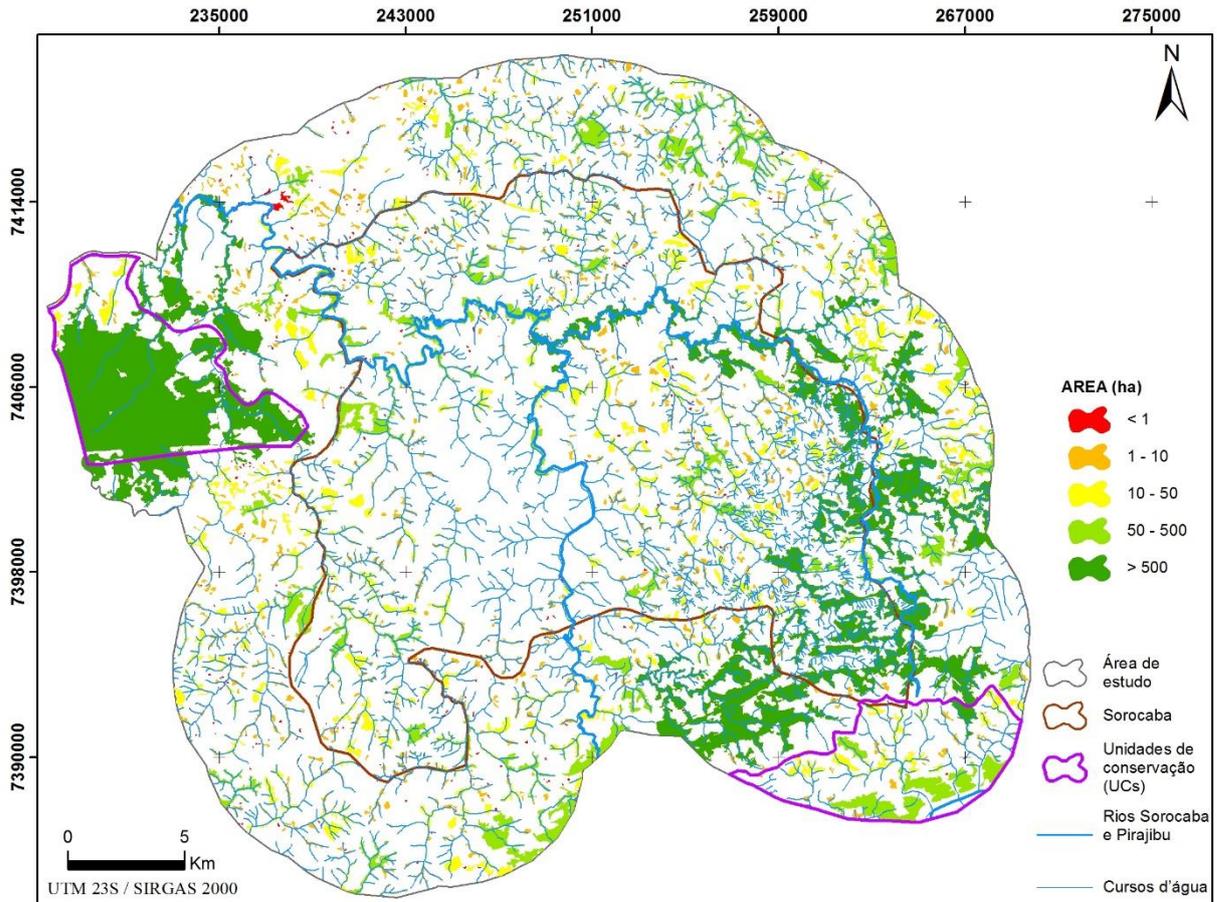


Figura 5 - Distribuição dos remanescentes de floresta nativa, considerando classes de tamanho, no município Sorocaba e entorno, SP, Brasil.

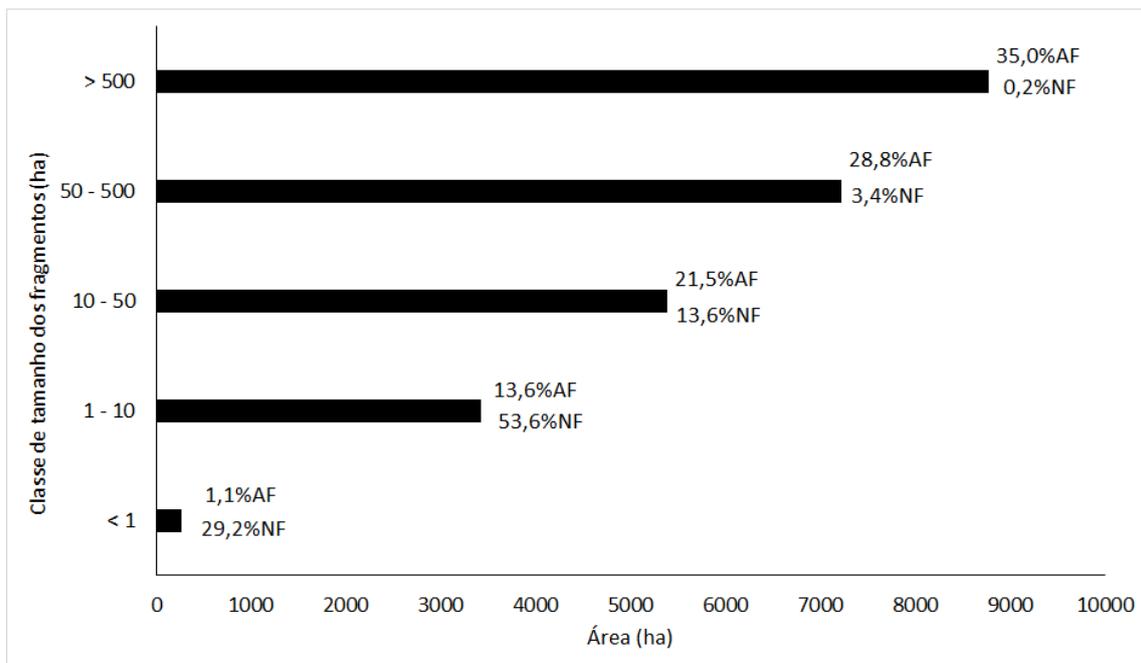


Figura 6 - Distribuição da área (AF) e do número (NF) de remanescentes de floresta nativa por classe de tamanho para Sorocaba e entorno, SP, Brasil.

Considerando que o valor um (1) para o índice de forma SHAPE indica que o fragmento tem forma circular e, que quanto mais se distancia desse valor, mais complexa será sua forma, pode-se dizer que os maiores remanescentes têm forma mais complexas do que os menores, com exceção daquele dentro da FLONA Ipanema (Figura 7). A maioria dos remanescentes da paisagem (69,4%, Figura 8) têm valores de SHAPE entre 1 e 2, porém, são fragmentos que somados representam 12,8% da área florestal, ou 3.200 ha, aproximadamente (Figura 8).

Avaliando a proximidade entre os remanescentes (i.e. distância euclidiana borda-a-borda) por meio do índice NEAR, observa-se que o grupo dos maiores fragmentos, assim como a maior parte dos fragmentos da paisagem (i.e. 54% do total), tem sempre um remanescente a no mínimo 50 m de distância (Figuras 9 e 10). O valor médio de NEAR foi de 80,80m (desvio padrão - DP= 93,44m; coeficiente de variação - NNCV= 119,40%) entre fragmentos florestais, sendo que esse valor aumentou para 567,7 m quando se excluiu os remanescentes menores que 50 ha (Figura 11).

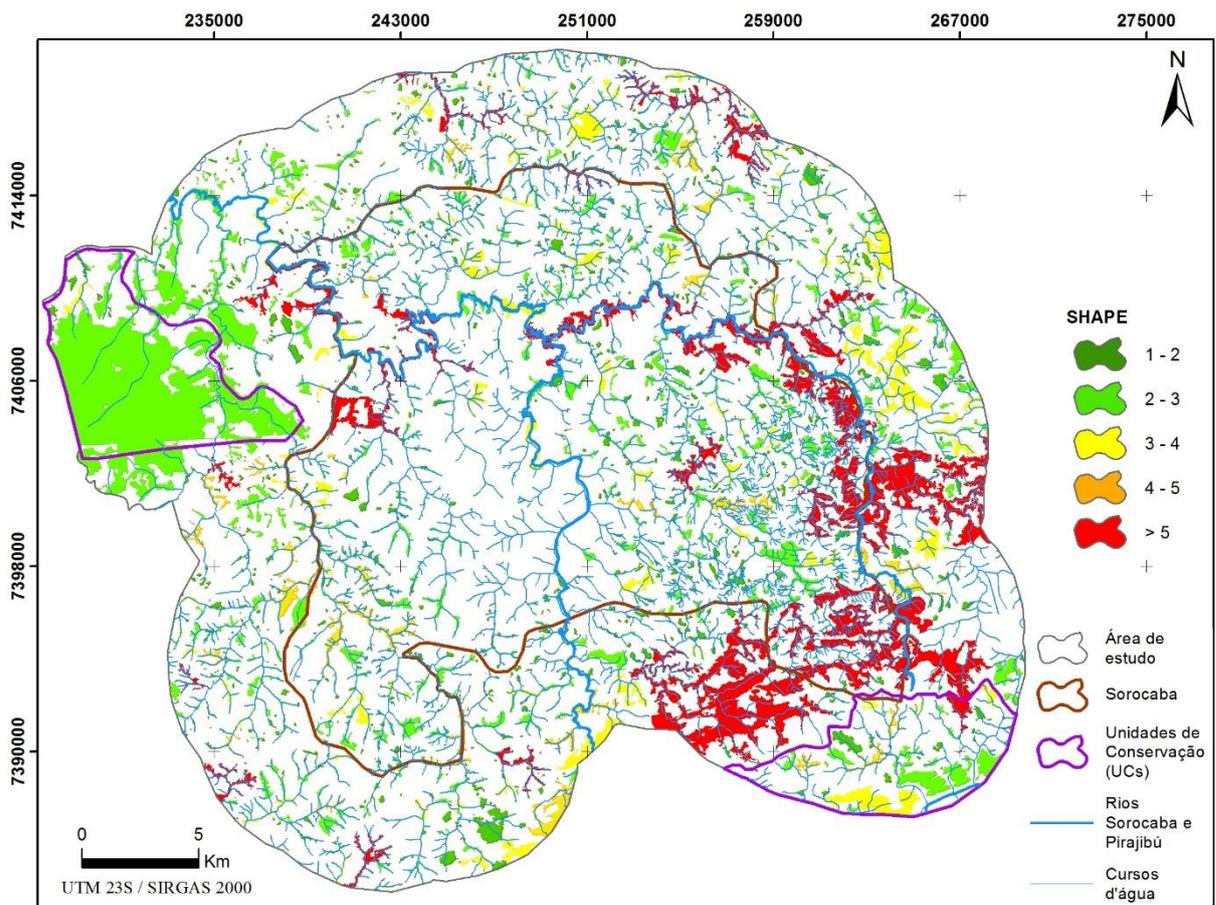


Figura 7 - Distribuição dos remanescentes de floresta nativa por classes de índice de forma SHAPE para Sorocaba e entorno, SP, Brasil.

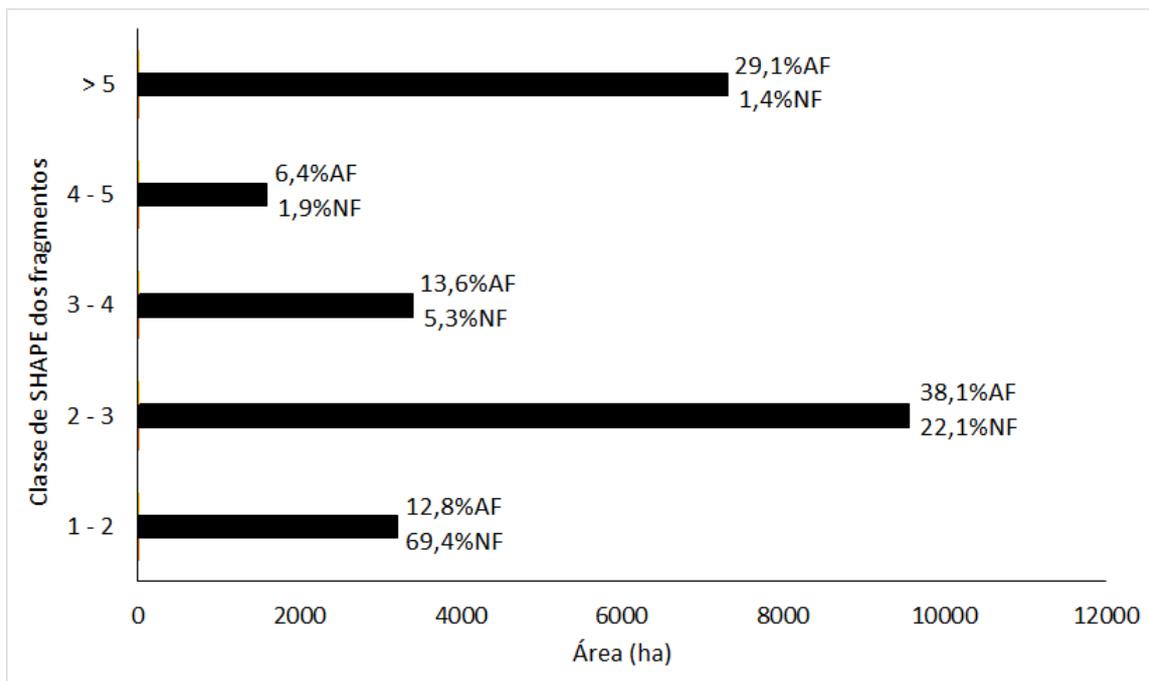


Figura 8 - Porcentagem da área (AF) e do número (NF) de remanescentes de floresta nativa por classe de tamanho para Sorocaba e entorno, SP, Brasil.

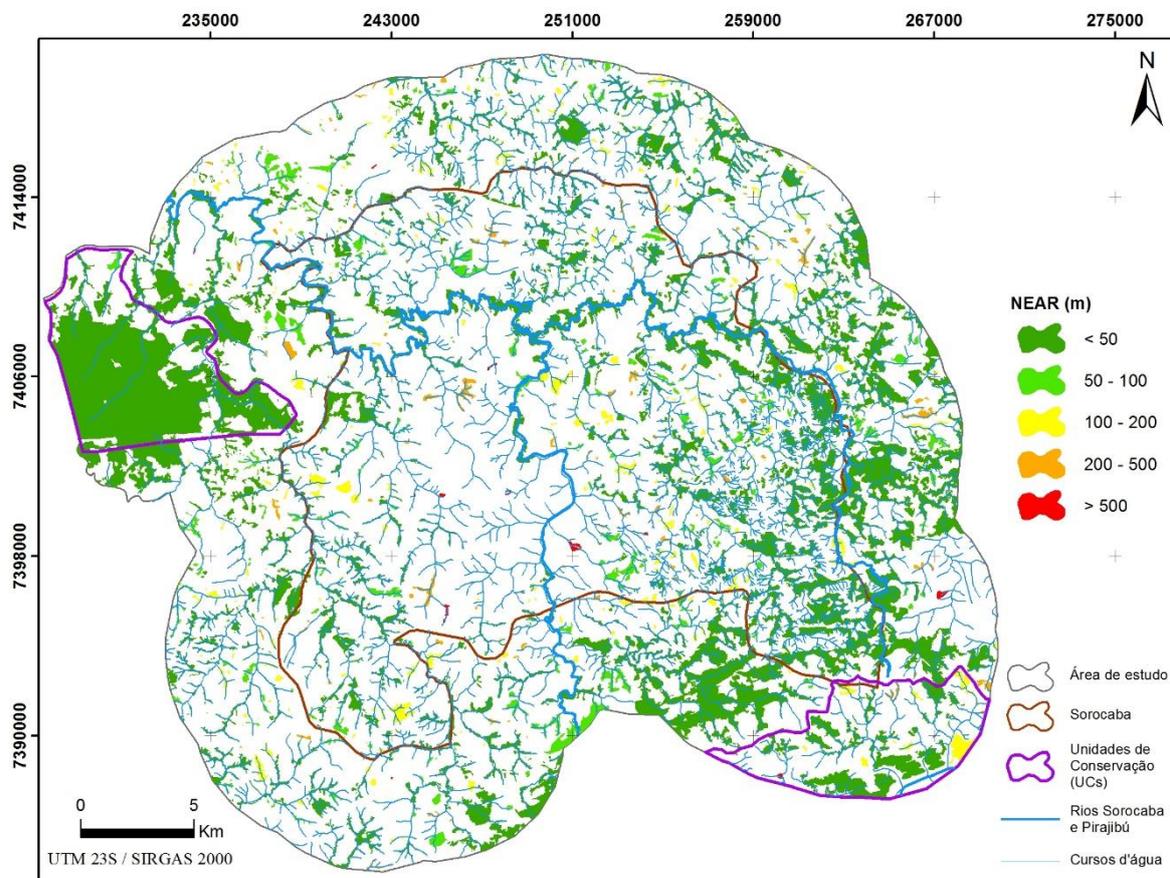


Figura 9 - Distribuição dos remanescentes de floresta nativa por classes de índice NEAR para Sorocaba e entorno, SP, Brasil.

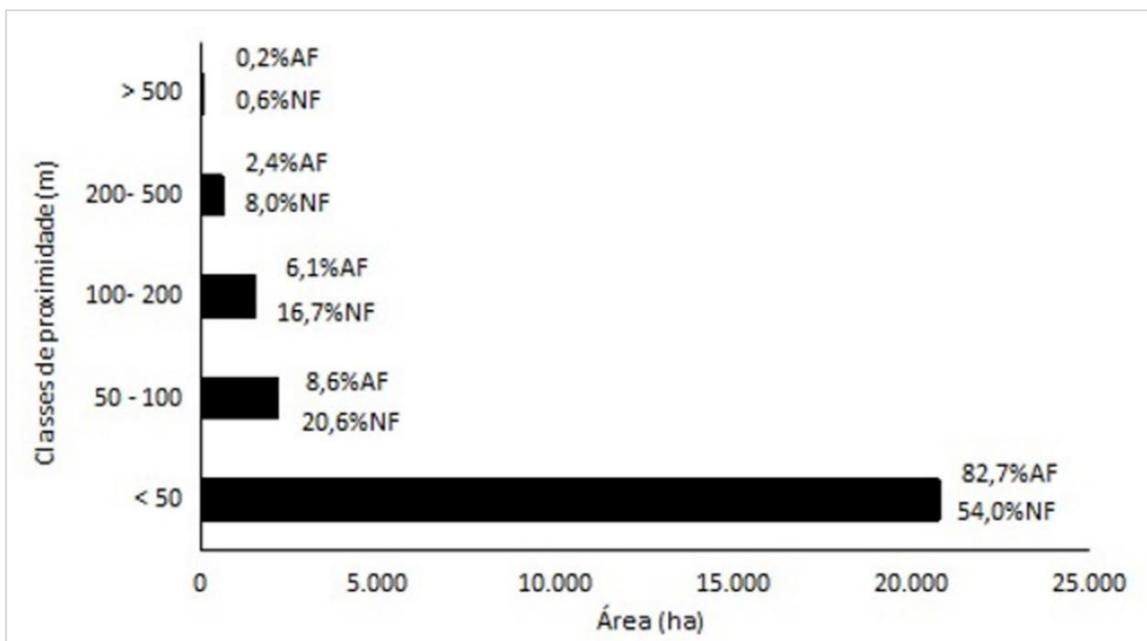


FIGURA 10: Porcentagem da área (AF) e do número (NF) de remanescentes de floresta nativa por classes de índice de proximidade (NEAR) desses fragmentos para Sorocaba e entorno, SP, Brasil.

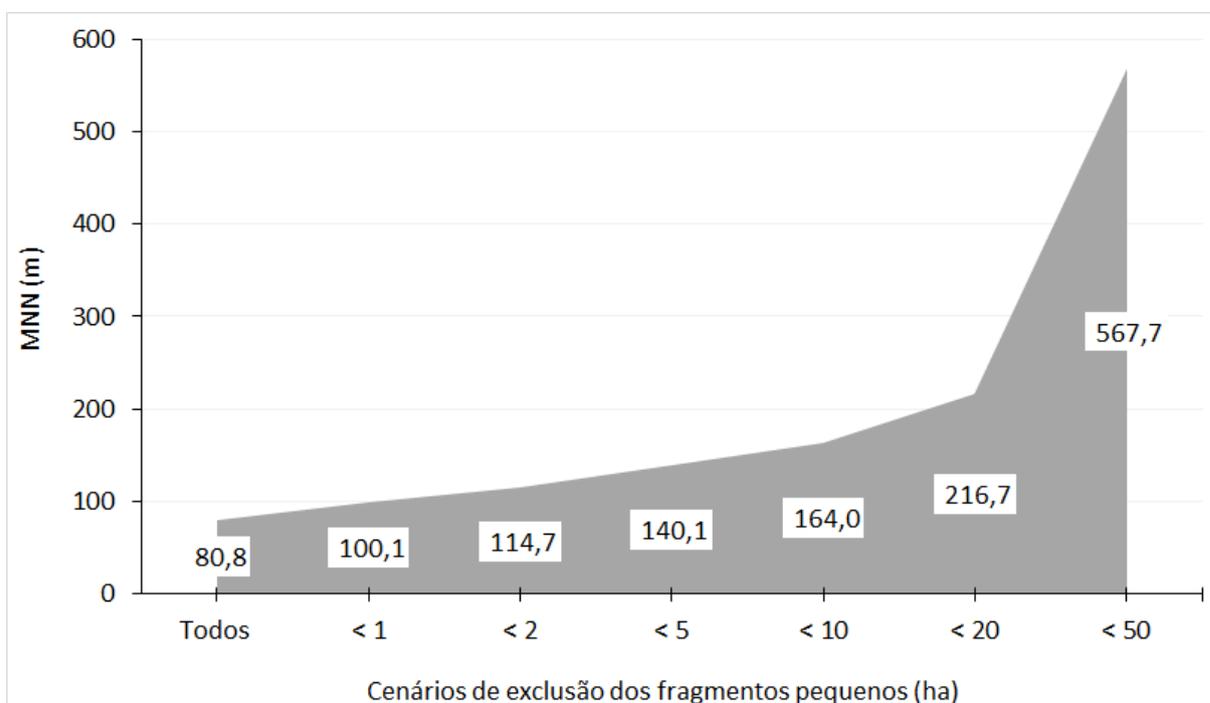


Figura 11 - Distância média entre fragmentos (MNN) de remanescentes de floresta nativa para diferentes cenários de exclusão fragmentos por tamanho para Sorocaba e entorno, SP, Brasil.

4.2 AVALIAÇÃO DA CONECTIVIDADE ENTRE AS UCS E DELAS COM OS DEMAIS FRAGMENTOS DA PAISAGEM

4.2.1 Caminho das ligações-ótimas entre as Unidades de Conservação

Os CLOs entre as UCs da paisagem, os quais consideraram a matriz de impedância para as espécies de aves florestais previamente selecionadas (i.e. espécies endêmicas da Mata Atlântica, Tabela 5) são apresentados na Figura 12. Para esses caminhos, identificou-se 92 vetores (*links*) na paisagem, os quais são responsáveis pela interconexão entre os fragmentos presentes dentro das UCs representados, por sua vez, por *nós*.

Cerca de 72% dos vetores consideraram os remanescentes florestais da paisagem para o traçado dos CLOs, muitos deles adjacentes a cursos d'água (Figura 12, Tabela 6), mesmo nas situações em que os remanescentes eram pequenos e com forma irregular. Ainda que com essas características, esses remanescentes constituíram-se a melhor alternativa para a conexão entre as UCs, considerando o grupo de fauna selecionado.

As APPs representaram 16,30% da área dentro do CLO, visto que ele é composto por seus respectivos vetores e uma faixa adjacente de 50m para cada lado (total de 100 m).

A segunda classe de uso e cobertura do solo mais presente dentro da faixa de CLO foi o campo antrópico de vegetação pioneira (Figura 13), que ocupou 11,70%, sendo esse uso o terceiro maior em área na paisagem (20,40%; Figura 4).

No entanto, também se observou a presença dos demais usos da paisagem, mesmo daqueles associados a maiores valores de impedância, como as áreas urbanizadas, silvicultura, culturas temporárias e culturas permanentes (Tabela 6). Já as áreas de mineração e a malha viária não foram utilizadas para os CLOs (Tabela 6).

Algumas áreas de baixa impedância como áreas florestais, várzeas e zonas ripárias (Figura 12), não foram utilizadas por nenhum *link*, seja porque não estavam no trajeto das UCs, ou porque estavam cercadas por outros usos de solo, com altos valores de impedância.

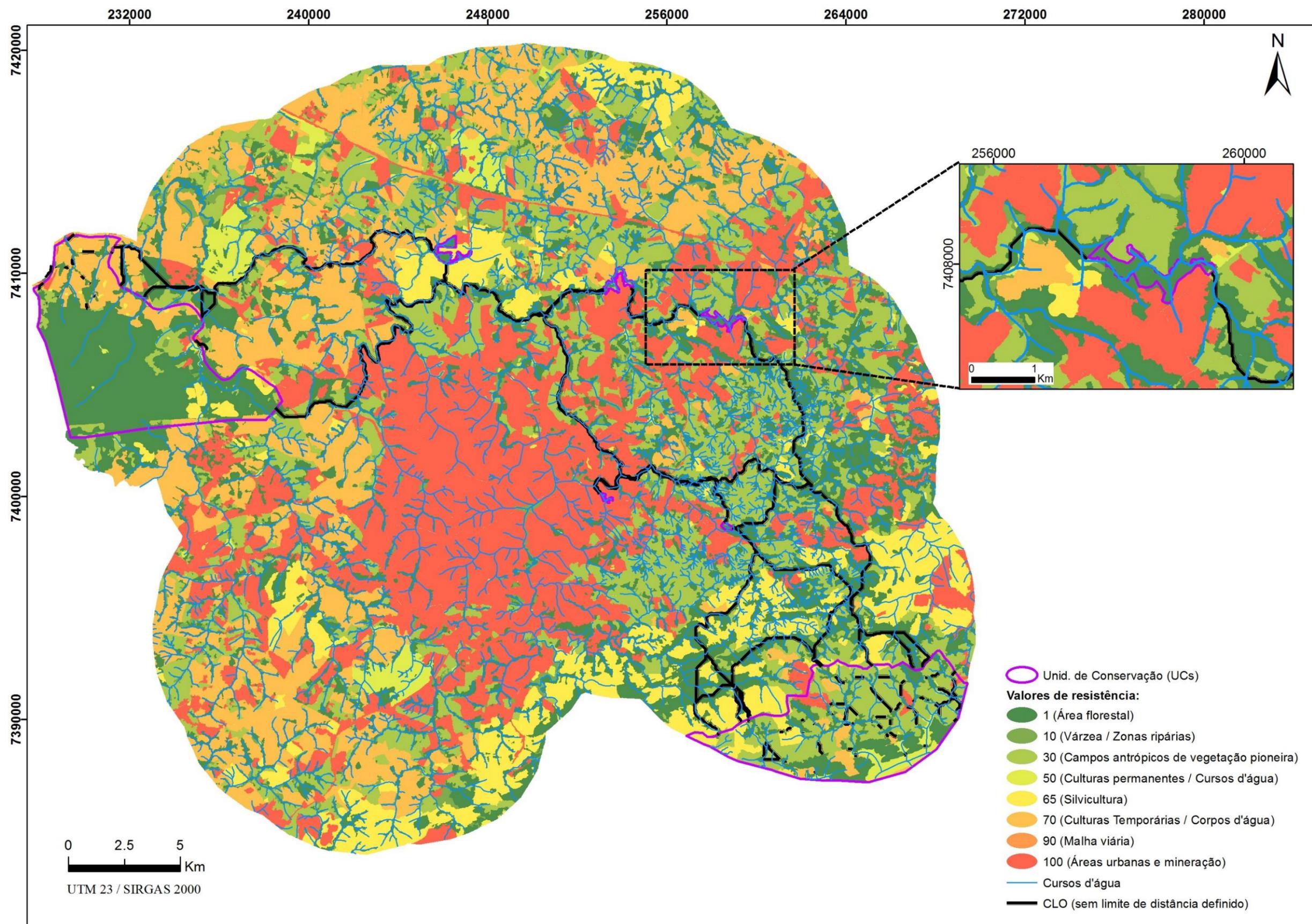


Figura 12 – Os caminhos de ligações-ótimas (CLOs) entre Unidade de Conservação (UCs) considerando os valores de impedância para as classes de uso e cobertura do solo de Sorocaba e entorno, SP, Brasil.

Tabela 6 - Porcentagem de uso e cobertura do solo nos caminhos das ligações-ótimas (CLO), para Sorocaba e entorno, SP, Brasil.

Uso e cobertura do solo	Porcentagem (%)
Área florestal	71,60
Campos antrópicos de vegetação pioneira	11,70
Várzea / Zonas ripárias	4,10
Áreas urbanizadas	3,50
Silvicultura	3,40
Corpos d'água / Cursos d'água	2,80
Culturas temporárias	2,50
Culturas permanentes	0,30
Malha viária	0,00
Áreas de mineração	0,00

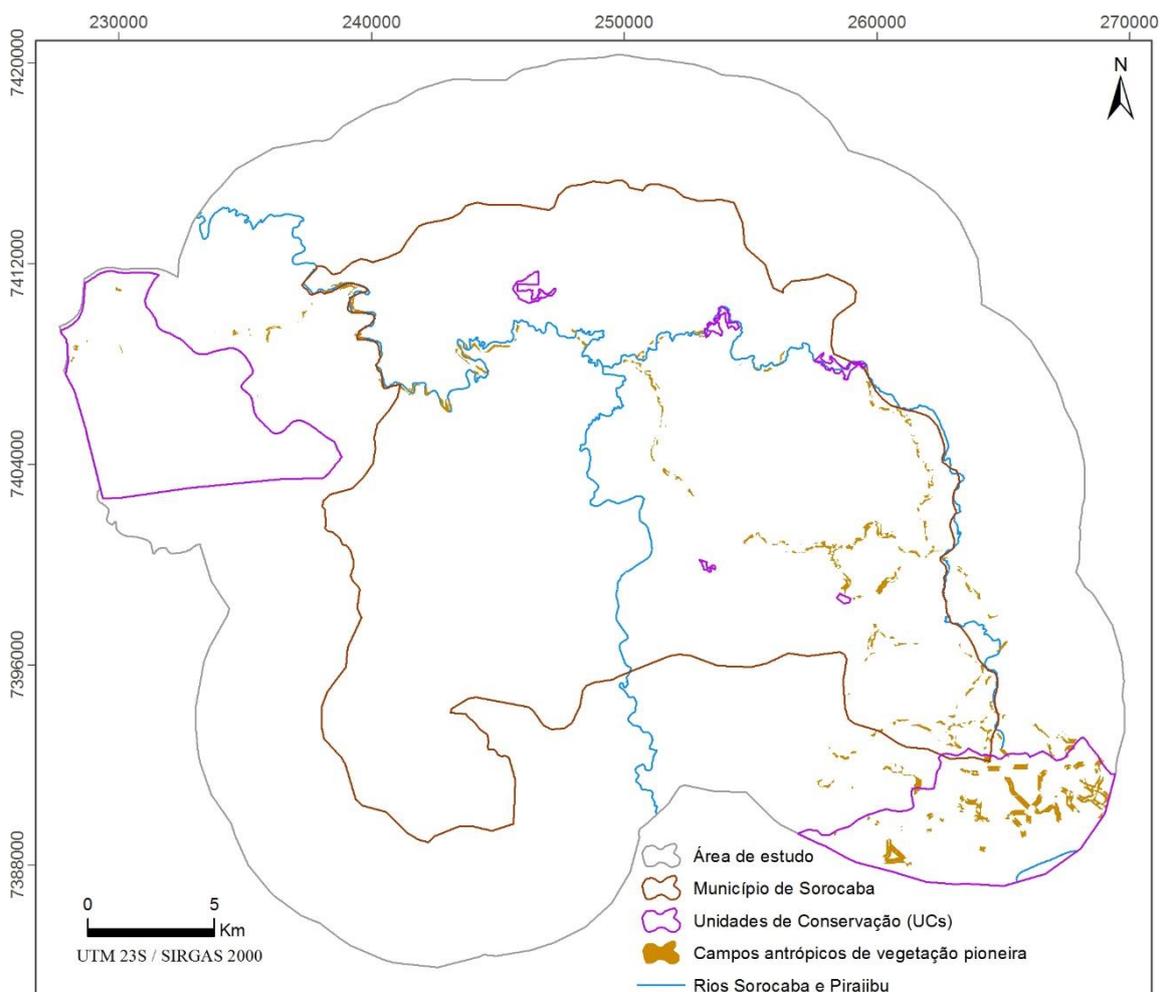


Figura 13 – Os campos antrópicos de vegetação pioneira dentro dos caminhos de ligações-ótimas (CLOs) entre Unidade de Conservação (UCs) em Sorocaba e entorno, SP, Brasil.

4.2.2 Avaliação da conectividade funcional dos remanescentes florestais da paisagem e desses com as Unidades de Conservação

Considerando os remanescentes florestais da paisagem com tamanho mínimo de dois (2) ha, a matriz de impedância da Tabela 5 e as distâncias de dispersão para espécies de aves florestais, de 50m, 100m e 200m, previamente definidas, obteve-se os valores da importância conectiva dos fragmentos (*nós*) e *links* da paisagem (Figura 14).

Observa-se que os *nós* e *links* funcionalmente conectados acompanham alguns trajetos dos CLOs traçados entre UCs (Figura 14).

A quantidade de fragmentos funcionalmente conectados (*nós*) aumenta à medida que se aumentou a distância de dispersão da espécie-chave (50m, 100m e 200m), sendo respectivamente sete, nove e 15 fragmentos (*nós*) identificados como funcionalmente conectados, respectivamente, como ilustra a Figura 14. Em relação à área total de cobertura florestal desses fragmentos, as somatórias de suas áreas representam, respectivamente 38%, 41% e 45%.

Os CLOs foram avaliados por meio dos *links* vetoriais (Figura 14), e observou-se que os caminhos com o maior número de *links*, estão nas zonas nordeste, leste e sudeste da paisagem, englobando as UCs 5 e 7 (Figura 14C).

Na Figura 14 observa-se que, a quantidade de *links* funcionalmente conectados aumenta à medida que se aumentou a distância de dispersão da espécie-chave (50m, 100m e 200m), sendo respectivamente três, quatro e oito *links* identificados como funcionalmente conectados na paisagem. Nessa região funcionalmente conectada, estão os remanescentes próximos ao rio Pirajibú, os quais apresentaram valores de ΔPC variando entre 0,01 e 0,10 (Figura 14), formando, portanto, ali uma rede ecológica.

Quanto à UC1 (FLONA Ipanema), ela constitui-se no fragmento florestal que apresentou maior valor de ΔPC (ΔPC entre 0,50 e 1,00), para as três distâncias de dispersão, sendo, portanto, percebida pelas espécies como altamente importante em relação a conectividade funcional (Figura 14). Da mesma forma, o fragmento localizado na região sudeste da área de estudo, que apresenta valores de ΔPC entre 0,25 e 0,50 (Figura 14).

O *link* com maior valor de PC (entre 0,0500 e 0,100) está promovendo, nas três distâncias de dispersão avaliadas, a ligação da FLONA Ipanema com um remanescente localizado próximo à UC, estabelecendo ali uma rede ecológica (Figura 14). Já o fragmento localizado à sudeste da paisagem (Figura 14) possui *links* com dois remanescentes, um deles

próximo à UC7 (Parque Natural Municipal de Brigadeiro Tobias) e outro, mais a leste da paisagem, sendo fragmento ripário do rio Pirajibú.

Vale ressaltar que esses dois fragmentos, que apresentaram os maiores valores de ΔPC para as três distâncias de dispersão são também os que apresentam os maiores valores de área da paisagem, com 4.600 ha (FLONA Ipanema) e 2.900 ha, que somadas representam 30% da área florestal da paisagem de estudo.

Na Figura 14, identifica-se que alguns trajetos dos CLOs, não possuem fragmentos ou *links* funcionalmente conectados, constituindo-se em caminhos de baixa qualidade florestal e intransponíveis ou de baixo uso pelas espécies referência. Essa situação pode ser visualizada (Figura 14), entre as UC1 e UC3 e entre as UC3 e UC4, onde mesmo com a presença de cursos d'água, não há fragmentos florestais com importância à conectividade da paisagem.

Com relação às UC6 e UC2 (Figura 14), observou-se que estão isoladas, não apresentam fragmentos importantes para a conectividade regional. A primeira está rodeada por área urbana e a segunda destaca-se por ser a APA Itupararanga. Na APA Itupararanga, os remanescentes florestais estão circundados por usos do solo (Figura 4) como, silvicultura, campos antrópicos de vegetação pioneira, áreas urbanizadas e culturas temporárias, como hortaliças, por exemplo, frequente na região.

4.3 PRINCIPAIS ELEMENTOS DE CONEXÃO FLORESTAL

Considerando os valores médios de cada fração (ΔPC_{intra} , ΔPC_{flux} e $\Delta PC_{connector}$), obteve-se (Figura 15) os principais fragmentos da paisagem, organizados em relação às cinco (5) classes de níveis de prioridade, previamente definidas.

Observa-se (Figura 15A), que são 10 remanescentes com valores de ΔPC_{intra} acima de 0,001, representando 43% da área florestal da paisagem. Destacam-se apenas dois remanescentes com NÍVEL 4 de prioridade de conservação, a FLONA Ipanema e o fragmentos a sudeste da paisagem. No NÍVEL 3, destaca-se um fragmento localizado à leste da paisagem.

Para a fração ΔPC_{flux} (Figura 15B), destacam-se 40 remanescentes, representando 52% da área florestal, sendo a fração de maior contribuição em área florestal e em número de fragmentos. A FLONA Ipanema se apresenta com NÍVEL 4 de prioridade, sendo sete fragmentos com NÍVELS 3 e os demais, 32 fragmentos, com NÍVEL 2 de prioridade de conservação para a fração ΔPC_{flux} . Os fragmentos localizados na região leste da área de estudo atuam como elementos ripários do rio Pirajibú, acompanham os CLOs (Figura 15B). Na zona oeste, acompanhando o rio Sorocaba, destacam-se remanescentes de NÍVEL 2 (Figura 15B).

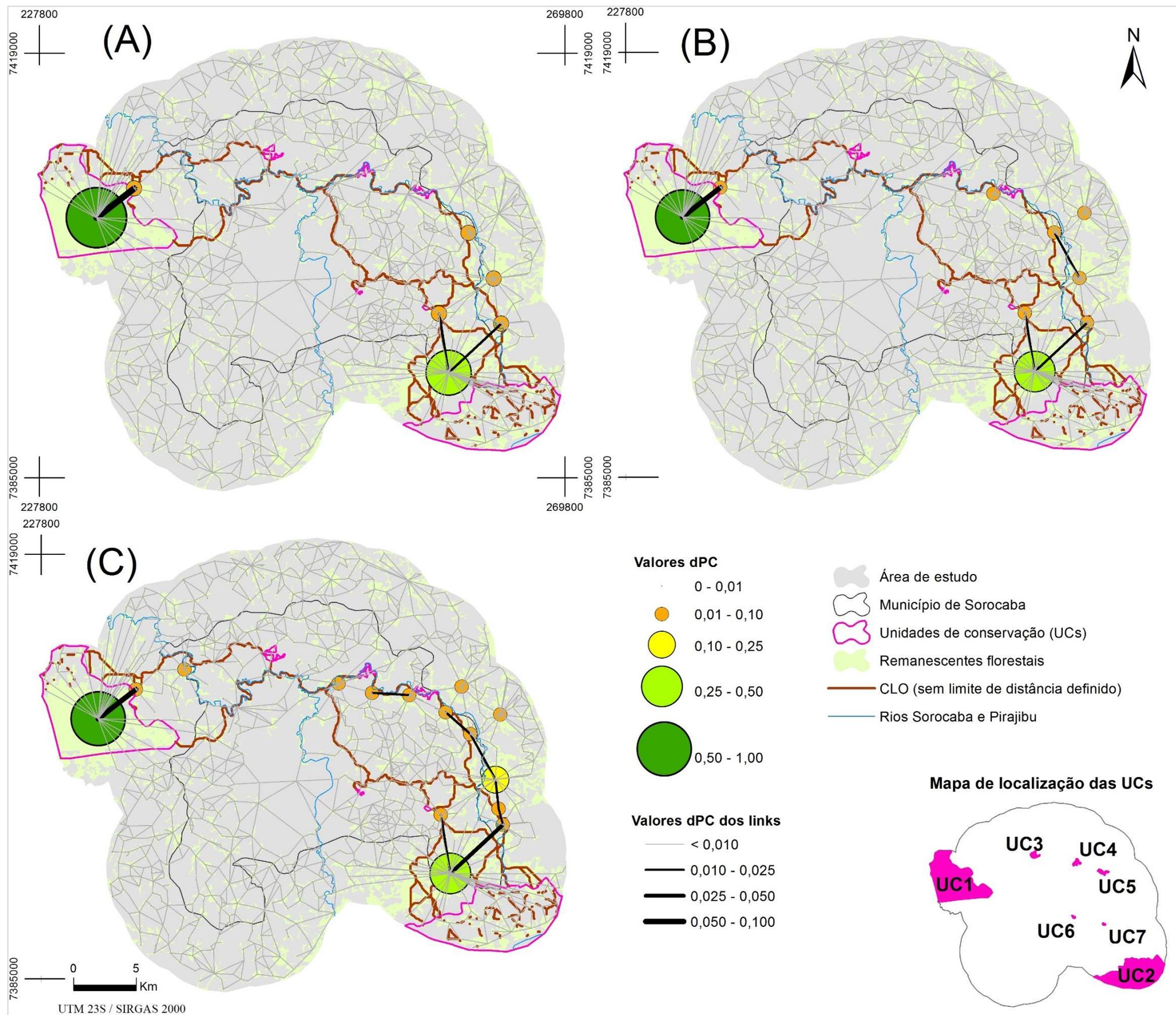


Figura 14 - Representação vetorial dos valores de ΔPC para nós e links oriundos da avaliação de conectividade funcional realizada em Sorocaba e entorno, SP, Brasil, considerando distância de dispersão de espécies de 50 m (A), 100 m (B) e 200 m (C).

Para a fração $\Delta PC_{connector}$ (Figura 15C), destacam-se 23 fragmentos, representando 27% da área florestal da paisagem. Apenas um fragmento da região leste com NÍVEL 3 de prioridade, sendo os demais com NÍVEL 2. A FLONA Ipanema não aparece nessa fração.

O resultado da seleção dos fragmentos florestais para a constituição da potencial rede conectora da paisagem foram 11 remanescentes, que correspondem às classes de níveis de prioridade de conservação NÍVEL 3 e NÍVEL 4, presentes na Tabela 7. Para um melhor entendimento da rede conectora, na Figura 16 os principais remanescentes para a conectividade regional foram espacializados em níveis de importância.

Verifica-se (Tabela 7) que no NÍVEL 4 são dois fragmentos (Tabela 7; Figura 16), sendo a FLONA Ipanema contribuindo com as frações ΔPC_{intra} e ΔPC_{flux} e o fragmento localizado a sudeste da área de estudo, que contribui com as frações ΔPC_{intra} , ΔPC_{flux} e $\Delta PC_{connector}$.

No NÍVEL 3 de prioridade (Tabela 7; Figura 16), são nove fragmentos, sendo que os remanescentes com áreas menores que 200 ha estão contribuindo apenas com as frações ΔPC_{flux} e $\Delta PC_{connector}$ e os demais com as três frações de ΔPC .

São 13 fragmentos com a fração $\Delta PC_{connector}$, com valores acima de 0,001 (Figura 17), identificados como fragmentos importantes para ações de restauração.

Tabela 7 - Fragmentos florestais que formam a rede conectora da paisagem com suas devidas áreas (ha) e as frações de contribuição de ΔPC de Sorocaba e entorno, SP, Brasil.

Níveis de prioridade	Área (ha)	ΔPC	Fração de contribuição > 0,001
NÍVEL 4	4600,0	0,59371	dPCintra / dPCflux
NÍVEL 4	2892,3	0,26592	dPCintra / dPCflux/ dPCconnector
NÍVEL 3	365,7	0,08040	dPCintra / dPCflux/ dPCconnector
NÍVEL 3	1217,9	0,07537	dPCintra / dPCflux/ dPCconnector
NÍVEL 3	166,7	0,02675	dPCflux / dPCconnector
NÍVEL 3	238,6	0,02609	dPCintra / dPCflux/ dPCconnector
NÍVEL 3	115,6	0,02044	PCflux / PCconnector
NÍVEL 3	334,4	0,01720	dPCintra / dPCflux/ dPCconnector
NÍVEL 3	305,9	0,01306	dPCintra / dPCflux/ dPCconnector
NÍVEL 3	346,1	0,01236	dPCintra / dPCflux/ dPCconnector
NÍVEL 3	186,2	0,01132	PCflux / PCconnector

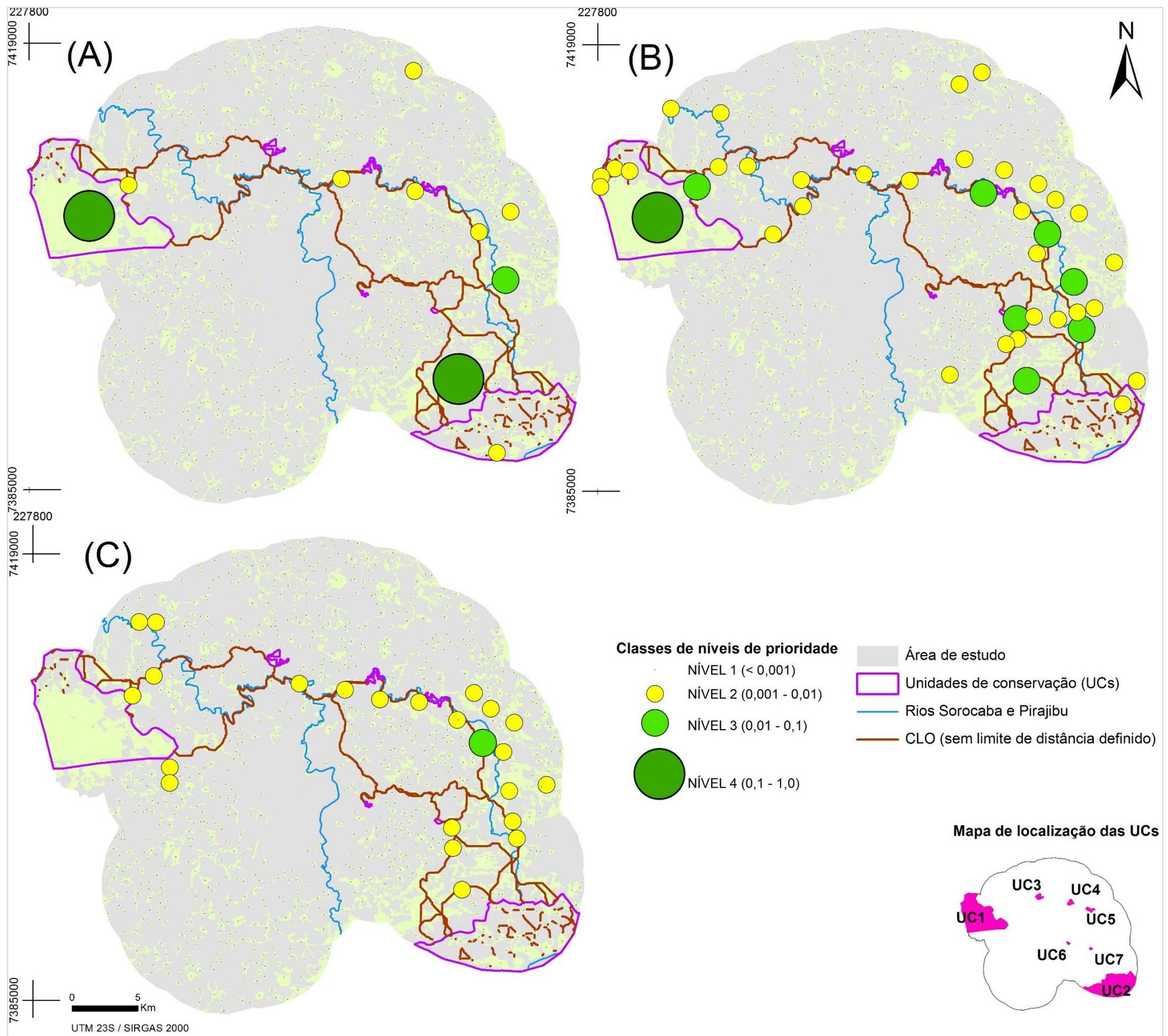


Figura 15 - Principais fragmentos florestais da paisagem organizados em relação às quatro (4) classes de níveis de prioridade, em função das frações ΔPC_{intra} (A), ΔPC_{flux} (B) e $\Delta PC_{connector}$ (C) em Sorocaba e entorno, SP, Brasil.

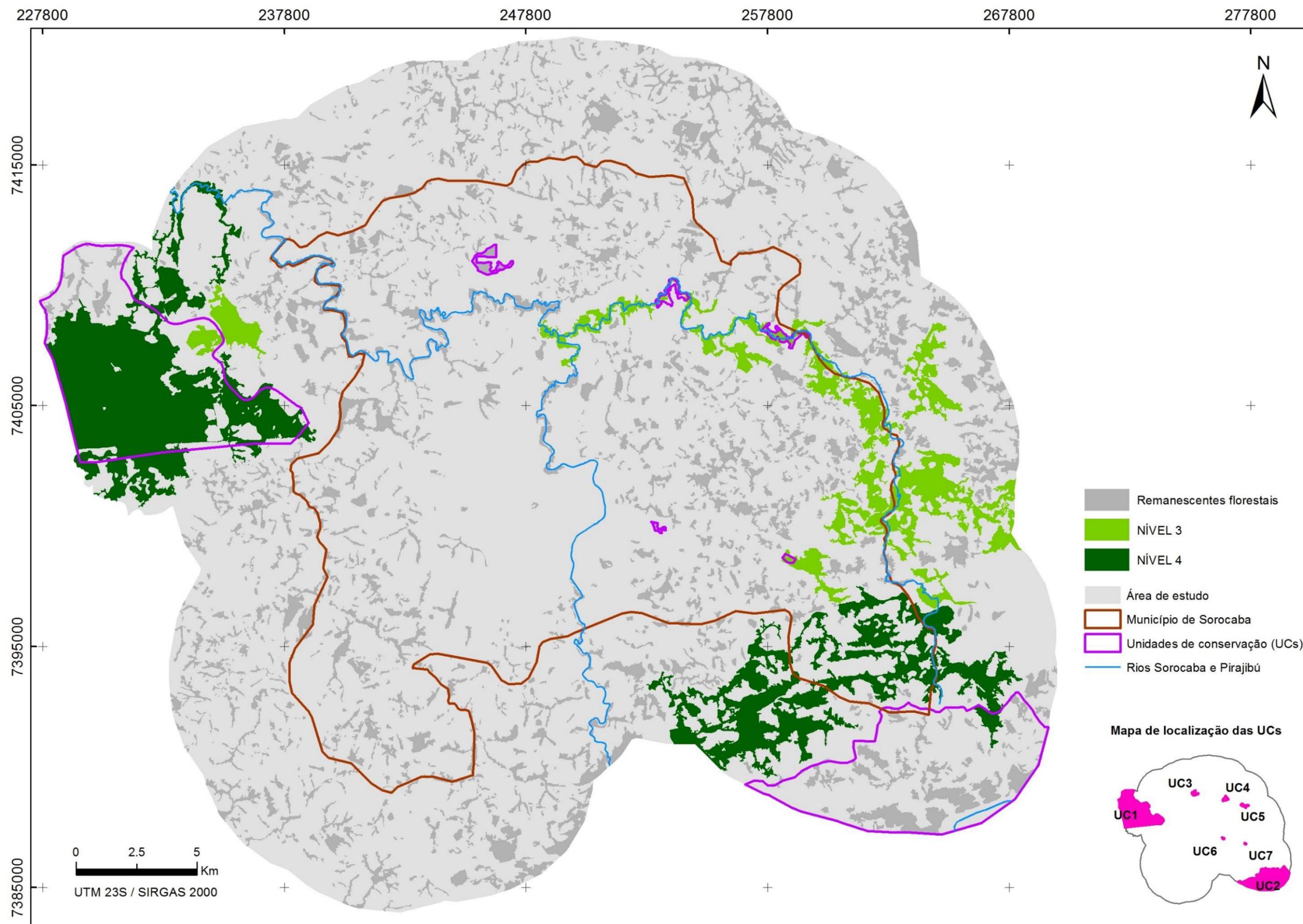


Figura 16 - Distribuição espacial dos principais fragmentos florestais em níveis de importância para a conectividade regional, em Sorocaba e entorno, SP, Brasil.

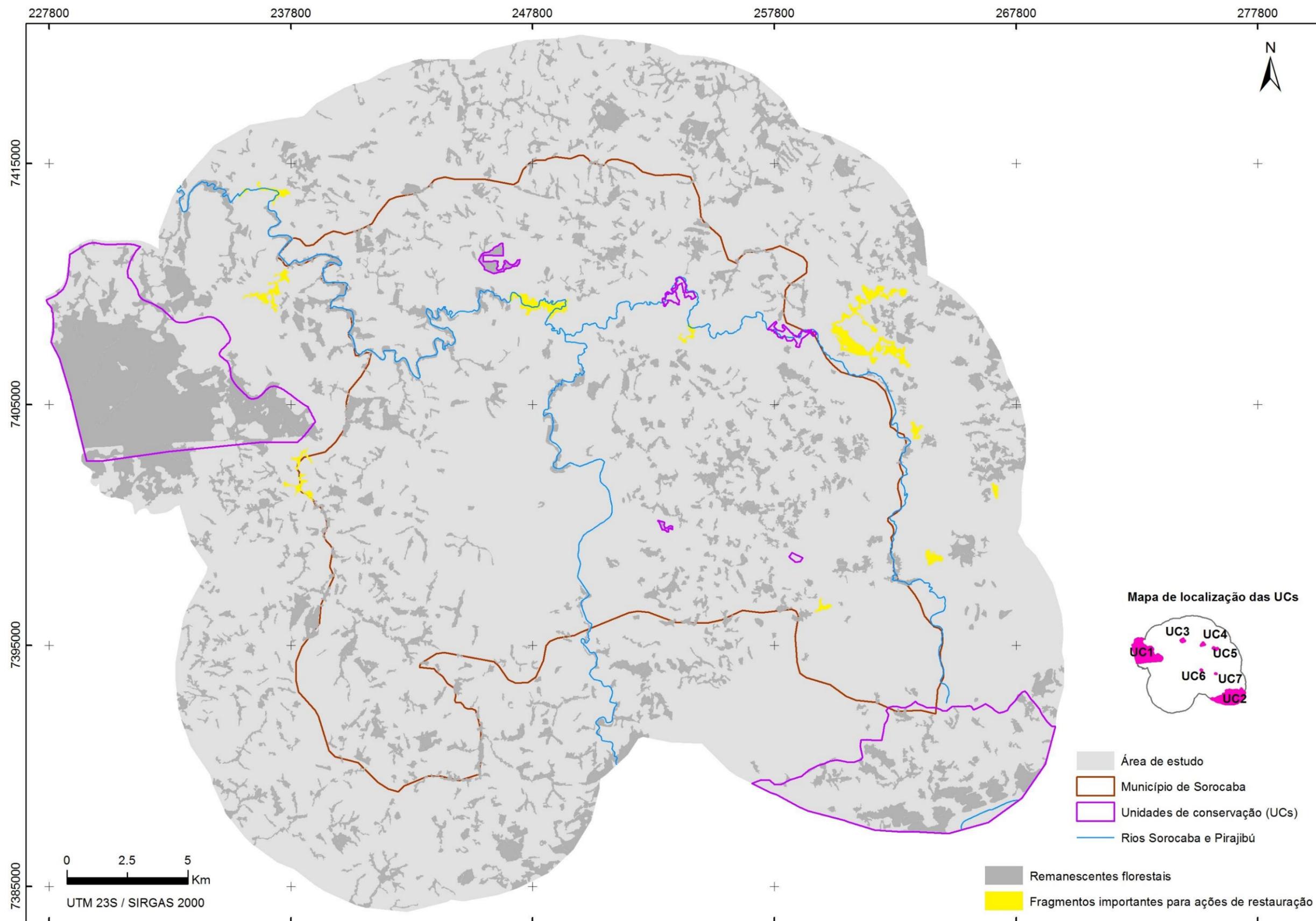


Figura 17 - Distribuição espacial dos 13 fragmentos florestais indicados para ações de restauração, em Sorocaba e entorno, SP, Brasil.

5 DISCUSSÃO

5.1 ESTRUTURA DA PAISAGEM E DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS

A área de estudo, localizada no interior do estado de São Paulo, apresenta-se como uma paisagem altamente antropizada, possuindo 73% de usos modificados do solo, sendo a área urbanizada a classe de maior representatividade. Visto que as áreas mais adensadas, não só do Estado de São Paulo como em todo Brasil, encontram-se no domínio da Mata Atlântica (SCARANO; CEOTTO, 2015), esse estudo é importante para subsidiar o planejamento de florestas em paisagens similares.

Os remanescentes de floresta nativa, em sua maioria de Floresta Estacional Semidecidual, correspondem a 23% de sua área total. Excluindo a áreas florestal presente na FLONA Ipanema, a porcentagem da cobertura florestal passa a ser de 18,70%, semelhantemente ao já observado em Sorocaba por Mello et al. (2016), que obtiveram cerca de 17% da cobertura do solo identificada como área de floresta nativa. Esse valor é preocupante para a conservação da biodiversidade, visto que paisagens abaixo de 30% de cobertura de vegetação nativa apresentam comprometimento das funções ecológicas e consequentemente grande perda de biodiversidade (BANKS-LEITE et al., 2014).

Rezende et al. (2018) em estudo recente, apontaram que os remanescentes do bioma Mata Atlântica representam 20% da sua cobertura original, o qual tem 65% de ocupação por áreas antrópicas. Isso evidencia o padrão de uso do solo, modificado por ações humanas no bioma Mata Atlântica, como já haviam identificado Valente e Vettorazzi (2008), Ribeiro et al. (2009), Mello et al. (2016), Valente, Petean e Vettorazzi (2017) e Mello et al. (2018b).

A urbanização traz como uma de suas maiores consequências a fragmentação dos habitats naturais e a perda da biodiversidade (GRIMM et al., 2008). Nesse estudo, a paisagem está dominada por áreas urbanas e campos antrópicos de vegetação pioneira, que circundam os pequenos fragmentos florestais, na grande maioria, pertencem a propriedades particulares (aproximadamente 80%) e o restante são áreas protegidas (i.e. UCs). Assim, ações para o incentivo da conservação de vegetação nativa em propriedades particulares são necessárias para garantir a manutenção das florestas urbanas.

Os campos antrópicos, encontrados com frequência na área de estudo, são frequentemente foco da especulação imobiliárias, principalmente no estado de São Paulo, onde os condomínios horizontais têm se espalhado nas zonas periféricas das cidades (HOGAN, 2007; OJIMA, 2008). Na paisagem de estudo, os campos antrópicos representam 20,40% de sua área, o que pode ser visto como uma oportunidade para ações de restauração florestal, visto que essas

áreas não são produtivamente exploradas. Elas podem gerar oportunidades com projetos de restauração, principalmente em paisagens tropicais como a Mata Atlântica (LATAWIEC et al., 2015) e, além disso, as ações de restauração seriam uma forma de controle da expansão imobiliária urbana.

Apenas 3,60% dos fragmentos (66) possuem áreas acima de 50 ha e, ainda, apenas três deles, com áreas acima de 500 ha, evidenciando a predominância de pequenos fragmentos na paisagem. Além do remanescente da FLONA Ipanema, que é o maior remanescente de Floresta Estacional Semidecidual da região, localizado na região oeste da paisagem (Figura 5), outros dois, localizados à leste, possuem as maiores áreas, que totalizam 35% da área remanescente florestal da paisagem (Figura 6). Os maiores fragmentos florestais da paisagem, por sua vez, são frequentemente citados como foco de projetos de conservação, pela sua capacidade de manter populações maiores, apresentar maiores estabilidades contra variações aos processos demográficos, genéticos e ambientais e, também, por terem melhor perspectivas de sustentar espécies a longo prazo (BROOKS; TOBIAS; BALMFORD, 1999; LINDBORG; ERIKSSON, 2004; METZGER et al., 2009; RIBEIRO et al., 2009). Nesse sentido, pode-se dizer que a FLONA Ipanema exerce papel fundamental como área fonte de biodiversidade para Sorocaba e seu entorno, e que, além dela, outros contínuos de floresta formadas por zonas ripárias também contribuem para a manutenção de florestas na paisagem antropizada.

O tamanho da maioria dos fragmentos (82,8% do número de fragmentos; Figura 6) na área de estudo é pequeno, inferior a 10 ha. Pequenos remanescentes florestais podem ser incapazes de manter populações de espécies nativas a longo prazo, mas podem ser importantes para os animais migratórios ou funcionando como trampolins ecológicos (BAUM et al., 2004; BARBOSA et al., 2017; MARTENSEN; SAURA; FORTIN, 2017).

Os maiores fragmentos (AREA > 50 ha), localizados principalmente na região leste da área de estudo, apresentam índices de forma SHAPE acima de cinco (5) (Figura 7), evidenciando o formato pouco regular e distante do considerado ideal, que é um círculo (MCGARIGAL, 2015). As zonas ripárias são área protegidas por lei e além de contribuírem para a conectividade da paisagem, de forma contínua, desempenham um papel significativo na manutenção da qualidade da água (BRANCALION et al., 2016; MELLO et al., 2018a).

Esses fragmentos apresentam forma irregular por estarem associados a cursos de água, como é o caso da zona leste da área de estudo que apresenta grande concentração de nascentes e riachos que são importantes mananciais da região e que formam o rio Pirajibú. Além disso, essa região é a mais montanhosa da área de estudo, o que também explica maior cobertura

florestal, uma vez que não apresenta relevo propício para expansão urbana e agrícola (MELLO et al., 2016).

Tambosi (2008) ressalta que a forma mais alongada dos fragmentos ripários está ligada ao fato deles estarem acompanhando os cursos d'água. É, portanto, justificável os altos valores de índices de forma (SHAPE) para a paisagem, sendo que os maiores remanescentes se encontram junto aos corpos d'água e distantes do centro urbano (Figuras 5 e 7), acompanhando o rio Pirajibú. Assim, grande parte da vegetação nativa no ambiente urbano é composta por zonas ripárias, ressaltando a importância da conservação dessas áreas no ambiente urbano.

Destaca-se que áreas adjacentes ao rio Sorocaba (Figura 7) não apresentaram cobertura florestal, evidenciando a importância de ações de restauração da vegetação ripária desse importante rio do Estado de São Paulo, como sugerido por Cruz e Piratelli (2011), optando por espécies de frutos carnosos, que atraem mais espécies frugívoras especializadas.

Apesar de apresentarem em sua maioria áreas pequenas, e os maiores fragmentos apresentam formas irregulares, a maioria dos fragmentos florestais (54%) estão próximos entre si (menos de 50 m; Figura 9), o que pode potencializar a dispersão das espécies nativas pela paisagem (BOSCOLO et al., 2008; MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008). Para Martensen, Pimentel e Metzger (2008), em ações de gerenciamento de paisagens, a curta distância entre fragmentos é essencial para garantir a conservação da biodiversidade em ambientes antropizados.

Se desconsiderarmos os fragmentos menores que 50 ha (Figura 10), por outro lado, a distância entre eles passa a ser maior que 500m, o que inviabilizaria a persistência de espécies florestais que não conseguem transpor grandes distâncias em áreas abertas (ŞEKERCIOĞLU et al., 2015). Ribeiro et al. (2009) afirmam que a exclusão dos pequenos fragmentos florestais da paisagem traz como consequência a diminuição da conectividade florestal.

Apesar da distância entre os fragmentos ser importante para a manutenção da conectividade da paisagem (MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008), a permeabilidade da matriz, num cenário fragmentado como o da área de estudo tem grande influência na dispersão das espécies na paisagem (UMETSU; PAUL METZGER; PARDINI, 2008; METZGER et al., 2009).

Como observado nesse estudo, as áreas de vegetação natural remanescentes numa paisagem urbana encontram-se nas zonas periféricas, muitas vezes representando os últimos remanescentes florestais em áreas metropolitanas (LA ROSA; PRIVITERA, 2013), onde a pressão pela expansão urbana é crescente. Os espraiamentos urbanos nas periferias das cidades

modificam a permeabilidade da matriz, comprometendo a conectividade paisagística e a manutenção da biodiversidade (LA ROSA et al., 2014; SAURA et al., 2018). E efetivamente, a sustentação de espécies e a manutenção da biodiversidade figuram como essência dos estudos de conectividade em paisagens fragmentadas (HADDAD et al., 2015; THOMPSON; GONZALEZ, 2017).

5.2 AVALIAÇÃO DA CONECTIVIDADE ENTRE AS UCS E DELAS COM OS DEMAIS FRAGMENTOS DA PAISAGEM

5.2.1 Caminho das ligações-ótimas entre as Unidades de Conservação

No município de Sorocaba e entorno, os vetores (CLOs) traçados, sem limite de distância para a dispersão de espécies, utilizaram predominantemente os remanescentes florestais (72%) para fornecem as ligações ecológicas entre UCs (Tabela 6; Figura 12), mostrando que os fragmentos de floresta presentes na paisagem são importantes para a conexão entre as UCs. Esses fragmentos dispersos na paisagem urbana e peri-urbana potencializam o estabelecimento de uma rede ecológica conectando esses espaços protegidos regionalmente (BRANCALION et al., 2016; DINIZ et al., 2017).

Dentro dos CLOs traçados, foi observado que 16,30% são APPs, mostrando mais uma vez que as zonas ripárias têm uma importância notável na conectividade dos habitats florestais em ambientes urbanos, incluindo a conexão entre UCs. Esse importante papel de conector promovido pelas zonas ripárias em regiões tropicais é evidenciado e citado por autores como Sekercioglu (2009), Cruz e Piratelli (2011) e Şekercioglu et al. (2015), que por meio de pesquisas empíricas mostram que em ambientes fragmentados, os remanescentes florestais, especialmente os corredores ripários, desempenham um papel fundamental na dispersão de espécies de aves de floresta.

Apesar disso, algumas alternativas de trajeto entre as UCs, que poderiam ser realizadas por meio das zonas ripárias, corredores protegidos por Lei (TEIXEIRA et al., 2009; BRANCALION et al., 2016) não são efetivadas em razão da presença de outros usos ou cobertura do solo nessa faixa que deveria ser preservada. Brancalion et al. (2016) citam que grande parte da vegetação original das florestas ripárias, que precisa ser recuperada hoje, foi perdida devido à supressão legalizada, antes do estabelecimento de leis ambientais. Para Garcia et al. (2013) se o cumprimento das obrigações legais de restauração de APP for aplicado, o Brasil poderá ter um dos maiores programas de restauração ripária de propriedade privada do mundo.

As áreas abertas utilizadas como passagem dos CLOs são majoritariamente (11,70%, Tabela 6, Figura 13) os campos antrópicos de vegetação pioneira, encontrados com frequência na área de estudo, representando 20,40% da paisagem. As quebras na conexão contínua entre fragmentos de floresta, fazendo com que as espécies necessitem transpassar áreas abertas, os expõe a riscos de predação (BOSCOLO et al., 2008). No entanto, essas áreas de vegetação pioneira podem representar uma alternativa para as espécies que não conseguem transpor áreas com maiores valores de impedância (como áreas urbanas), sendo que ações de restauração ou enriquecimento podem ser uma alternativa para potencializar o uso dessas áreas pelas espécies nativas. Observa-se também que os campos antrópicos margeiam alguns trechos dos principais rios da região (Figura 13), o rio Sorocaba e rio Pirajibú, expondo mais uma vez a necessidade e obrigatoriedade de restauração da rede ripária nacional (BRANCALION et al., 2016).

As áreas antrópicas de vegetação pioneira, que não apresentam uso produtivo são, também, foco de projetos de restauração florestal, principalmente em paisagens tropicais como a Mata Atlântica (LATAWIEC et al., 2015, 2016).

O aproveitamento dessas áreas como passagem do CLOs destacou a necessidade de incluí-las em projetos de redes ecológicas regionais, assim como projetos de restauração desses campos. Observa-se que grande parte dessas áreas estão localizadas dentro da APA Itupararanga (Figura 13), facilitando ações de restauração visto que é uma área de proteção ambiental de uso sustentável de esfera estadual.

Strassburg et al. (2014) salientam que a inclusão de áreas improdutivas em projetos de restauração traz como benefício a não interrupção da expansão agrícola nacional. A inclusão dessas áreas em projetos de restauração florestal traria também o benefício da não exploração imobiliárias das terras dentro da APA, foco dos condomínios de luxo que utilizam a represa como área de lazer (SÃO PAULO, 2003).

Além das florestas nativas (72%) e campos antrópicos (11,7%), o CLOs utilizaram para o trajeto áreas de altos valores de impedância, como áreas urbanizadas, silvicultura, culturas temporárias e culturas permanentes (Tabela 6). Esse fato aconteceu em razão das ligações entre UCs não possuírem ponderação de limite de distância para a dispersão de espécies, forçando dessa forma, a ligação entre todas as UCs da paisagem. Essa avaliação propiciou a observação de áreas importantes para ações não só de conservação, mas de restauração, buscando aumentar a conectividade entre as UCs da paisagem.

As informações obtidas por meio dos CLOs permitiram identificar redes mais significativas para a conectividade florestal e, dessa forma, é possível direcionar esforços para

o desenvolvimento de ações de conservação e/ou restauração de fragmentos florestais (STEVENSON-HOLT et al., 2014) ou mesmo restauração de áreas como os campos antrópicos de vegetação pioneira, como encontrados na área de estudo.

5.2.2 Avaliação da conectividade funcional dos remanescentes florestais da paisagem e desses com as Unidades de Conservação

Os resultados desse estudo indicam que os remanescentes (*nós*) e *links* de maior importância conectiva para aves florestais estão acompanhando os trajetos dos CLOs entre UCs, nas três distâncias de dispersão (50m, 100m e 200m), testadas (Figura 14). Isso indica que a localização dos fragmentos reconhecidos como funcionalmente conectados permite que eles tenham um papel fundamental na conexão entre UCs, atuando como redes ecológicas para a dispersão das aves florestais na paisagem.

As redes ecológicas promovem a ligação entre diferentes áreas florestais, contribuindo para o deslocamento de animais, a dispersão de sementes e o aumento da vegetação nativa (MMA/BRASIL, 2018; GUZMÁN WOLFHARD; RAEDIG, 2019). No caso da área de estudo, as UCs municipais podem não possuir áreas suficientes para manutenção de espécies (áreas variam de 9 ha a 62,5 ha) e dessa forma uma alternativa é o estabelecimento de redes ecológicas eficazes entre essas áreas protegidas (CROUZEILLES; LORINI; GRELLE, 2011).

Além disso, elas podem formar uma rede ecológica com as zonas ripárias para conectar as UCs, estadual e federal de uso sustentável (APA Itupararanga e FLONA Ipanema, respectivamente) na área periférica de Sorocaba. A ligação entre UCs, feita por meio deste tipo de redes, são cada vez mais reconhecidas como estratégias de conservação, frente à atual era de expansão urbana. Elas são uma alternativa de ordenamento da ocupação humana para a manutenção das funções ecológicas no território (BELOTE et al., 2016; MMA/BRASIL, 2018).

As áreas urbanizadas e principalmente as áreas peri-urbanas, atualmente, são reconhecidas como ecossistemas únicos, com potencial para a conservação da biodiversidade e fornecimento de serviços essenciais para a população (PICKETT; GROVE, 2009; TANNIER; FOLTÊTE; GIRARDET, 2012; ZHANG et al., 2019). Tais áreas contêm uma quantidade significativa de vegetação, muitas vezes representando os últimos remanescentes florestais em áreas metropolitanas (LA ROSA; PRIVITERA, 2013), sendo portanto de extrema importância a inclusão desses remanescentes em projetos de redes ecológicas em áreas urbanas.

Na área de estudo, quando atingida a máxima distância de dispersão da espécie-foco (200 m), 15 fragmentos e oito *links* foram reconhecidos como funcionalmente conectados,

representando 45% da área florestal (Figura 14C), uma vez que, à medida que as espécies alcançam maiores distâncias de dispersão, mais fragmentos são acessados e reconhecidos por elas (SAURA; RUBIO, 2010).

Os *links* (Figura 14), em sua maioria, estão localizados nas zonas nordeste, leste e sudeste da paisagem, formando uma rede ecológica que inicia-se na área fonte, localizada à sudeste da paisagem e liga seis (6) fragmentos (dos 15 remanescentes reconhecidos como funcionalmente conectados), majoritariamente localizados na zona ripária do rio Pirajibú (Figura 14C), além de duas UCs (UCs 5 e 7), respectivamente, Estação Ecológica Governador Mário Covas e Parque Natural Municipal de Brigadeiro Tobias, ambas criadas entre 2015 e 2016 no município de Sorocaba.

Observa-se que os remanescentes florestais protegidos pelas UCs municipais, muitas vezes, se estendem fora dos limites protegidos, portanto, em propriedades particulares, e de acordo com Laurance et al. (2012) em zonas tropicais os remanescentes fora dos limites protegidos devem ter as funções ecológicas garantidas para que possam sustentar a dispersão de espécies entre as UCs, sendo que tal função seria garantida por meio das redes ecológicas.

A rede ecológica na região oeste da área de estudo (Figura 14) é formada pela FLONA Ipanema, sendo o *nó* reconhecido como de maior importância conectiva da paisagem, assim como o *link* de maior peso, que se destaca entre a UC e um único remanescente localizado próximo. Criada em 1992, a FLONA Ipanema é o maior remanescente de Floresta Estacional Semidecidual da região, com exemplares de Floresta Ombrófila Densa e áreas de Cerrado, configura-se como um santuário da biodiversidade, por possuir “uma vegetação rica e altamente diversificada, que caracterizam uma formação de grande valor genético e conservacionista” (ICMBIO, 2010).

Atualmente envolvida por paisagens agrícolas (culturas temporárias) (Figura 4), observa-se que, entre a FLONA Ipanema e os fragmentos a nordeste da paisagem (Figura 14), não há *nós* ou *link* funcionalmente conectado, constituindo-se caminhos de baixa qualidade florestal e de difícil dispersão das espécies referência (i.e. aves florestais endêmicas da Mata Atlântica). Ressalta-se que toda essa área é Zona de Amortecimento da FLONA Ipanema, e que, no entanto, não está cumprindo com sua função de zona tampão para os efeitos de fragmentação da paisagem sobre a biodiversidade da UC. Portanto, estratégias de manejo como a regulação do uso e cobertura do solo da zona de amortecimento devem ser efetivadas (TAMBOSI, 2008; PAOLINO et al., 2016; MORAES; MELLO; TOPPA, 2017).

Ações de restauração das redes ripárias e várzeas do rio Sorocaba (Figura 1), são estratégias de manejo necessárias para a região, que além de trazerem melhorias para a qualidade das águas (BRANCALION et al., 2016; MELLO et al., 2018a), potencializariam a conectividade da FLONA Ipanema com as UCs municipais mais próximas, como é o caso da UC3 e UC4 (Figura 14), aumentando a biodiversidade da região, visto que as zonas ripárias são corredores ecológicos naturais na paisagem (VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017; MELLO et al., 2018a).

Ações que resultem no aumento da permeabilidade da matriz são, também, estratégias de manejo importante em paisagens altamente modificadas como da área de estudo (UMETSU; PAUL METZGER; PARDINI, 2008; METZGER et al., 2009). Sendo a processo de urbanização um forte impulsionador das modificações no uso e cobertura do solo (GRIMM et al., 2008; SALVATI et al., 2018), a transformação das áreas não urbanizadas, inseridas no contexto urbano, em ambientes construídos e superfícies impermeabilizadas (PAUL; MEYER, 2001; MCKINNEY, 2006; FORMAN, 2014), modificam e comprometendo a conectividade paisagística e a manutenção da biodiversidade (LA ROSA et al., 2014; SAURA et al., 2018).

A UC6 (Estação Ecológica Bráulio Guedes da Silva), criada em 2016 pelo município de Sorocaba, está imersa em uma área urbanizada, isolada na paisagem, rodeada de fragmentos que não são reconhecidos como funcionalmente conectados (valores de $\Delta PC < 1\%$). Pesquisadores como Ribeiro et al. (2009) e Hatfield, Orme e Banks-Leite (2018) advertem, sobre áreas protegidas, em particular no bioma da Mata Atlântica, estarem reduzida a fragmentos isolados, rodeados por áreas urbanas ou paisagens agrícolas, tornando-as totalmente insustentáveis e vulneráveis à extinção. Sendo as áreas urbanas caracterizadas como grandes áreas de superfícies impermeáveis e infraestruturas construídas (MCKINNEY, 2006; FORMAN, 2014), o isolamento da UC6 proporcionado pela paisagem urbana é uma situação quase que irreversível. Entretanto, cada vez mais são reconhecidos os efeitos benéficos que o contato com a natureza gera à saúde humana (AMATO-LOURENÇO et al., 2016) e atualmente, a Estação Ecológica Bráulio Guedes da Silva (UC6), é uma unidades de preservação fechadas para visitação do público (SOROCABA, 2016), sendo portanto uma alternativas a abertura do espaço para que a população possa usufruir dos benefícios de um espaço verde em meio ao caos urbano.

Saura et al. (2017) ressaltam que o arranjo espacial das UCs é também uma forma de assegurar a conectividade entre áreas protegidas. Portanto, vale ressaltar que no caso de Sorocaba, as UCs municipais foram criadas em áreas relacionadas a cursos d'água, muitas que

apresentavam problemas de alagamento, portanto áreas ambientalmente frágeis, não interessantes à ocupação urbana e produção rural, e não necessariamente áreas que apresentavam características importantes para a biodiversidade.

Quanto à UC2, APA Itupararanga, localizada no extremo sudeste da paisagem, os fragmentos ali presente não fazem ligação com outros e estão cercados por uma paisagem antrópica, de loteamentos residenciais de alto padrão e culturas anuais localizadas às margens da represa (SÃO PAULO, 2003), ameaçando não só a biodiversidade como a qualidade da água desse importante manancial de abastecimento. Entretanto, ressalta-se que este estudo apenas contempla parte da área da APA.

5.3 PRINCIPAIS ELEMENTOS DE CONEXÃO FLORESTAL

As frações de ΔPC trouxeram informações complementares sobre a conectividade dos remanescentes da área de estudo. Observou-se as diferentes maneiras pelas quais um fragmentos pode contribuir com a conectividade, e que podem ser usadas para melhorar a priorização de fragmentos para conservação e/ou restauração florestal (SAURA; RUBIO, 2010; CROUZEILLES; LORINI; GRELE, 2013; TAMBOSI; METZGER, 2013; CORREA AYRAM et al., 2017).

Verifica-se na Figura 15A que a fração ΔPC_{intra} apresentou o menor número de fragmentos, sendo somente dez. Isso pode ser explicado no fato de ΔPC_{intra} medir apenas a conectividade dentro do nó, na área disponível de habitat (SAURA; RUBIO, 2010) e na área de estudo em questão, apenas 3,6% de remanescentes têm áreas acima de 50 ha. Esse critério (fração ΔPC_{intra}) pode ser utilizado quando a meta dos planejadores de paisagens é proteger as maiores áreas de habitat natural (CROUZEILLES; LORINI; GRELE, 2013).

A fração $\Delta PC_{connector}$ (Figura 15C), que mede a importância do nó como elemento intensificador de conectividade, sendo independente do atributo do nó (como por exemplo, área) (SAURA; RUBIO, 2010), apareceu em 23 remanescentes de diferentes tamanhos, com áreas que variam de 5 ha a 2900 ha e estão estrategicamente localizados. É importante observar que na zona oeste da paisagem alguns poucos fragmentos permeiam o rio Sorocaba com NÍVEL 2 de prioridade de conservação.

Já a fração ΔPC_{flux} (Figura 15B), que mede o quão conectado está um remanescente em relação a outros (SAURA; RUBIO, 2010), aparece para 40 remanescentes florestais, sendo que uma grande parte deles está localizada na região leste da área de estudo, acompanhando o rio Pirajibú e o CLOs naquela região. Além disso, na zona oeste, acompanhando o rio Sorocaba,

fragmentos que ainda não haviam aparecido nesse estudo são destacados no NÍVEL 2 de prioridade de conservação. Os remanescentes com altos valores de ΔPC_{intra} também possuem valores mais altos de ΔPC_{flux} . Isso significa que grandes fragmentos (com altos valores de ΔPC_{intra}) podem servir como locais de abrigo e reprodução, e ao mesmo tempo produzir (ou receber) fluxos de dispersão para (ou de) outros fragmentos da paisagem (Saura e Rubio 2010).

A rede ecológica foi construída com 11 remanescentes que tiveram grande importância para a conectividade da paisagem sendo observados em níveis de prioridades de conservação florestal.

No NÍVEL 4 (Figura 16, Tabela 7) encontram-se as áreas centrais, os fragmentos fonte de biodiversidade, como a FLONA Ipanema, com as frações ΔPC_{intra} e ΔPC_{flux} e o fragmento localizado a sudeste da área de estudo, com as frações ΔPC_{intra} , ΔPC_{flux} e $\Delta PC_{connector}$ (Figura 16). Ressalta-se que a FLONA Ipanema (Figura 16, Tabela 7), apesar do alto valor ΔPC (0,59371), não apresenta com relevância a fração $\Delta PC_{connector}$, indicando que o remanescente não está contribuindo como elemento intensificador da conectividade (SAURA; RUBIO, 2010). Entretanto, esse fato por ter relação com o recorte da área de estudo.

No NÍVEL 3 (Figura 16, Tabela 7) são três fragmentos onde a fração ΔPC_{intra} não aparece em nenhum deles, indicando que são remanescentes propícios a projetos de restauração, que busquem aumentar as áreas florestais, principalmente dos remanescentes localizados em zonas ripárias. Tambosi et al. (2014) sugerem que a prioridade de projetos restauração deveria se concentrar em paisagens onde ainda existam níveis intermediários de cobertura florestal e conectividade.

Ressalta-se que, quando um fragmento possui as três frações de ΔPC , reúne características ideais de conectividade florestal, podendo servir como abrigo, como elemento de dispersão para as espécies florestais, além de fazer parte de um caminho de probabilidade máxima assumido, pela espécie-foco, entre dois fragmentos (SAURA; RUBIO, 2010) e nessa paisagem são sete fragmentos que reúnem as três frações simultaneamente, sendo que a maioria localiza-se na zona leste da paisagem.

A UC3 (Parque Natural Municipal de Corredores da Biodiversidade) (Figura 16), entretanto, apresenta-se desconectada, sendo necessárias ações de restauração que visem a conexão dela com a UC4 ou mesmo com FLONA Ipanema, por meio das zonas ripárias do rio Sorocaba. Sua proximidade com a zona ripária do Rio Sorocaba potencializa a implementação dessas ações. De fato, as ações de restauração e/ou conservação são urgentes, especialmente em paisagens na Mata Atlântica brasileira. Com o aumento da população humana e o

consequente aumento na demanda de recursos naturais, necessita-se integrar as práticas de uso do solo com a conservação dos remanescentes florestais (MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008; GIUBBINA; MARTENSEN; RIBEIRO, 2018).

Os projetos de restauração ecológica são dispendiosos e nem sempre conseguem sucesso em termos de recuperação da biodiversidade (REY BENAYAS et al., 2009). Entretanto, a escolha de remanescentes, estrategicamente posicionados, potencializa o sucesso de ações de restauração florestal, provendo a prestação dos serviços essenciais aos seres humanos (serviços ecossistêmicos) e também, o aumento do potencial de dispersão de espécies na paisagem, favorecendo assim, o incremento da biodiversidade (REY BENAYAS; BULLOCK; NEWTON, 2008; RODRIGUES et al., 2009; STANTURF; PALIK; DUMROESE, 2014). Atualmente, existe uma demanda crescente na melhora da provisão de serviços ecossistêmicos nas cidades, especialmente quando se olha para a questão do risco de inundações urbanas associadas a mudanças climáticas e processos de urbanização (FÁBOS et al., 2019). Dessa forma, nesse projeto os fragmentos indicados pela fração de Δ PCconnector, que mede a importância dos fragmentos como elementos intensificadores de conectividade (SAURA; RUBIO, 2010), identificou 13 elementos-chave para a potencialização da conectividade regional da paisagem (Figura 17).

Dessa forma, nesse estudo, o uso de cenários de dispersão de espécies permitiu identificar os fragmentos da paisagem que são de extrema importância para melhorar a conectividade entre as UCs. Entende-se que a melhor maneira de modelar a conectividade funcional para uma determinada espécie, em uma paisagem antropizada, é considerando os vários tipos de uso do solo na paisagem e a capacidade das espécies em transpor esses ambientes. Uma grande vantagem da Teoria dos Grafos são os poucos requisitos de dados biológicos (ETHERINGTON, 2016) e os algoritmos matemáticos que minimizam as subjetividades dos modelos (HOFMAN et al., 2018).

Atualmente as zonas urbanas, principalmente as peri-urbanas sofrem as transformações de uso e cobertura da terra, associada ao crescente crescimento populacional (GERLAND et al., 2014) que demandam o uso de recursos naturais do planeta, levando ao seu esgotamento e gerando impactos que se estendem muito além das fronteiras urbanas (GRIMM et al., 2008; SETO et al., 2012). Novos cenários podem ser planejados para conservar e/ou maximizar a conectividade em paisagens peri-urbanas e urbanas. A gestão e proteção de remanescentes florestais, que são os provedores dos serviços ecossistêmicos, localizados em áreas peri-urbanas é uma maneira possível de lutar contra a expansão dos empreendimentos urbanos e reduzir seus

impactos negativos (FÁBOS et al., 2019). Portanto, medidas que mitiguem a expansão urbana periférica, são prioritárias, principalmente se tratando de uma das regiões mais populosas do bioma Mata Atlântica e considerando que as cidades desempenham um papel fundamental no aumento das emissões de gases de efeito estufa, que é considerada uma das principais causas do aquecimento global e da mudanças climáticas (PRIVITERA et al., 2018).

O estudo apresentado sobre a conectividade da paisagem urbana é apenas o primeiro passo para um planejamento de paisagens, sendo que o principal desafio enfrentado pelas agendas ambientais, públicas e privadas, é a implementação das ações de conservação e restauração, visto que grande parte dessas áreas são particulares e há conflitos de interesses por parte dos diversos atores envolvidos. Assim, é importante que estudos como esse sejam apresentados ao poder público e demais atores sociais interessados no planejamento da paisagem, servindo de base para a tomada de decisão e para que a implementação das ações seja efetiva. O estudo pode contribuir para direcionar os esforços de conservação, direcionar o planejamento da expansão urbana e futuros projetos de restauração florestal. Assim, o estudo pode ser utilizado como base para planos municipais e regionais, tais como revisão do Plano Diretor e Plano de Bacias.

6 CONCLUSÃO

O conjunto de metodologias utilizadas, como a modelagem dos CLOs e a Teoria dos Grafos e a utilização de métricas da ecologia de paisagem possibilitaram a medição da conectividade entre UCs em uma paisagem urbanizada.

A Teoria dos Grafos por meio da modelagem dos CLOs e o uso de cenários de dispersão de espécies reconhece os remanescentes de grande importância para a conectividade da paisagem, que formam uma rede ecológica, oferecendo, além da disponibilidade de habitat, a conectividade entre as áreas protegidas para as espécies-foco (i.e. aves florestais).

Identificou-se, entre os remanescentes funcionalmente conectados, que as UCs Estação Ecológica Governador Mário Covas (UC5) e Parque Natural Municipal de Brigadeiro Tobias (UC7) participam da rede ecológica. Os demais remanescentes indicados como de grande importância conectiva estão localizados em áreas particulares e majoritariamente, na zona ripária do rio Pirajibú. A FLONA Ipanema (UC1) foi apontada como o fragmento fonte de biodiversidade e de maior importância conectiva da paisagem.

Nem todas as UCs foram reconhecidas como funcionalmente conectadas. O Parque Natural Municipal de Corredores da Biodiversidade (UC3), a Estação Ecológica Bráulio

Guedes da Silva (UC6) e APA Itupararanga (UC2) estão desconectadas das demais UCs, de acordo com as condições impostas nesse trabalho. Ações de restauração das redes ripárias e várzeas são estratégias necessárias e obrigatórias, que resultariam na potencialização da conectividade entre as UCs, assim como ações que aumentem a permeabilidade da matriz juntamente com o planejamento territorial, buscando diminuir o espraiamento urbano nas zonas periféricas das cidades.

Os campos antrópicos de vegetação pioneira, encontrados com frequência na área de estudo, foram apresentados para ações de restauração ou enriquecimento por estarem presentes nos CLOs entre as UCs e identificados em alguns trechos de zonas ripárias na área de estudo. Da mesma forma, os remanescentes indicados como intensificadores da conectividade florestal pela fração ΔPC connector não possuem área suficiente para sustentação de espécies, sendo, portanto, propostos para ações de restauração florestal.

Dessa forma, a conexão entre as UCs em paisagens urbanizadas depende de incentivos de conservação de vegetação nativa em propriedades particulares, fiscalização e restauração de zonas ripárias, regulação do uso e cobertura do solo nas zonas de amortecimento das UCs, ações que aumentem a permeabilidade da matriz, ações de restauração de fragmentos estrategicamente localizados e por fim, o planejamento do uso e cobertura do solo com o foco no combate ao espraiamento urbano.

REFERÊNCIAS

- AMATO-LOURENÇO, L. F. et al. Metrôpoles, cobertura vegetal, áreas verdes e saúde. **Estudos Avançados**, v. 30, n. 86, p. 113–130, Apr. 2016.
- ANDERSON, J. R. et al. A land use and land cover classification system for use with remote sensor data . **Washington: USGS**, p. 28, 1979.
- AWADE, M.; METZGER, J. P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral ecology**, v. 33, n. 7, p. 863–871, Nov. 2008.
- BAGUETTE, M. et al. Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 88, n. 2, p. 310–326, May 2013.
- BANKS-LEITE, C. et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, 29 Aug. 2014.
- BARBOSA, K. V. DE C. et al. Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 42–46, Jan. 2017.
- BAUM, K. A. et al. The Matrix Enhances the Effectiveness of Corridors and Stepping Stones. **Ecology**, v. 85, p. 2671–2676, 1 Jan. 2004.
- BEIER, P. et al. Toward best practices for developing regional connectivity maps. **Conservation Biology**, v. 25, n. 5, p. 879–892, Oct. 2011.
- BEIER, P.; MAJKA, D. R.; SPENCER, W. D. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. **Conservation Biology**, v. 22, n. 4, p. 836–851, Aug. 2008.
- BELLARD, C. et al. Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 12, p. 1376–1386, Dec. 2014.
- BELOTE, R. T. et al. Identifying Corridors among Large Protected Areas in the United States. **Plos One**, v. 11, n. 4, p. e0154223, 22 Apr. 2016.
- BIZ, M.; CORNELIUS, C.; METZGER, J. P. W. Matrix type affects movement behavior of a Neotropical understory forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, p. 10–17, 27 Mar. 2017.
- BODIN, Ö.; SAURA, S. Ranking individual habitat patches as connectivity providers: Integrating network analysis and patch removal experiments. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 19, p. 2393–2405, Sep. 2010.
- BOESING, A. L.; NICHOLS, E.; METZGER, J. P. Biodiversity extinction thresholds are modulated by matrix type. **Ecography**, Jan. 2018.
- BOSCOLO, D. et al. Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, v. 40, n. 3, p. 273–276, May 2008.
- BRANCALION, P. H. S. et al. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. **Natureza & Conservação**, v. 14, p. 1–15, Apr. 2016.
- BROOKS, T.; TOBIAS, J.; BALMFORD, A. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. **Animal Conservation**, v. 2, n. 3, p. 211–222, Aug. 1999.

CDB. **Convenção da Diversidade Biológica (CDB)**. Disponível em: <<https://www.cbd.int/>>. Acesso em: 11 mar. 2019.

CEPAGRI. **Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura - CEPAGRI/UNICAMP**. Disponível em: <<https://www.cpa.unicamp.br/>>. Acesso em: 7 jan. 2019.

CONAMA/BRASIL. **RESOLUÇÃO CONAMA nº 9, de 24 de outubro de 1996. Publicada no DOU no 217, de 7 de novembro de 1996, Seção 1, páginas 23069-23070.**

Disponível em:

<<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=208>><<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=208>>. Acesso em: 13 jan. 2019.

CONCEPCIÓN, E. D. et al. Impacts of urban sprawl on species richness of plants, butterflies, gastropods and birds: not only built-up area matters. **Urban ecosystems**, v. 19, n. 1, p. 225–242, Mar. 2016.

CORNELIUS, C. et al. Habitat fragmentation drives inter-population variation in dispersal behavior in a Neotropical rainforest bird. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 3–9, Jan. 2017.

CORREA AYRAM, C. A. et al. Potential distribution of mountain cloud forest in michoacán, mexico: prioritization for conservation in the context of landscape connectivity. **Environmental Management**, v. 60, n. 1, p. 86–103, 18 Apr. 2017.

CROOKS, K. R.; COWLISHAW, G.; SANJAYAN, M. **Connectivity Conservation**. 1ST. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. p. 732

CROSTA, A. P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. Undergraduate thesis—[s.l.] UNICAMP/Instituto de Geociências, 1993.

CROUZEILLES, R.; LORINI, M. L.; GRELLE, C. E. DE V. Applying Graph Theory to Design Networks of Protected Areas: Using Inter-Patch Distance for Regional Conservation Planning. **Natureza & Conservação**, v. 9, n. 2, p. 219–224, 2011.

CROUZEILLES, R.; LORINI, M. L.; GRELLE, C. E. V. The importance of using sustainable use protected areas for functional connectivity. **Biological Conservation**, v. 159, p. 450–457, Mar. 2013.

CRUZ, B. B.; PIRATELLI, A. J. Avifauna associada a um trecho urbano do rio Sorocaba, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 4, p. 255–264, Dec. 2011.

DA FONSECA, G. A. B. The vanishing Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 34, n. 1, p. 17–34, 1985.

DAEE/SP. **Departamento de Águas e Energia Elétrica - DAEE**. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/enquadramento-dos-corpos-hidricos/>>. Acesso em: 9 jan. 2018.

DALLIMER, M. et al. Contrasting patterns in species richness of birds, butterflies and plants along riparian corridors in an urban landscape. **Diversity and Distributions**, v. 18, n. 8, p. 742–753, Aug. 2012.

DE LA FUENTE, B. et al. Natura 2000 sites, public forests and riparian corridors: The connectivity backbone of forest green infrastructure. **Land Use Policy**, v. 75, n. 75, p. 429–441, Jun. 2018.

DE OLIVEIRA, P. R. R.; ALBERTS, C. C.; FRANCISCO, M. R. Impact of road clearings on

the movements of three understory insectivorous bird species in the Brazilian Atlantic forest. **Biotropica**, v. 43, n. 5, p. 628–632, Sep. 2011.

DIAS, F. DE A. et al. Avaliação da qualidade ambiental urbana da bacia do Ribeirão do Lipa através de indicadores, Cuiabá/MT. **Sociedade & Natureza**, v. 23, n. 1, p. 127–147, 2011.

DINIZ, M. F. et al. Identifying key sites for connecting jaguar populations in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conservation**, v. 21, n. 3, p. 201–210, 27 Jul. 2017.

DNIT/BRASIL. **DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES— DNIT**. Disponível em: <<http://www.dnit.gov.br/mapas-multimodais/shapefiles>>. Acesso em: 4 sep. 2018.

EASTMAN, J. R. **IDRISI Kilimanjaro Guide to GIS and Image Processing**. Worcester, MA: Clark Labs/Clark University, 2003.

EMPLASA. **EMPLASA - Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano**. Disponível em: <<https://www.emplasa.sp.gov.br/>>. Acesso em: 9 aug. 2018.

ENVI. ENVI Version 4.1. 2004.

ERSOY, E.; JORGENSEN, A.; WARREN, P. H. Identifying multispecies connectivity corridors and the spatial pattern of the landscape. **Urban Forestry & Urban Greening**, Aug. 2018.

ETHERINGTON, T. R. Least-Cost Modelling and Landscape Ecology: Concepts, Applications, and Opportunities. **Current Landscape Ecology Reports**, v. 1, n. 1, p. 40–53, Mar. 2016.

ETHERINGTON, T. R.; PENELOPE HOLLAND, E. Least-cost path length versus accumulated-cost as connectivity measures. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 7, p. 1223–1229, Aug. 2013.

FÁBOS, J. G. et al. (EDS.). **Adapting to Expanding and Contracting Cities, Book of Abstracts, 6th Fabos Conference on Landscape and Greenway Planning**. Amherst, MA: Department of Landscape Architecture and Regional Planning University of Massachusetts, Amherst, 2019.

FAGAN, W. F.; CALABRESE, J. M. Quantifying connectivity: balancing metric performance with data requirements. In: CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. (Eds.). . **Connectivity Conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. p. 297–317.

FAHRIG, L. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. **The Journal of Wildlife Management**, v. 61, n. 3, p. 603, Jul. 1997.

FERNANDES, A. M. **Características hidrogeoquímicas da bacia de drenagem do rio Sorocaba, SP: processos erosivos mecânicos e químicos**. Doctoral dissertation—[s.l.] USP/Centro de Energia Nuclear na Agricultura/Piracicaba, 2012.

FOLTÊTE, J.-C.; CLAUZEL, C.; VUIDEL, G. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. **Environmental Modelling & Software**, v. 38, p. 316–327, Dec. 2012.

FOLTÊTE, J.-C.; VUIDEL, G. Using landscape graphs to delineate ecologically functional areas. **Landscape Ecology**, v. 32, n. 2, p. 249–263, Feb. 2017.

FORMAN, R. T. T. **Urban Regions: Ecology and Planning Beyond the City**. New Edition ed. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2008. p. 432

FORMAN, R. T. T. **Urban ecology: science of cities**. Cambridge: Cambridge University Press, 2014.

FUNDAÇÃO FLORESTAL/SP. **Fundação Florestal | Fundação Florestal**. Disponível em: <<http://fflorestal.sp.gov.br/>>. Acesso em: 20 mar. 2019.

GARCIA, L. C. et al. Restoration Challenges and Opportunities for Increasing Landscape Connectivity under the New Brazilian Forest Act. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 181–185, 2013.

GARDNER, T. A. et al. A multi-region assessment of tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2293–2300, Oct. 2010.

GERLAND, P. et al. World population stabilization unlikely this century. **Science**, v. 346, n. 6206, p. 234–237, 10 Oct. 2014.

GIBSON, L. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 378–381, 20 Oct. 2011.

GIUBBINA, M. F.; MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C. Sugarcane and *Eucalyptus* plantation equally limit the movement of two forest-dependent understory bird species. **Austral Ecology**, 25 Mar. 2018.

GOULART, F. F. et al. Where matrix quality most matters? Using connectivity models to assess effectiveness of matrix conversion in the Atlantic Forest. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 1, p. 47–53, Jan. 2015.

GRIMM, N. B. et al. Global change and the ecology of cities. **Science**, v. 319, n. 5864, p. 756–760, 8 Feb. 2008.

GÜNERALP, B.; SETO, K. C. Futures of global urban expansion: uncertainties and implications for biodiversity conservation. **Environmental Research Letters**, v. 8, n. 1, p. 014025, 1 Mar. 2013.

GUZMÁN WOLFHARD, L. V.; RAEDIG, C. Connectivity conservation management: linking private protected areas. In: NEHREN, U. et al. (Eds.). . **Strategies and tools for a sustainable rural rio de janeiro**. Springer series on environmental management. Cham: Springer International Publishing, 2019. p. 155–171.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 20 Mar. 2015.

HANSEN, A. J.; DEFRIES, R. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. **Ecological Applications**, v. 17, n. 4, p. 974–988, Jun. 2007.

HANSKI, I. Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. **Ambio**, v. 40, n. 3, p. 248–255, May 2011.

HATFIELD, J. H.; ORME, C. D. L.; BANKS-LEITE, C. Using functional connectivity to predict potential meta-population sizes in the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 215–220, Oct. 2018.

HERNÁNDEZ, A. et al. Landscape dynamics and their effect on the functional connectivity of a Mediterranean landscape in Chile. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 198–206, Jan. 2015.

HOFMAN, M. P. G. et al. Enhancing conservation network design with graph-theory and a measure of protected area effectiveness: Refining wildlife corridors in Belize, Central America. **Landscape and Urban Planning**, v. 178, p. 51–59, Oct. 2018.

- HOGAN, D. J. PARTE II - TERRA. In: NEPO/UNICAMP, N. DE E. DE P. **Dinâmica populacional e mudança ambiental: Cenários para o desenvolvimento brasileiro**. 1a. ed. Campinas: Nepo/Unicamp, 2007. p. 165–184.
- HONG, W. et al. Sensitivity evaluation and land-use control of urban ecological corridors: A case study of Shenzhen, China. **Land Use Policy**, v. 62, n. 62, p. 316–325, Mar. 2017.
- HUANG, Y. et al. Simulating urban expansion and its impact on functional connectivity in the Three Gorges Reservoir Area. **The Science of the Total Environment**, v. 643, p. 1553–1561, 1 Dec. 2018.
- IBGE/BRASIL. **Manual técnico de uso da terra**. 3. ed. Rio de Janeiro/Brasil: IBGE/BRASIL, 2013.
- IBGE /BRASIL. **Manuais técnicos em geociências 1 (Manual Técnico da Vegetação Brasileira)**. Rio de Janeiro/Brasil: IBGE/BRASIL, 2012. v. 1
- ICMBIO. **ICMBio** . Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/flonaipanema/>>. Acesso em: 18 may. 2017.
- INPE/BRASIL. **Mapeamento indica restar mais Mata Atlântica do que se pensava - Centro de Ciência do Sistema Terrestre**. Disponível em: <<http://www.ccst.inpe.br/mapeamento-indica-restar-mais-mata-atlantica-do-que-se-pensava/>>. Acesso em: 13 mar. 2019.
- IUCN. **CONNECTIVITY CONSERVATION AREA GUIDELINES. ADVANCED DRAFT, MAY 2016**. Disponível em: <https://www.iucn.org/sites/dev/files/import/downloads/cca_advdraft_guidelines_may2016.pdf>. Acesso em: 8 mar. 2019.
- IUCN. **Biodiversity and protected areas | IUCN**. Disponível em: <<https://www.iucn.org/commissions/world-commission-protected-areas/our-work/biodiversity-and-protected-areas>>. Acesso em: 6 apr. 2019.
- JENKINS, C. N.; JOPPA, L. Expansion of the global terrestrial protected area system. **Biological Conservation**, v. 142, n. 10, p. 2166–2174, Oct. 2009.
- JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **The New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–473, Nov. 2014.
- LA ROSA, D. et al. Agriculture and the city: A method for sustainable planning of new forms of agriculture in urban contexts. **Land Use Policy**, v. 41, p. 290–303, Nov. 2014.
- LA ROSA, D.; PRIVITERA, R. Characterization of non-urbanized areas for land-use planning of agricultural and green infrastructure in urban contexts. **Landscape and Urban Planning**, v. 109, n. 1, p. 94–106, Jan. 2013.
- LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 33, p. 159–174, 1977.
- LATAWIEC, A. E. et al. Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 4, p. 211–218, May 2015.
- LATAWIEC, A. E. et al. Natural regeneration and biodiversity: a global meta-analysis and implications for spatial planning. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 844–855, Nov. 2016.
- LAURANCE, W. F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1137, Jun. 2009.

- LAURANCE, W. F. et al. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. **Nature**, v. 489, n. 7415, p. 290–294, 13 Sep. 2012.
- LAURANCE, W. F.; SAYER, J.; CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 29, n. 2, p. 107–116, Feb. 2014.
- LI, H. et al. Urbanization impact on landscape patterns in Beijing City, China: A spatial heterogeneity perspective. **Ecological Indicators**, v. 82, p. 50–60, Nov. 2017.
- LIANG, J. et al. Integrating priority areas and ecological corridors into national network for conservation planning in China. **The Science of the Total Environment**, v. 626, p. 22–29, 1 Jun. 2018.
- LINDBORG, R.; ERIKSSON, O. Historical Landscape Connectivity Affects Present Plant Species Diversity. **Ecology**, v. 85, p. 1840–1845, 1 Jan. 2004.
- LINDENMAYER, D. B.; FISCHER, J. **Habitat Fragmentation and Landscape Change : An Ecological and Conservation Synthesis**. Washington: Island Pr, 2006. p. 352
- LINDENMAYER, D. B.; FRANKLIN, J. F.; FISCHER, J. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. **Biological Conservation**, v. 131, n. 3, p. 433–445, Aug. 2006.
- LIU, S. et al. Forest fragmentation and landscape connectivity change associated with road network extension and city expansion: A case study in the Lancang River Valley. **Ecological Indicators**, v. 36, p. 160–168, Jan. 2014.
- LOMOLINO, M. V.; PERAULT, D. R. Island biogeography and landscape ecology of mammals inhabiting fragmented, temperate rain forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 10, n. 2, p. 113–132, Mar. 2001.
- LOUZADA FRANCIANE L., R. DE O. D. S., Alexandre Rosa; Gomes Da Silva, Aderbal; Mendes De Oliveira, Onair; Garcia De Oliveira, Giovanni; Soares, Vicente Paulo; Batista Esteves, Peluzio João. Proposta de corredores ecológicos para interligação de parques estaduais utilizando geotecnologia, Espírito Santo (ES)-Brasil. **Revista Geográfica Venezuelana**, 2012.
- MARTENSEN, A. C. et al. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100–1111, Dec. 2012.
- MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2184–2192, Sep. 2008.
- MARTENSEN, A. C.; SAURA, S.; FORTIN, M. J. Spatio-temporal connectivity: Assessing the amount of reachable habitat in dynamic landscapes. **Methods in ecology and evolution / British Ecological Society**, 24 Apr. 2017.
- MCGARIGAL, K. FRAGSTATS help. **Documentation for FRAGSTATS**, v. 4, 2015.
- MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, n. 3, p. 247–260, Jan. 2006.
- MCKINNEY, M. L. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. **Urban ecosystems**, v. 11, n. 2, p. 161–176, Jun. 2008.
- MELLO, K. DE et al. Priority areas for forest conservation in an urban landscape at the transition between atlantic forest and cerrado. **CERNE**, v. 22, n. 3, p. 277–288, Sep. 2016.

- MELLO, K. DE et al. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **CATENA**, v. 167, p. 130–138, Aug. 2018a.
- MELLO, K. DE et al. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 1293–1301, Oct. 2018b.
- MENDENHALL, C. D. et al. Predicting biodiversity change and averting collapse in agricultural landscapes. **Nature**, v. 509, n. 7499, p. 213–217, 8 May 2014.
- MENESES, P. R. et al. **INTRODUÇÃO AO PROCESSAMENTO DE IMAGENS DE SENSORIAMENTO REMOTO**. Brasília: UNB, 2012. p. 266
- MERRIAM, G. Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. **Methodology in landscape ecological research and planning: proceedings, 1st seminar, International Association of Landscape Ecology, Roskilde, Denmark, Oct 15-19, 1984/eds. J. Brandt, P. Agger**, 1984.
- METZGER, J. P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, 1 Oct. 2006.
- METZGER, J. P. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166–1177, Jun. 2009.
- METZGER, J.-P.; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: An hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta oecologica (Montrouge, France)**, v. 18, n. 1, p. 1–12, 1997.
- MINOR, E. S.; URBAN, D. L. Graph theory as a proxy for spatially explicit population models in conservation planning. **Ecological Applications**, v. 17, n. 6, p. 1771–1782, Sep. 2007.
- MITTERMEIER, R. A. et al. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (Eds.). **Biodiversity Hotspots**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. p. 3–22.
- MMA/BRASIL. **Corredores Ecológicos**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/instrumentos-de-gestao/corredores-ecologicos>>. Acesso em: 8 jan. 2019.
- MORAES, M. C. P. DE; MELLO, K. DE; TOPPA, R. H. Protected areas and agricultural expansion: Biodiversity conservation versus economic growth in the Southeast of Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 188, p. 73–84, 1 Mar. 2017.
- MÜLLER, A. et al. ‘Wild’ in the city context: Do relative wild areas offer opportunities for urban biodiversity? **Landscape and Urban Planning**, v. 170, p. 256–265, Feb. 2018.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 24 Feb. 2000.
- OJIMA, R. NOVOS CONTORNOS DO CRESCIMENTO URBANO BRASILEIRO? O CONCEITO DE *URBAN SPRAWL* E OS DESAFIOS PARA O PLANEJAMENTO REGIONAL E AMBIENTAL. **Núcleo de Estudos Populacionais (NEPO)**, v. 10, n. 19, p. 46–59, 2008.
- PAOLINO, R. M. et al. Buffer zone use by mammals in a Cerrado protected area. **Biota Neotropica**, v. 16, n. 2, Jun. 2016.

- PARDINI, R. et al. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **Plos One**, v. 5, n. 10, p. e13666, 27 Oct. 2010.
- PARKS, S. A.; MCKELVEY, K. S.; SCHWARTZ, M. K. Effects of weighting schemes on the identification of wildlife corridors generated with least-cost methods. **Conservation Biology**, v. 27, n. 1, p. 145–154, Feb. 2013.
- PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. **Landscape Ecology**, v. 21, n. 7, p. 959–967, Oct. 2006.
- PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the Urban Landscape. **Annual review of ecology and systematics**, v. 32, n. 1, p. 333–365, Nov. 2001.
- PICKETT, S. T. A.; GROVE, J. M. Urban ecosystems: What would Tansley do? **Urban ecosystems**, v. 12, n. 1, p. 1–8, Mar. 2009.
- PINTO, N.; KEITT, T. H. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. **Landscape Ecology**, v. 24, p. 253–266, 1 Jan. 2009.
- PONÇANO, W. L. et al. Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo. 1:1.000.000. **São Paulo, IPT**, 1981.
- PRIVITERA, R. et al. Towards lower carbon cities: urban morphology contribution in climate change adaptation strategies. **European Planning Studies**, v. 26, n. 4, p. 812–837, 3 Apr. 2018.
- REY BENAYAS, J. M. et al. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, v. 325, n. 5944, p. 1121–1124, 28 Aug. 2009.
- REY BENAYAS, J. M.; BULLOCK, J. M.; NEWTON, A. C. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 6, p. 329–336, Aug. 2008.
- REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, Oct. 2018.
- RIBEIRO, J. W. et al. LandScape Corridors (lscorridors): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. **Methods in ecology and evolution / British Ecological Society**, v. 8, n. 11, p. 1425–1432, Nov. 2017.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, Jun. 2009.
- RIBEIRO, M. C. et al. The brazilian atlantic forest: A shrinking biodiversity hotspot. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (Eds.). . **Biodiversity Hotspots**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. p. 405–434.
- RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, Jun. 2009.
- RUDNICK, D. A. et al. The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. **Issues in Ecology**. **16 (Fall): 1–20.**, p. 1–20, 2012.
- RUGGIERO, P. G. C. et al. Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. **Land Use Policy**, v. 82, p. 283–291, Mar. 2019.

- SAHRAOUI, Y.; FOLTÊTE, J.-C.; CLAUZEL, C. A multi-species approach for assessing the impact of land-cover changes on landscape connectivity. **Landscape Ecology**, v. 32, n. 9, p. 1819–1835, Sep. 2017.
- SALVATI, L. et al. Forest and the city: A multivariate analysis of peri-urban forest land cover patterns in 283 European metropolitan areas. **Ecological Indicators**, v. 73, p. 369–377, Feb. 2017.
- SALVATI, L. et al. Do spatial patterns of urbanization and land consumption reflect different socioeconomic contexts in Europe? **The Science of the Total Environment**, v. 625, p. 722–730, 1 Jun. 2018.
- SANTINI, L.; SAURA, S.; RONDININI, C. Connectivity of the global network of protected areas. **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 2, p. 199–211, Feb. 2016.
- SANTOS, J. S. et al. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 88, p. 414–424, May 2018.
- SANTOS, M. J. et al. Riparian ecosystem configuration influences mesocarnivores presence in Mediterranean landscapes. **European Journal of Wildlife Research**, v. 62, n. 3, p. 251–261, Jun. 2016.
- SÃO PAULO/FUNDAÇÃO FLORESTAL. **Parque Estadual Intervales**. Disponível em: <<http://fflorestal.sp.gov.br/intervales/home/>>. Acesso em: 28 feb. 2019.
- SÃO PAULO. **APA Itupararanga - Sistema Ambiental Paulista - Governo de SP**. Disponível em: <<http://www3.ambiente.sp.gov.br/apa-itupararanga/>>. Acesso em: 13 may. 2017.
- SAURA, S. et al. Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they? **Ecological indicators**, v. 76, p. 144–158, May 2017.
- SAURA, S. et al. Protected area connectivity: Shortfalls in global targets and country-level priorities. **Biological conservation**, v. 219, p. 53–67, Mar. 2018.
- SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, n. 2–3, p. 91–103, Nov. 2007.
- SAURA, S.; RUBIO, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography**, Jan. 2010.
- SAURA, S.; TORNE, J. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. v. 24, p. 135–139, 1 Jan. 2009.
- SCARANO, F. R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and conservation**, v. 24, n. 9, p. 2319–2331, Sep. 2015.
- SCHALKOFF, R. **Pattern Recognition: Statistical, Structural and Neural Approaches**. Wiley, New York, 1992.
- SEKERCIOGLU, C. H. Tropical ecology: riparian corridors connect fragmented forest bird populations. **Current Biology**, v. 19, n. 5, p. R210-3, 10 Mar. 2009.
- ŞEKERCIOĞLU, Ç. H. et al. Tropical countryside riparian corridors provide critical habitat and connectivity for seed-dispersing forest birds in a fragmented landscape. **Journal of**

ornithology / DO-G, v. 156, n. S1, p. 343–353, Dec. 2015.

SETO, K. C. et al. Urban land teleconnections and sustainability. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 109, n. 20, p. 7687–7692, 15 May 2012.

SERRANO, M.; MANENT, B. Mercator - Revista de Geografia da UFC. **MERCATOR**, v. 15, p. 117/136, 2 Apr. 2016.

SERRET, H. et al. Potential contributions of green spaces at business sites to the ecological network in an urban agglomeration: The case of the Ile-de-France region, France. **Landscape and Urban Planning**, v. 131, p. 27–35, Nov. 2014.

SIGRH/SP. **Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhsmt/apresentacao>>. Acesso em: 20 mar. 2019.

SMITH, W. S.; PETRERE JR., M. Caracterização limnológica da bacia de drenagem do Rio Sorocaba, São Paulo, Brasil. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 12, n. 2, p. 15–27, 2000.

SNUC/BRASIL, M. M. A. **Sistema Nacional de Unidades Conservação - SNUC**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/unidades-de-conservacao/o-que-sao.html>>. Acesso em: 29 dec. 2018.

SOROCABA. **DECRETO Nº 19.424, DE 17 DE AGOSTO DE 2011. CRIA O PARQUE NATURAL MUNICIPAL CORREDORES DE BIODIVERSIDADE E DÁ OUTRAS PROVIDÊNCIAS**. Disponível em: <<https://leismunicipais.com.br/a/sp/s/sorocaba/decreto/2011/1942/19424/decreto-n-19424-2011-cria-o-parque-natural-municipal-corredores-de-biodiversidade-e-da-outras-providencias>>. Acesso em: 5 jan. 2019.

SOROCABA. **DECRETO Nº 21.618, DE 7 DE JANEIRO DE 2015. CRIA O PARQUE NATURAL MUNICIPAL DE BRIGADEIRO TOBIAS E DÁ OUTRAS PROVIDÊNCIAS**. Disponível em: <<https://leismunicipais.com.br/a/sp/s/sorocaba/decreto/2015/2162/21618/decreto-n-21618-2015-cria-o-parque-natural-municipal-de-brigadeiro-tobias-e-da-outras-providencias-2015-09-16-versao-compilada>>. Acesso em: 6 jan. 2019a.

SOROCABA. **DECRETO Nº 22.023, DE 28 DE OUTUBRO DE 2015**. Disponível em: <<https://leismunicipais.com.br/a/sp/s/sorocaba/decreto/2015/2203/22023/decreto-n-22023-2015-cria-a-estacao-ecologica-municipal-do-piragibu-e-da-outras-providencias>>. Acesso em: 9 jan. 2019b.

SOROCABA. **LEI Nº 11.234, DE 10 DE DEZEMBRO DE 2015. CRIA A ESTAÇÃO ECOLÓGICA “GOVERNADOR MÁRIO COVAS”, REVOGA EXPRESSAMENTE A LEI Nº 6.416, DE 22 DE JUNHO DE 2001, QUE CRIA O PARQUE MUNICIPAL “GOVERNADOR MÁRIO COVAS” E DÁ OUTRAS PROVIDÊNCIAS**. Disponível em: <<https://leismunicipais.com.br/a/sp/s/sorocaba/lei-ordinaria/2015/1123/11234/lei-ordinaria-n-11234-2015-cria-a-estacao-ecologica-governador-mario-covas-revoga-expressamente-a-lei-n-6416-de-22-de-junho-de-2001-que-cria-o-parque-municipal-governador-mario-covas-e-da-outras-providencias>>. Acesso em: 6 jan. 2019c.

SOROCABA. **LEI Nº 11.471, DE 20 DE DEZEMBRO DE 2016**. Disponível em: <<https://leismunicipais.com.br/a/sp/s/sorocaba/lei-ordinaria/2016/1148/11471/lei-ordinaria-n-11471-2016-cria-a-estacao-ecologica-braulio-guedes-da-silva-revoga-expressamente-a-lei-n-4043-de-19-de-outubro-de-1992-que-cria-o-parque-natural-braulio-guedes-da-silva-e-da-outras-providencias>>. Acesso em: 9 jan. 2019.

SOS MATA ATLÂNTICA. **A Mata Atlântica invisível nas cidades » SOS Mata Atlântica.** Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/artigo/mata-atlantica-invisivel-nas-cidades/>>. Acesso em: 14 mar. 2019.

STANTURF, J. A.; PALIK, B. J.; DUMROESE, R. K. Contemporary forest restoration: A review emphasizing function. **Forest Ecology and Management**, v. 331, p. 292–323, Nov. 2014.

STEVENSON-HOLT, C. D. et al. Defining landscape resistance values in least-cost connectivity models for the invasive grey squirrel: a comparison of approaches using expert-opinion and habitat suitability modelling. **Plos One**, v. 9, n. 11, p. e112119, 7 Nov. 2014.

STRASSBURG, B. B. N. et al. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 28, p. 84–97, Sep. 2014.

SWAIN, P. H.; DAVIS, S. M. Remote sensing: the quantitative approach. **IEEE transactions on pattern analysis and machine intelligence**, v. PAMI-3, n. 6, p. 713–714, Nov. 1981.

TABARELLI, M. et al. Challenges and Opportunities for Biodiversity Conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 695–700, Jun. 2005.

TAMBOSI, L. R. **Análise da paisagem no entorno de três unidades de conservação: subsídios para a criação da zona de amortecimento.** Master thesis—[s.l.: s.n.].

TAMBOSI, L. R. et al. A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169–177, Mar. 2014.

TAMBOSI, L. R.; METZGER, J. P. A framework for setting local restoration priorities based on landscape context. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 152–157, 2013.

TANNIER, C. et al. Impact of urban developments on the functional connectivity of forested habitats: a joint contribution of advanced urban models and landscape graphs. **Land Use Policy**, v. 52, p. 76–91, Mar. 2016.

TANNIER, C.; FOLTÊTE, J.-C.; GIRARDET, X. Assessing the capacity of different urban forms to preserve the connectivity of ecological habitats. **Landscape and Urban Planning**, v. 105, n. 1–2, p. 128–139, Mar. 2012.

TAYLOR, P. D. et al. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. **Oikos (Copenhagen, Denmark)**, v. 68, n. 3, p. 571, Dec. 1993.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; WITH, K. A. In the decade or so since the concept was formalized in landscape ecology. **Connectivity Conservation**, 2006.

TEIXEIRA, A. M. G. et al. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 4, p. 1219–1230, Feb. 2009.

THOMPSON, P. L.; GONZALEZ, A. Dispersal governs the reorganization of ecological networks under environmental change. **Nature ecology & evolution**, v. 1, n. 6, p. 162, 8 May 2017.

THOMPSON, P. L.; RAYFIELD, B.; GONZALEZ, A. Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. **Ecography**, Nov. 2016.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity.

Oikos, v. 90, n. 1, p. 7–19, Jul. 2000.

UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, n. 4, p. 507–519, Jun. 2005.

UMETSU, F.; PAUL METZGER, J.; PARDINI, R. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. **Ecography**, v. 0, n. 0, p. 080304020349105–080304020349100, 4 Mar. 2008.

UN. **2018 Revision of World Urbanization Prospects** . Disponível em: <<https://www.un.org/development/desa/publications/2018-revision-of-world-urbanization-prospects.html>>. Acesso em: 2 aug. 2018.

UN-HABITAT. Urbanization and Development: Emerging Futures - World Cities report 2016 . **United Nations Human Settlements Programme**, 2016.

URBAN, D.; KEITT, T. LANDSCAPE CONNECTIVITY: A GRAPH-THEORETIC PERSPECTIVE. **Ecology**, v. 82, n. 5, p. 1205–1218, May 2001.

URBAN, D. L. et al. Graph models of habitat mosaics. **Ecology Letters**, v. 12, n. 3, p. 260–273, Mar. 2009.

VALENTE, R. A.; PETEAN, F. C. DE S.; VETTORAZZI, C. A. MULTICRITERIA DECISION ANALYSIS FOR PRIORITIZING AREAS FOR FOREST RESTORATION. **CERNE**, v. 23, n. 1, p. 53–60, Mar. 2017.

VALENTE, R. DE O. A.; VETTORAZZI, C. A. Definition of priority areas for forest conservation through the ordered weighted averaging method. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 6, p. 1408–1417, Sep. 2008.

VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Mapeamento de uso e cobertura do solo da Bacia do Rio Corumbataí, SP. **Circular Técnica do IPEF**, v. 196, p. 1–10, 2003.

VIEIRA, R. R. S.; PRESSEY, R. L.; LOYOLA, R. The residual nature of protected areas in Brazil. **Biological Conservation**, v. 233, p. 152–161, May 2019.

WANG, J. et al. A multiscale analysis of urbanization effects on ecosystem services supply in an urban megaregion. **The Science of the Total Environment**, v. 662, p. 824–833, 20 Apr. 2019.

WATTS, K. et al. Targeting and evaluating biodiversity conservation action within fragmented landscapes: an approach based on generic focal species and least-cost networks. **Landscape Ecology**, v. 25, n. 9, p. 1305–1318, Nov. 2010.

WULDER, M. et al. Context and opportunities for expanding protected areas in Canada. **Land**, v. 7, n. 4, p. 137, 15 Nov. 2018.

ZELLER, K. A.; MCGARIGAL, K.; WHITELEY, A. R. Estimating landscape resistance to movement: a review. **Landscape Ecology**, v. 27, n. 6, p. 777–797, Jul. 2012.

ZHANG, Z. et al. Enhancing landscape connectivity through multifunctional green infrastructure corridor modeling and design. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 38, p. 305–317, Feb. 2019.