

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS - CAMPUS SOROCABA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE NA GESTÃO AMBIENTAL

Amanda Santos Oehlmeyer

**PLANEJAMENTO DA PAISAGEM APLICADO À CONECTIVIDADE ENTRE UNIDADES DE
CONSERVAÇÃO: ESTUDO DE CASO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO SOROCABA E MÉDIO TIETÊ**

Sorocaba

2025

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS - CAMPUS SOROCABA

CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE NA GESTÃO AMBIENTAL

Amanda Santos Oehlmeyer

**PLANEJAMENTO DA PAISAGEM APLICADO À CONECTIVIDADE ENTRE UNIDADES DE
CONSERVAÇÃO: ESTUDO DE CASO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO SOROCABA E MÉDIO TIETÊ**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental, para obtenção do título de mestre em Gestão e Sustentabilidade Ambiental.

Orientação: Prof. Dr. Rogério Hartung Toppa
Coorientação: Profa. Dra. Kaline de Mello

Sorocaba

2025

Oehlmeyer, Amanda Santos

Planejamento da paisagem à conectividade entre Unidades de Conservação: estudo de caso na Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê / Amanda Santos Oehlmeyer -- 2026.
103f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba
Orientador (a): Rogério Hartung Toppa
Banca Examinadora: André Cordeiro Alves dos Santos, Natália Zanetti
Bibliografia

1. Corredores ecológicos . 2. Matriz de resistência. 3. Restauração florestal. I. Oehlmeyer, Amanda Santos. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências e Tecnologias Para a Sustentabilidade
Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental

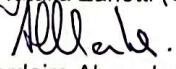
Folha de Aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Amanda Santos Oehlmeyer, realizada em 07/10/2025.

Comissão Julgadora:


Prof. Dr. Rogério Hartung Toppa (UFSCar)


Prof. Dr. Natália Zanetti (UNICAMP)


Prof. Dr. Andre Cordeiro Alves dos Santos (UFSCar)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental.

AGRADECIMENTO

Agradeço primeiramente ao Universo e às forças que regem a vida, pela oportunidade de trilhar este caminho de aprendizado e crescimento.

Ao meu marido, Bruno Mimura, pelo apoio incondicional, pela parceria diária e por estar sempre ao meu lado nos momentos de desafio e de conquista. Aos meus filhos, Matias e Ísis, pela paciência e compreensão diante das minhas ausências e pela bênção que representam em minha vida.

Expresso minha profunda gratidão ao meu orientador, Prof. Dr. Rogério Toppa, pela orientação atenciosa, pela paciência e pelo direcionamento firme, que foram fundamentais para a construção deste trabalho. À minha coorientadora, Profa. Dra. Kaline Mello, agradeço pela dedicação e pelas contribuições valiosas, mesmo à distância, que enriqueceram este estudo com ideias e caminhos que fizeram toda a diferença.

RESUMO

OEHLMEYER, Amanda Santos. Planejamento da paisagem aplicado à conectividade entre Unidades de Conservação: estudo de caso na Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê. 2025. Trabalho de Conclusão de Curso (Mestrado em Gestão e Sustentabilidade Ambiental) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2025.

Este estudo analisou a conectividade ecológica entre Unidades de Conservação (UCs) na Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI-10), região marcada por intensa urbanização, fragmentação florestal e pressões antrópicas. O objetivo foi identificar corredores ecológicos que subsidiem o planejamento da paisagem e orientem estratégias de compensação e restauração florestal. Para tanto, foram selecionadas três espécies-alvo da família Columbidae, representando diferentes graus de dependência florestal (*Geotrygon montana*, *Leptotila verreauxi* e *Patagioenas picazuro*), utilizadas como modelos para a definição da matriz de resistência da paisagem. A metodologia envolveu análise integrada de cobertura e uso da terra, zoneamento das UCs, entrevistas com gestores, construção de matrizes de resistência com consultas a especialistas e modelagem de rotas de menor custo no software *Linkage Mapper*. As rotas geradas (i.e. corredores ecológicos) foram espacializadas e sobrepostas aos limites municipais, sendo aplicadas análises de densidade (Kernel) para identificar *hotspots* de conectividade. Além disso, foram incorporados dados de redução e déficit de Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL), possibilitando a definição de áreas prioritárias para compensação ambiental. Os resultados mostraram uma paisagem dominada por agricultura (40,17%) e pastagens (24,03%), com apenas 20,38% de remanescentes florestais. Sorocaba se destaca como principal núcleo urbano e polo de pressão antrópica, enquanto municípios como Ibiúna, Piedade e Bofete concentram os maiores remanescentes de vegetação nativa. A análise indicou que os corredores potenciais estão concentrados nas regiões sudeste e noroeste da bacia, conectando blocos florestais mais contínuos e UCs estratégicas, embora barreiras urbanas e agrícolas limitem a permeabilidade da paisagem. A integração das rotas de conectividade com os déficits ambientais indicou Anhembi, Bofete, Botucatu, Conchas, Itu, Porto Feliz e Tietê como municípios prioritários para compensação, orientando a restauração às demandas de conectividade da paisagem. Conclui-se que o planejamento da paisagem em escala regional, fundamentado em espécies-alvo e na análise espacial da resistência da matriz, é uma ferramenta eficaz para subsidiar políticas públicas e

processos de compensação florestal. A abordagem proposta contribui para fortalecer a conectividade ecológica, apoiar a conservação da biodiversidade e promover maior resiliência ambiental frente às pressões antrópicas e às mudanças de usos da terra na bacia hidrográfica.

Palavras-chave: corredores ecológicos; matriz de resistência; avifauna; restauração florestal.

ABSTRACT

This study analyzed the ecological connectivity among Protected Areas (PAs) in the Sorocaba and Middle Tietê River Basin (UGRHI-10), a region marked by intense urbanization, forest fragmentation, and anthropogenic pressures. The objective was to identify ecological corridors to support landscape planning and guide compensation and forest restoration strategies. To this end, three target species from the Columbidae family were selected, representing different degrees of forest dependence (*Geotrygon montana*, *Leptotila verreauxi*, and *Patagioenas picazuro*), used as models for defining the landscape resistance matrix. The methodology involved an integrated analysis of land cover and land use, PA zoning, interviews with managers, construction of resistance matrices with expert consultation, and modeling of least-cost paths using Linkage Mapper software. The generated routes (i.e., ecological corridors) were spatialized and overlaid with municipal boundaries, and Kernel density analyses were applied to identify connectivity hotspots. In addition, data on the reduction and deficit of Permanent Preservation Areas (PPAs) and Legal Reserves (LRs) were incorporated, enabling the definition of priority areas for environmental compensation. The results revealed a landscape dominated by agriculture (40.17%) and pastures (24.03%), with only 20.38% of forest remnants. Sorocaba stands out as the main urban center and a hub of anthropogenic pressure, while municipalities such as Ibiúna, Piedade, and Bofete hold the largest remnants of native vegetation. The analysis indicated that potential corridors are concentrated in the southeastern and northwestern regions of the basin, connecting larger forest blocks and strategic PAs, although urban and agricultural barriers limit overall landscape permeability. The integration of connectivity routes with environmental deficits highlighted Anhembi, Bofete, Botucatu, Conchas, Itu, Porto Feliz and Tietê as priority municipalities for compensation, guiding restoration actions toward the landscape's connectivity needs. It is concluded that landscape planning at the regional scale, based on target species and spatial analysis of the resistance matrix, is an effective tool to inform public policies and forest compensation processes. The proposed approach contributes to strengthening ecological connectivity, supporting biodiversity conservation, and promoting greater environmental resilience in the face of anthropogenic pressures and land-use changes in the basin.

Keywords: ecological corridors; resistance matrix; avifauna; forest restoration.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	10
2. OBJETIVOS.....	13
2.1 OBJETIVO GERAL.....	13
2.2 OBJETIVO ESPECÍFICOS.....	13
3. MATERIAL E MÉTODOS	14
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	14
3.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	19
3.2.1 Revisão bibliográfica e consultas a especialistas.....	20
3.2.1.1 Espécies da avifauna	20
3.2.1.2 Zoneamento das Áreas de Proteção Ambiental (APAs) e entrevistas com gestores ..	21
3.2.2 Cobertura e uso da terra.....	22
3.2.3 Seleção e definição das espécies-alvo	24
3.2.4 Seleção de áreas fontes em Unidades de Conservação	28
3.2.5 Matriz de Resistência da Paisagem	30
3.2.6 Definição das Rotas de Menor Custo.....	32
3.2.7 Formulação dos Corredores Ecológicos e Identificação de Municípios Prioritários ...	33
3.2.8 Determinação da Área consolidada de APP e Déficit Ambientais de APP e RL.....	34
4. RESULTADOS.....	36
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA COBERTURA VEGETAL E USOS DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA	36
4.2 CARACTERIZAÇÃO DA COBERTURA E USOS DA TERRA NO CONTEXTO DOS MUNICÍPIOS .	39
4.3 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA UGRHI 10: FUNÇÃO ECOLÓGICA E GESTÃO TERRITORIAL 40	
4.4 MATRIZ DE RESISTÊNCIA DA PAISAGEM	42
4.5 ANÁLISE DA CONECTIVIDADE.....	50
4.5.1 Hotspots de corredores	55
4.6 POTENCIAL PARA COMPENSAÇÃO E RESTAURAÇÃO FLORESTAL.....	56
5. DISCUSSÃO	61
5.1 CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DE SOROCABA E MÉDIO TIETÊ.....	61
5.2 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO: PRESSÕES E DESAFIOS.....	63
5.3 MATRIZ DE RESISTÊNCIA DA PAISAGEM	64

5.4 ANÁLISE DA CONECTIVIDADE NA BACIA HIDROGRÁFICA	68
5.5 INTEGRAÇÃO ENTRE DÉFICITS AMBIENTAIS E ESTRATÉGIAS DE CONECTIVIDADE.....	72
6. CONCLUSÃO.....	73
REFERÊNCIAS.....	76
APÊNDICE A – QUESTIONÁRIO DIRECIONADO AOS ORNITÓLOGOS.....	89
APÊNDICE B – COBERTURA VEGETAL E USOS DA TERRA OCORRENTES NOS MUNICÍPIOS DA UGRHI 10.	94
APÊNDICE C – COBERTURA VEGETAL E USOS DA TERRA OCORRENTES NAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO.....	95
APÊNDICE D – ESTATÍSTICA ZONAL CALCULADA PARA OS 35 MUNICÍPIOS COM SEDE NA BACIA HIDROGRÁFICA DO SOROCABA E MÉDIO TIETÊ, CONSIDERANDO OS VALORES DE RESISTÊNCIA MÉDIA, ÁREA E DESVIO PADRÃO.	96
APÊNDICE E – COBERTURA VEGETAL E USOS DA TERRA OCORRENTES NOS CORREDORES E DETALHADAS POR MUNICÍPIOS.	98
APÊNDICE F – DÉFICITS AMBIENTAIS RELACIONADOS A ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APP) E RESERVAS LEGAIS (RL) DETALHADOS POR MUNICÍPIOS.	101

1. INTRODUÇÃO

A fragmentação de habitat é um processo pelo qual uma área contínua de vegetação nativa é dividida em fragmentos menores e isolados (Fahrig, 2003), gerada pela redução de áreas de cobertura natural, desconexão dentro da paisagem e/ou perda de habitat, geralmente devido às práticas antrópicas insustentáveis como superexploração dos recursos naturais e expansão agrícola e urbana (Petzinger; Berreta, 2024). A perda e fragmentação dos habitats é o maior vetor da perda de biodiversidade global e da degradação dos ecossistemas naturais (Ma *et al.*, 2023).

Nesse contexto, as áreas protegidas representam a principal estratégia global de conservação da biodiversidade, principalmente em áreas fragmentadas (Hilty *et al.*, 2020). A conectividade entre Unidades de Conservação (UCs), terminologia utilizada no Brasil para indicar áreas protegidas (Silva; Souza, 2024) é uma das condições necessárias para facilitar processos ecológicos e evolutivos em grande escala, tais como fluxo gênico, dispersão e mudanças na distribuição de espécies (Saura *et al.*, 2018). A importância da conectividade das UCs também é reconhecida no documento emitido pela Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB, 2018), no qual entre as metas globais de biodiversidade é indicado que todas as áreas protegidas e os sistemas de áreas protegidas sejam integrados na paisagem por meio de uma abordagem ecossistêmica, tendo em conta a conectividade ecológica e, quando apropriado, as redes ecológicas.

Redes de áreas protegidas são uma estratégia usada para conservar a biodiversidade por meio da manutenção de fragmentos de habitat em vastas paisagens heterogêneas (Stewart *et al.*, 2019). O modelo de Ecologia da Paisagem mancha-corredor-matriz (Forman; Godron, 1986) fornece a base conceitual para a formação dessa rede ecológica entre UCs definidas como áreas fonte (Saura *et al.*, 2018). As manchas são fragmentos de habitat, como áreas de floresta, que difere do seu entorno e fornecem abrigo para as espécies (Forman, 1995). Os corredores são no geral estruturas lineares na paisagem (como corredores ripários) que conectam essas manchas (Metzger, 2001), permitindo que organismos se desloquem e mantenham o fluxo genético. A matriz é o ambiente predominante que circunda as manchas e corredores, geralmente formado por áreas antrópicas (não habitat) como agricultura ou áreas urbanas (Metzger, 2001; Pereira; Cestaro, 2016; Gonçalves; Passos, 2024).

Em estudos de conectividade entre áreas protegidas, os corredores ecológicos são projetados para facilitar a dispersão das espécies, aumentando a viabilidade populacional a longo prazo (Hofman *et al.*, 2018). A definição de corredores ecológicos no Brasil foi incluída na Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000 (Brasil, 2000), que estabelece o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). A definição do SNUC está fundamentada na proposta de conectar as UCs por meio de ecossistemas naturais ou seminaturais, visando o incremento ou proteção da biodiversidade e a recuperação de áreas degradadas (Brasil, 2000).

O planejamento e regras de uso e ocupação da terra nas áreas de corredores ecológicos inseridos em UCs (por exemplo em Áreas de Proteção Ambiental - APAs) ou em Zonas de Amortecimento (entorno de UCs de Proteção Integral em especial, como Parques), são regulamentados por seus Plano de Manejo (Brasil, 2000).

O planejamento e as regras de uso e ocupação do solo nas áreas de corredores ecológicos inseridos em UCs como, por exemplo, nas Áreas de Proteção Ambiental (APAs) ou nas Zonas de Amortecimento de UCs de Proteção Integral, são regulamentados por meio de seus respectivos Planos de Manejo (Brasil, 2000).

Além do SNUC, a criação e o fortalecimento de corredores ecológicos encontram embasamento estratégico em outros marcos legais. Destaca-se a Lei nº 12.651/2012, conhecida como Novo Código Florestal (Brasil, 2012), que define normas para a proteção da vegetação nativa, abrangendo Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Áreas de Reserva Legal (RL). Soma-se ainda o Decreto nº 4.339/2002, que institui princípios e diretrizes para a implementação da Política Nacional da Biodiversidade (Brasil, 2002), reforçando a importância da conectividade ecológica como instrumento de conservação.

Em relação ao processo do planejamento territorial para manutenção ou incremento da conectividade da paisagem, a definição de modelos de rotas de menor custo que simulam o movimento de espécies entre os habitats, e consideram todo o contexto dos usos da terra no território (Stewart *et al.*, 2019) permitem a identificação de redes ecológicas que incluem os caminhos para fauna e fragmentos florestais essenciais para ações de conservação e restauração da biodiversidade (Ribeiro *et al.*, 2022). Para tanto, a construção da matriz de resistência, que irá atribuir pesos a diferentes critérios para refletir sua importância relativa, é essencial no desenvolvimento desses modelos como forma de determinar a permeabilidade na paisagem (Malczewski, 2006).

Além dos aspectos metodológicos envolvidos no planejamento da conectividade, é importante considerar também o arcabouço legal que orienta tais ações. No estado de São Paulo, os dispositivos legais vigentes determinam a obrigatoriedade de compensações florestais para situações onde há intervenções em ambientes naturais com o intuito de minimizar danos que envolvem a redução de vegetação e de APPs (São Paulo, 2024a). Com base nessa diretriz, a definição de critérios fundamentados em análises ecológicas representa uma estratégia eficaz para orientar a compensação florestal de forma a potencializar a biodiversidade, por meio da promoção da conectividade entre UCs.

A Resolução SMA nº2 de 02 de janeiro de 2024 (São Paulo, 2024a) indica a possibilidade de compensação florestal para preservação, por meio da aquisição de fragmentos florestais nativos remanescentes ou regenerantes que são averbados em matrícula e/ou através de metodologias de restauração florestal. Esse processo pode ser utilizado no âmbito da Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012.

Entretanto, a avaliação de propostas de compensação frequentemente encontra limitações devido à escassez de dados e de metodologias que possibilitem uma análise na escala da paisagem, contemplando aspectos espaciais e temporais das negociações de compensação (Moilanen *et al.*, 2020). Nesse contexto, Rhodes *et al.* (2023) destacam que a disponibilidade de áreas adequadas para compensação é um fator determinante para o êxito das medidas propostas.

Assim, a integração das políticas ambientais existentes com análises espaciais, avaliação de espécies da fauna e planejamento em escala da paisagem revela-se fundamental para a restauração da funcionalidade ecológica, assegurando a provisão de habitats diversificados, bem como o aumento da resiliência frente aos impactos das mudanças climáticas (IUCN, 2014).

Como modelo para o planejamento da conectividade entre UCs na paisagem, foi selecionada a Bacia Hidrográfica Sorocaba e Médio Tietê que corresponde a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Bacia Hidrográfica Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI-10) (São Paulo, 2024a). A UGRHI-10 está entre as Unidades de Gerenciamento com maior taxa de urbanismo e número de habitantes do Estado de São Paulo. Segundo o Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH 2024-2027), um dos objetivos prioritários para a região é “preservar e recuperar os remanescentes vegetais, as APPs e as Unidades de Conservação no estado de São Paulo, e ampliar a cobertura vegetal e as áreas protegidas no estado de São Paulo” (São Paulo, 2024a, p. 36).

Alinhada a esses objetivos, a presente pesquisa foi desenvolvida para abranger os diferentes Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), em especial o ODS 15 (Vida terrestre), ao fortalecer a conservação da biodiversidade por meio da conectividade ecológica; o ODS 13 (Ação contra a mudança global do clima), ao apoiar a restauração florestal e a resiliência dos ecossistemas; o ODS 11 (Cidades e comunidades sustentáveis), ao integrar a conservação da paisagem ao ordenamento territorial; e o ODS 6 (Água potável e saneamento), ao promover a proteção de APPs e mananciais, assegurando a qualidade e disponibilidade hídrica regional.

Considerando os impactos ambientais negativos decorrentes da intensa pressão antrópica, o planejamento da conectividade entre UCs da Bacia do Sorocaba e Médio Tietê constitui uma estratégia essencial para mitigar os efeitos da fragmentação de habitats. Essa abordagem favorece o fluxo gênico entre populações isoladas, amplia a resiliência ecológica e facilita a mobilidade da fauna. Além disso, possibilita maior integração entre políticas de uso do solo e iniciativas de recuperação de áreas degradadas, fornecendo subsídios ao Comitê da Bacia Hidrográfica Sorocaba e Médio Tietê e à Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística do Estado de São Paulo (Semil) para futuras tomadas de decisão.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral da pesquisa foi subsidiar o planejamento territorial com a finalidade de orientar compensações florestais e fortalecer ações de conservação por meio da identificação de corredores ecológicos e fragmentos estratégicos entre UCs da Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê.

2.2 OBJETIVO ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos foram (i) selecionar espécies alvo da avifauna regional para a conectividade entre as UCs, (ii) definir a matriz de resistência da paisagem para essas espécies, (iii) caracterizar potenciais corredores ecológicos e quanto ao uso da terra e definir fragmentos de interesse para a conectividade das UCs, e (iv) identificar municípios prioritários para

compensação florestal via conservação de fragmentos existentes e restauração da vegetação nativa, com base nos corredores ecológicos identificados e nos déficits de vegetação nativa segundo a legislação (APP e RL).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

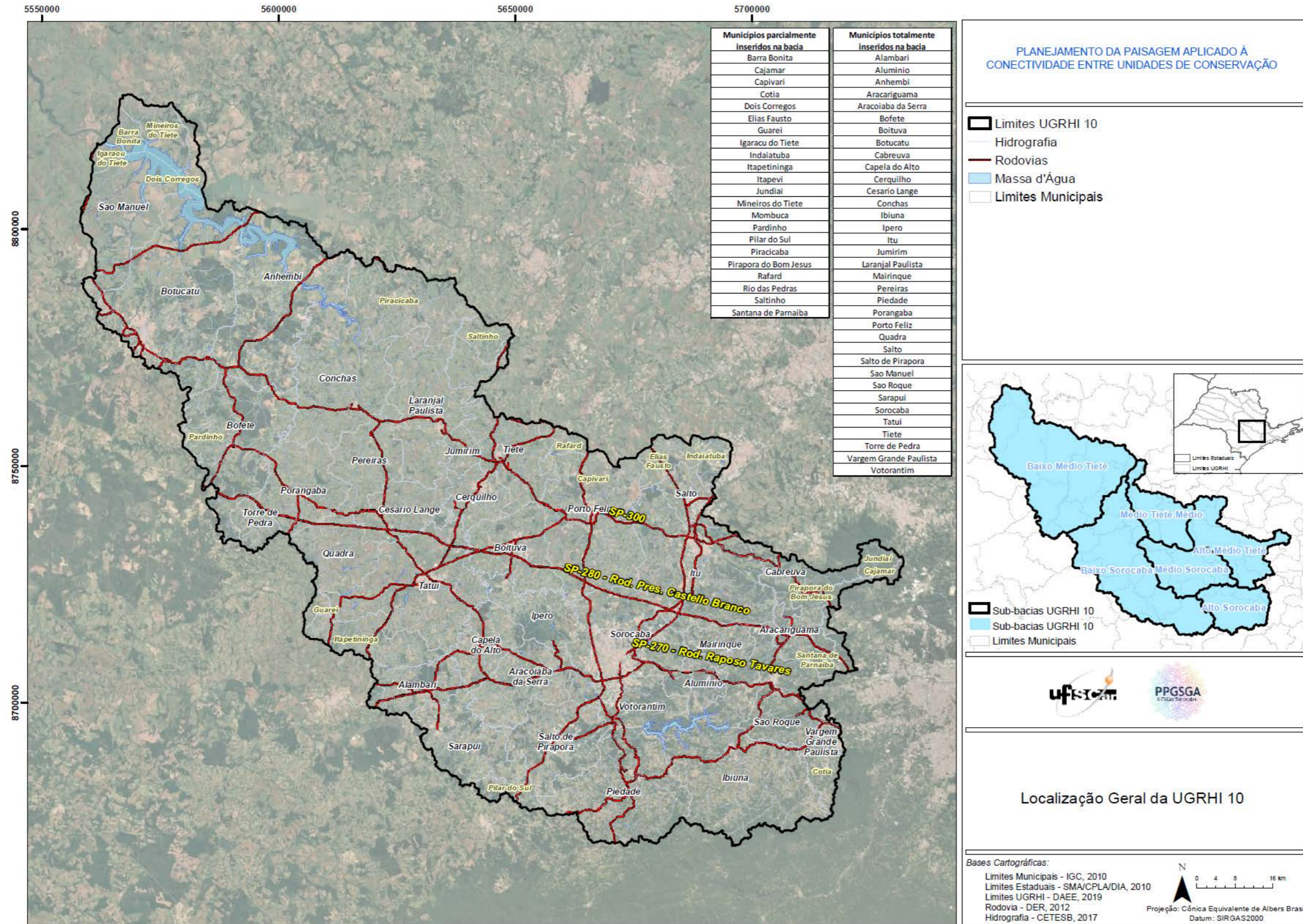
A Bacia Hidrográfica Sorocaba e Médio Tietê abrange a sede de 35 municípios, além de parte de outros 22 municípios do Estado de São Paulo (Mapa 1). Possui em seus limites os rios Sorocaba, Tietê, Sorocabuçu, Sorocamirim, Pirajibu, Jundiuvira, Murundu, Sarapuí, Tatuí, Guarapó, Macacos, Ribeirão do Peixe, Alambari, Capivara e Araqua, como os principais cursos d'água (FABH-SMT, 2015).

Na Bacia Hidrográfica Sorocaba e Médio Tietê existem seis sub-bacias, três compreendem drenagens de pequeno e médio porte para o rio Tietê, que correspondem ao Médio Tietê Inferior, Médio Tietê Médio e Médio Tietê Superior, e as outras três que compõem a bacia do rio Sorocaba são denominadas de Baixo Sorocaba, Médio Sorocaba e Alto Sorocaba (FABH-SMT, 2015).

De acordo com dados da publicação do Inventário da Cobertura Vegetal Nativa do Estado de São Paulo (IPA, 2022), a vegetação remanescente na bacia é caracterizada por um mosaico vegetacional em uma área de tensão ecológica entre os Biomas Mata Atlântica e Cerrado. As fisionomias existentes são Florestal Estacional Decidual, Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa em diferentes graus de conservação como Estágios inicial, médio e avançado de conservação, Formação pioneira com Influência Fluvial, e, por fim, duas formações de Cerrado, a Savana Arborizada e Savana Florestada (IPA, 2020).

A Bacia Hidrográfica ocupa uma área de drenagem de 1.186.474,26 ha e apresenta 241.845,46 ha de vegetação natural remanescente, que correspondem a 20,38% de sua superfície (Mapbiomas, 2022).

Mapa 1 – Localização da Bacia do Sorocaba e Médio Tietê e suas respectivas sub-bacias.



Fonte: elaborado pela própria autora

Constam na Bacia Hidrográfica, segundo a base de dados do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio, 2023a; ICMBio, 2023b), e Fundação Florestal (FF, 2022a; FF, 2022b), nove UCs de Proteção Integral (Brasil, 2000) (Mapa 2) distribuídas nas categorias de Estação Ecológica e Parque Natural Municipal (PNM), sendo que destas apenas três, possuem Plano de Manejo vigente (PNM de Brigadeiro Tobias, PNM Corredores de Biodiversidade e PNM Olésio dos Santos).

As UCs de Proteção Integral priorizam a preservação completa dos ecossistemas naturais, com acesso restrito e sem exploração direta de recursos (BRASIL, 2000). Apesar de possuírem foco definido na legislação, essas UCs foram criadas com finalidades específicas (Quadro 1).

Quadro 1 – Descrição das Unidades de Conservação de Proteção Integral priorizadas para conectividade ecológica por meio da formação de corredores na Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê.

Nome	Descrição
Estação Ecológica Bráulio Guedes da Silva	Voltada à preservação da natureza e à pesquisa científica (Sorocaba, 2016).
Estação Ecológica do Barreiro Rico	Com finalidade de proteção de remanescentes de Mata Atlântica e primatas (São Paulo, s.d.).
Estação Ecológica Governador Mário Covas	Inserida em corredor de proteção e recuperação ambiental proposto no Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica (Rostellato, 2015).
Estação Ecológica Ibicatu	Voltada à proteção ambiental, pesquisas e educação conservacionista (São Paulo, s.d.).
Estação Ecológica Municipal do Piragibu	Destinada à preservação e à pesquisa científica (Sorocaba, 2015b).
Parque Natural Corredores de Biodiversidade	Proteção da fauna, flora e APPs (Sorocaba, 2024).
Parque Natural Municipal de Brigadeiro Tobias	Preserva ecossistemas relevantes, promove pesquisas, educação ambiental e turismo ecológico (Sorocaba, 2015a).
Parque Natural Municipal de São Roque	Parque com mais de 100 anos é tido como área de conservação (Calvanese; Pereira, 2013).
Parque Natural Municipal Olésio dos Santos	Foca na conservação hídrica da sub-bacia do rio Pirapora (Salto de Pirapora, 2021).

Fonte: elaborado pela autora.

As UCs de Uso Sustentável (Quadro 2) permitem a presença humana e o uso controlado dos recursos naturais, promovendo conservação associada à ocupação ordenada do território (Brasil, 2000). Compostas por APAs, Floresta Nacional (FLONA), e Reservas do Patrimônio Particular Natural (RPPN), ao todo somam 27 UCs na Bacia (Mapa 2), e cinco destas possuem Plano de Manejo, que correspondem a FLONA de Ipanema, APA Pedregulho, APA Itupararanga, APA Tietê e APA Cuesta Guarani (Perímetro Botucatu).

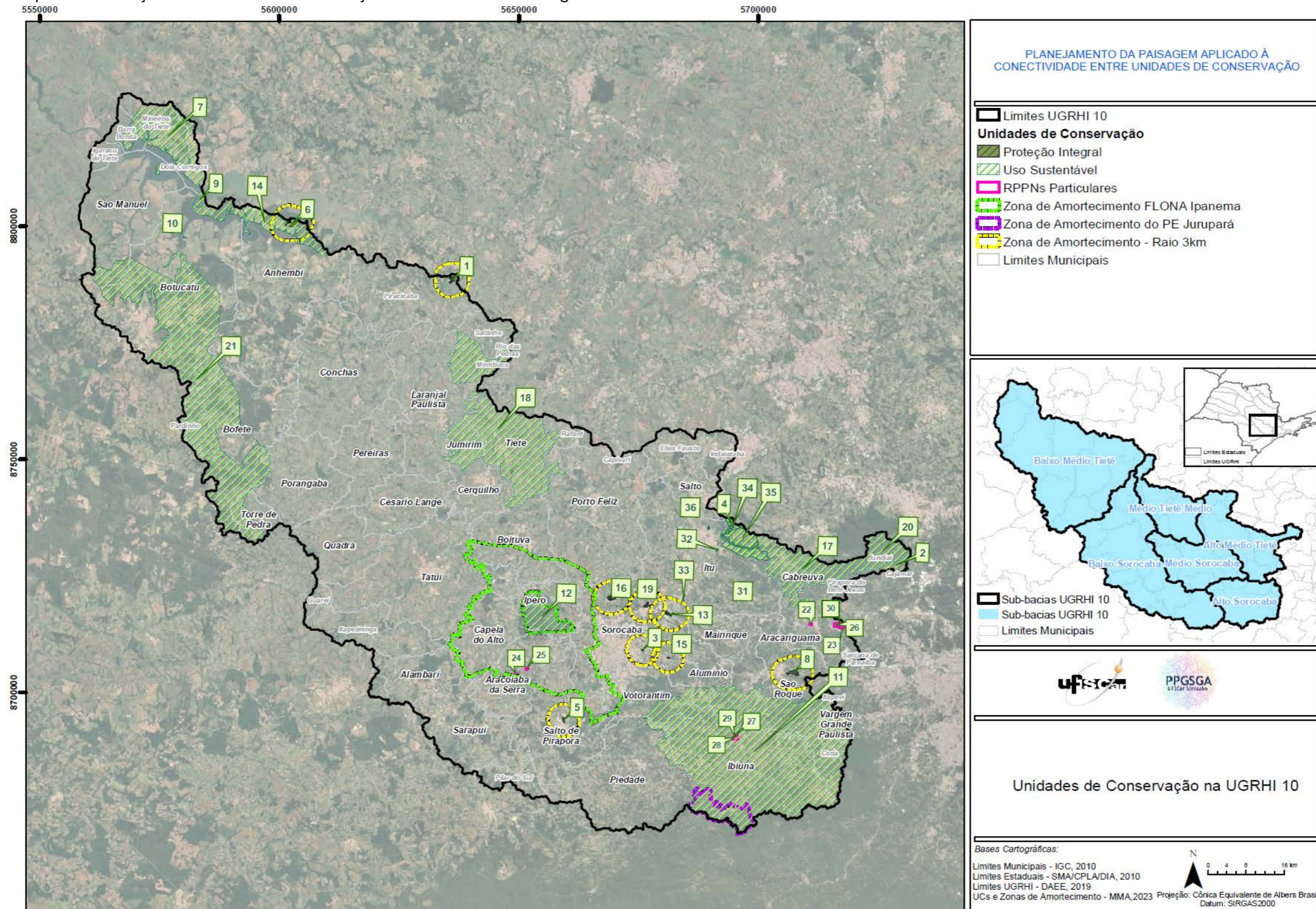
As UCs de domínio privado presentes na área de estudo estão representadas pelas seguintes RPPNs: RPPN Sítio Pithon, RPPN Voturuna, RPPN Voturuna II, RPPN Voturuna V, RPPN Floresta Negra, RPPN Centro de Vivência com a Natureza – CVN, RPPN Meandros, RPPN Meandros II e RPPN Meandros III e RPPN Recanto Olho d'Água. A seleção dessas áreas foi realizada com base nos critérios descritos no item 3.2.4.

Quadro 2 – Descrição das UCs de Uso Sustentável selecionadas para formação de corredores na Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê.

Nome	Descrição
APA Barreiro Rico	Protege microbacias que drenam diretamente do rio Piracicaba (São Paulo, 2024b).
APA Cabreúva	Preserva microbacias e áreas de cabeceira, importantes para a recarga hídrica (São Paulo, 2024c).
APA Cajamar	Protege mananciais de abastecimento público as Serras do Japi, Guaxatuba e Cristais (São Paulo, 2024e).
APA Cuesta Guarani	Conserva remanescentes de Cerrado e Mata Atlântica em terrenos acidentados (São Paulo, 2024f).
APA Cuesta Paranapanema	Protege vegetação nativa remanescente e APPs (São Paulo, 2024f).
APA Itupararanga	Abrange a zona de proteção do manancial da represa de Itupararanga (São Paulo, 2024g).
APA Jundiá	Conserva o maciço montanhoso da Serra do Japi e protege os recursos hídricos (São Paulo, 2024h).
APA Pedregulho	Protege os recursos hídricos (Itu, 2013).
APA Tanquã-Rio Piracicaba	Atua para manter a qualidade da água, conservar a avifauna e biodiversidade aquática, além de promover turismo sustentável (São Paulo, 2024i).
APA Tietê-Jurumirim	Preserva áreas remanescentes de vegetação nativa e contribui para a proteção do rio Tietê (São Paulo, 2024j).
Floresta Nacional de Ipanema	Dedica-se à proteção, conservação e restauração da vegetação nativa do domínio da Mata Atlântica, com destaque para o Morro Araçoiaba (ICMBio, 2024).

Fonte: elaborado pela autora.

Mapa 2 – Localização das Unidades de Conservação inseridas na Bacia Hidrográfica do Sorocaba Médio Tietê.



Fonte: elaborado pela autora.

Proteção Integral: 1 Estação Ecológica Ibicatu, 3 Estação Ecológica Bráulio Guedes da Silva, 5 Parque Natural Municipal Olésio dos Santos, 6 Estação Ecológica do Barreiro Rico, 8 Parque Natural Municipal de São Roque, 13 Estação Ecológica Governador Mário Covas, 15 Parque Natural Municipal de Brigadeiro Tobias, 16 Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade, 19 Estação Ecológica Municipal do Piragibu. **Uso Sustentável:** 2 APA Cajamar, 4 APA Pedregulho, 7 APA Cuesta Paranapanema, 9 APA Tanquã-Rio Piracicaba, 10 RPPN Recanto Olho d'Água, 11 APA Itupararanga, 12 Floresta Nacional de Ipanema, 14 APA Barreiro Rico, 17 APA Cabreúva, 18 APA Tietê-Jurumirim, 20 APA Jundiá, 21 APA Cuesta Guarani, 22 RPPN Sítio Pithon, 23 RPPN Voturuna II, 24 RPPN Floresta Negra, Parque Natural para Estudos, Pesquisa e Educação Ambiental, 25 RPPN Centro de Vivência com a Natureza – CVN, 26 RPPN Voturuna V, 27 RPPN Meandros II, 28 RPPN Meandros III, 29 RPPN Meandros, 30 RPPN Voturuna, 31 APA Botuxim, 32 APA Braiaíá, 33 APA Cidade Nova, 34 APA Pedregulho, 35 APA Tietê e 36 APA Vassoural.

3.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

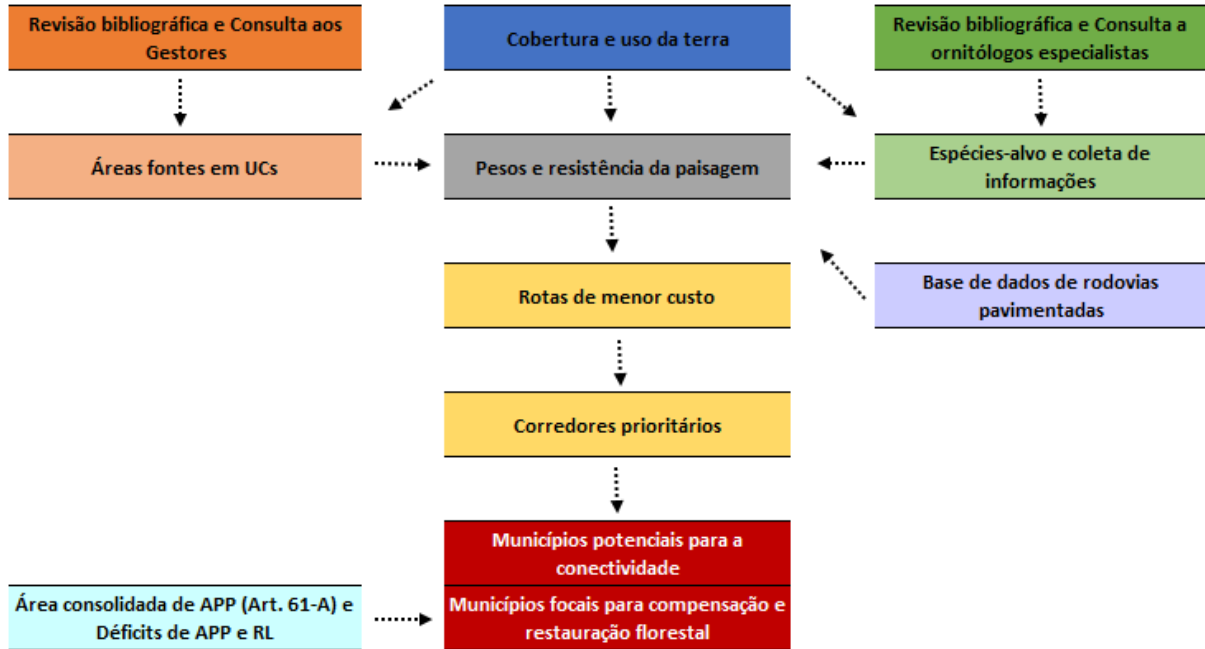
O presente estudo buscou elaborar uma abordagem conceitual e metodológica como forma de suporte à tomada de decisão no planejamento ambiental territorial, voltado para ações de complemento ao SNUC (Brasil, 2000), por meio da definição de corredores ecológicos que potencializem a conectividade entre as UCs.

Para tanto, os métodos foram trabalhados de maneira integrada, sendo que cada resultado indicou a próxima etapa do processo da abordagem. O Diagrama 1 apresenta o modelo conceitual adotado nesse estudo que incluiu: revisão bibliográfica; definição da cobertura e uso da terra; e consultas a especialistas e gestores de UCs como etapa inicial para as análises.

Os resultados obtidos dessa primeira etapa permitiram a identificação das áreas fonte localizadas nas UCs de Proteção Integral e de Uso Sustentável, assim como das barreiras à movimentação de espécies da avifauna na paisagem, determinadas conforme as diferentes coberturas e usos da terra. A essas informações foram incorporados os dados das rodovias pavimentadas de pista simples e dupla, resultando na matriz de resistência da paisagem.

A partir do uso de métodos computacionais de análise espacial, foram identificadas as rotas de menor custo, permitindo a delimitação dos corredores de conectividade específicos para cada espécie de avifauna selecionada para o estudo, considerando suas particularidades ecológicas. Por fim, os dados obtidos foram consolidados e enriquecidos com informações sobre a Área consolidada de APP, conforme disposto no Art. 61-A do Código Florestal (Brasil, 2012), bem como os déficits de APP e de RL por município, conforme os critérios estabelecidos pela legislação (Brasil, 2012) e processados por Tavares (2021) em seu estudo sobre a dinâmica espacial e temporal da cobertura de vegetação nativa para adequação à Lei do Novo Código Florestal.

Diagrama 1 – Modelo conceitual para definição de corredores ecológicos entre Unidades de Conservação na Bacia Hidrográfica do Sorocaba Médio Tietê e os municípios com maior potencial de conectividade.



Fonte: elaborado pela autora.

3.2.1 Revisão bibliográfica e consultas a especialistas

3.2.1.1 Espécies da avifauna

O levantamento de dados bibliográficos foi conduzido por meio de consultas à ciência cidadã (Leal, 2023) e a especialistas (Leitão, 2021), de modo a fundamentar a seleção das espécies associadas as categorias de dependência florestal. De maneira complementar foram consultados dois ornitólogos com experiência em consultoria ambiental e atuação na bacia hidrográfica, ambos com amplo conhecimento sobre as espécies locais. Esses especialistas indicaram diferentes espécies a serem consideradas na análise, contemplando distintas categorias de dependência florestal.

Com a lista de espécies pré-definidas, foram consultadas plataformas de ciência cidadã como WikiAves¹ e SpeciesLink², para levantamento dos registros na bacia. Os filtros aplicados limitaram os registros ao perímetro da área de estudo, priorizando observações com evidência fotográfica ou gravações sonoras confiáveis. Ao final, foram selecionadas espécies da família Columbidae por apresentar morfologia facilmente reconhecível por observadores experientes e possibilitando assim minimizar erros de identificação nas bases de dados.

A busca por literatura foi realizada em bases indexadoras (*Scopus preview*, *Researchgate*, *Web of Science* e *Google Scholar*), além de periódicos nacionais e internacionais de ornitologia. Foram utilizadas como palavras-chave principais: Columbidae, *Geotrygon montana*, *Leptotila verreauxi*, *Patagioenas picazuro*, frugivoria, uso de habitat, dependência florestal e ecologia de aves neotropicais.

Como critérios de seleção, foram priorizados artigos publicados entre 1996 e 2025 que abordassem aspectos de ecologia, dieta, uso de habitat e comportamento das espécies estudadas, incluindo descrições quantitativas ou qualitativas sobre a dependência de ambientes florestais. O recorte temporal adotado foi definido em função da disponibilidade de estudos contendo informações relevantes e atualizadas para os objetivos desta pesquisa.

Ao todo, 17 artigos científicos e trabalhos acadêmicos foram incluídos na análise, além de relatórios da *IUCN Red List* para cada espécie e compilações clássicas de ecologia de aves neotropicais (e.g., Stotz *et al.*, 1996).

Com base nas espécies selecionadas, foram aplicados questionários semiestruturados, em formato online, aos dois especialistas previamente consultados e a outros três profissionais com atuação comprovada na bacia hidrográfica. Os questionários tiveram como objetivo atribuir pesos às classes de cobertura e uso da terra para cada espécie, de acordo com suas preferências e graus de dependência em relação aos diferentes tipos de habitat.

3.2.1.2 Zoneamento das Áreas de Proteção Ambiental (APAs) e entrevistas com gestores

As APAs possuem, em geral, ampla extensão territorial e abrangem um mosaico de diferentes usos da terra, não se restringindo à vegetação nativa. Para evitar a superestimação de sua contribuição à conectividade ecológica, foi realizada a análise do zoneamento oficial

¹ <https://www.wikiaves.com.br/>

² <https://specieslink.net/>

de cada APA, complementada por entrevistas com suas equipes gestoras, a fim de identificar os fragmentos de vegetação nativa considerados relevantes como áreas fonte. Dessa forma, somente as zonas prioritárias e os fragmentos reconhecidos como estratégicos para a conectividade foram incorporados à análise de corredores.

Foram realizadas buscas nos planos de manejo das UCs, a fim de obter informações sobre o zoneamento de cada APA. Complementarmente, foram consultadas bases de dados governamentais, como Fundação Florestal, SEMIL e portais oficiais de prefeituras, para reunir informações adicionais sobre os zoneamentos vigentes.

Reconhecendo a importância da conectividade entre UCs de Uso Sustentável, também foram conduzidas entrevistas com gestores das APAs inseridas na bacia hidrográfica. As entrevistas, conduzidas em formato online, consistiram em conversas direcionadas que abordaram aspectos relacionados à cobertura e ao uso da terra no interior das APAs, com apoio de interpretações de imagens de satélite por meio do google earth. O objetivo foi compreender a permeabilidade da matriz paisagística para as espécies analisadas, contribuindo para o planejamento da conectividade ecológica.

Ainda que algumas APAs já possuam zoneamentos formalmente estabelecidos, os gestores também foram questionados quanto à eficácia desses ordenamentos atuais e se haveria necessidade de ajustes, seja para indicar novas áreas prioritárias para conservação ou manter a configuração vigente. Dessa forma, o planejamento proposto neste estudo foi elaborado com base tanto no conhecimento técnico e regional dos gestores quanto nas necessidades atuais de conservação das UCs.

3.2.2 Cobertura e uso da terra

Para as informações de cobertura e uso da terra foi utilizado o produto da Coleção BETA do MapBiomas, com resolução de 10 metros, referente ao ano de 2022, o qual utiliza a legenda das classes da Coleção 7.1 (Quadro 3). As imagens utilizadas são do satélite Sentinel-2, conforme as definições do MapBiomas (2022), e as informações apresentadas no Quadro 3 contemplam todas as classes contidas no mapeamento, as quais foram adaptadas para esta pesquisa. Para apresentação dos resultados, as classes também foram indicadas dentro dos limites de cada município da Bacia.

As classes detalhadas na Coleção Beta e 7.1 possuem ao todo 29 definições de coberturas e usos da terra, com distinções minuciosas, que não seriam necessárias nesta pesquisa, por esse motivo as coberturas e usos foram agrupados conforme a preferência de habitat de três espécies de avifauna detalhadas no tópico 3.2.3.

A análise da cobertura e uso da terra contemplou toda a extensão da bacia hidrográfica, incluindo os 57 municípios localizados total ou parcialmente dentro de seus limites.

Quadro 3 – Detalhamento das classes utilizadas na Coleção Beta e 7.1 e respectiva adaptação feita para esta pesquisa.

MapBiomas Classes da Coleção Beta e Coleção 7.1		Adequação para Pesquisa
Floresta	Formação Florestal	Floresta
	Formação Savânica	
	Mangue	
	Restinga Arbórea	
Formação Natural Não Florestal	Campo Alagado e Área Pantanosa	Formação Natural Não Florestal
	Formação Campestre	
	Apicum	
	Afloramento Rochoso	
	Restinga Herbácea	
	Outras Formações não Florestais	
Agropecuária	Lavoura Temporária	Agricultura
	Soja	
	Cana	
	Arroz (beta)	
	Algodão (beta)	
	Outras Lavouras Temporárias	
	Lavoura Perene	
	Café	
	Citrus	
	Outras Lavouras Perenes	
	Mosaico de Usos	
	Silvicultura	
	Pastagem	Pastagem
	Área Não Vegetada	Praia, Duna e Areal
Área Urbanizada		
Mineração		
Outras Áreas não Vegetadas		

MapBiomas Classes da Coleção Beta e Coleção 7.1		Adequação para Pesquisa
Corpo D'água	Rio, Lago e Oceano	Água
	Aquicultura	

Fonte: elaborada pela autora.

3.2.3 Seleção e definição das espécies-alvo

A seleção das espécies-alvo foi fundamentada no conceito da categorização ecológica das aves em dependente, semi-dependente e independente de floresta desenvolvida por pesquisadores brasileiros, com destaque para os estudos de Silva *et al.* (2003) e Araújo *et al.* (2010). Essa classificação foi baseada em parâmetros ecológicos descritos por Stotz *et al.* (1996), cuja obra representa base conceitual e essencial para a compreensão do uso do habitat por espécies da avifauna neotropical.

A classificação funcional das aves com base em seu grau de dependência de ambientes florestais foi sistematizada por Silva *et al.* (2003), que baseou-se em padrões de ocorrência, uso de habitat e resposta das espécies à degradação ambiental: aves foram classificadas como dependente de floresta quando restritas a ambientes florestais bem preservados; semi-dependente quando utilizavam tanto formações florestais quanto áreas abertas; e independente quando registradas exclusivamente em ambientes abertos ou antropizados.

Nesta pesquisa, essa abordagem foi adotada para a seleção de três espécies nativas da família Columbidae representando cada um dos grupos funcionais. A escolha foi baseada em revisão bibliográfica e registros de ocorrência em habitats distintos localizados na Bacia Hidrográfica em análise.

É importante destacar que os integrantes Columbidae alimentam-se grande parte de sementes de gramíneas e outras plantas herbáceas, influenciando a dinâmica da vegetação local (Fontoura; Orsi, 2014). Embora sua função principal esteja relacionada à predação de sementes, algumas espécies apresentam hábitos frugívoros facultativos, como *Geotrygon montana* e *Leptotila verreauxi* e (Santos *et al.*, 2013; Pérez-Granados; Schuchmann, 2020).

As três espécies-alvo selecionadas foram: *G. montana*, classificada como dependente de floresta; *L. verreauxi*, como semi-dependente; e *Patagioenas picazuro*, como independente de floresta.

A espécie conhecida popularmente como Pariri (*G. montana*) (Foto 1), é uma Columbidae de ocorrência natural, porém rara na Bacia Hidrográfica do Sorocaba Médio Tietê, quando comparada a outros columbídeos, segundo consulta realizada aos registros da plataforma WikiAves (2024). A espécie é indicadora de ambientes florestados, que segundo a classificação de Stotz (1996), é considerada dependente de floresta, atributo selecionado neste modelo de planejamento da paisagem para conectividade entre UCs.

De acordo com a *IUCN SSC Bird Red List Authority* (Birdlife International, 2020a), *G. montana* apresenta tendência populacional de declínio e está classificada como Pouco Preocupante (*Least Concern – LC*) na *Red List of Threatened Species*. No contexto da Mata Atlântica, a espécie atua como importante agente dispersor de sementes, especialmente de espécies vegetais endêmicas e ameaçadas (Santos *et al.*, 2013). Sua dieta é composta principalmente por sementes (Telino-Junior *et al.*, 2005), embora também seja considerada um frugívoro de solo de grande porte (Cavarzere *et al.*, 2012). Esses hábitos alimentares reforçam seu papel ecológico na manutenção da diversidade vegetal. Além disso, conforme destacado pela *IUCN SSC Bird Red List Authority* (Birdlife International, 2020a), *G. montana* tende a ocorrer preferencialmente em fragmentos florestais maiores e melhor preservados, o que restringe sua presença em áreas com menor cobertura vegetal nativa.

Foto 1 – *Geotrygon montana* (Pariri), espécie modelo, dependente de floresta, para o planejamento da conectividade entre as Unidades de Conservação da Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê.



Fonte: INSITU Serviços Ambientais, 2020.

A espécie Juriti-pupu (*L. verreauxi*) (Foto 2) foi selecionada como representante da categoria semi-dependente de floresta, com base em sua ampla distribuição registrada na Bacia Hidrográfica do Sorocaba Médio Tietê. Essa espécie ocorre em diferentes formações vegetais, sendo comumente observada tanto em ambientes florestados quanto em áreas abertas e antropizadas, como bordas de mata e zonas rurais, o que justifica sua classificação como espécie de uso intermediário de habitat (Barzan *et al.*, 2025; Stotz *et al.*, 1996).

Segundo a *IUCN SSC Bird Red List Authority* (Birdlife International, 2020b), *L. verreauxi* é classificada como Pouco Preocupante (*Least Concern – LC*), apresentando tendência populacional estável. Trata-se de uma espécie onívora, que utiliza áreas de vegetação para alimentação, consumindo sementes, frutos e pequenos invertebrados (Santos *et al.*, 2013; Pérez-Granados; Schuchmann, 2020).

Espinosa-Chávez *et al.* (2024) destacam que *L. verreauxi* apresenta mobilidade em paisagens fragmentadas, especialmente na ausência de barreiras biogeográficas abruptas. Entretanto, sua distribuição tende a ser mais restrita em manchas de habitat pequenas e isoladas, em comparação com áreas de vegetação contínua ou estruturalmente conectadas, o que evidencia a importância da conectividade funcional para a manutenção de suas populações em paisagens modificadas.

Foto 2 – *Leptotila verreauxi* (juriti-pupu) espécie modelo, semi-dependente de floresta, para o planejamento da conectividade entre as Unidades de Conservação da Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê.



Fonte: INSITU Serviços Ambientais, 2020.

A espécie Pomba-asa-branca (*P. picazuro*) (Foto 2) foi designada como representante da categoria independente de floresta devido à sua elevada plasticidade ecológica (Checon, 2020). Amplamente distribuída em diferentes biomas brasileiros, ela ocorre com frequência em áreas abertas e antropizadas, como zonas agrícolas, pastagens, parques urbanos e margens de rodovias (Mulinetti, 2023; Sick, 1997).

Registros disponíveis na plataforma WikiAves (2024), assim como dados da literatura científica, corroboram a abundância de *P. picazuro* na Bacia Hidrográfica do Sorocaba Médio Tietê. Segundo Costa e Silva (2019), embora a espécie seja predominantemente granívora, também atua como frugívora eventual, sendo capaz de realizar a dispersão legítima de frutos de espécies nativas e exóticas, o que lhe confere uma função ecológica secundária relevante em ambientes antropizados. De acordo com a *IUCN SSC Bird Red List Authority* (Birdlife International, 2024), *P. picazuro* está classificada como “Pouco Preocupante” (*Least Concern – LC*), apresentando tendência populacional crescente, possivelmente associada à ampla disponibilidade de recursos alimentares em áreas agropecuárias.

Foto 3 – *Patagioenas picazuro* (pomba-asa-branca) espécie modelo, independente de floresta, para o planejamento da conectividade entre as Unidades de Conservação da Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê.



Fonte: INSITU Serviços Ambientais, 2020.

3.2.4 Seleção de áreas fontes em Unidades de Conservação

A seleção das UCs incluídas nas análises desta pesquisa foi orientada por critérios específicos para cada categoria. Para as UCs de Proteção Integral inseridas na bacia, considerou-se a maior garantia de preservação a longo prazo e a existência de uma estrutura mínima de gestão, o que possibilitou a inclusão de todas essas UCs (Mapa 3). Já no caso das UCs de Uso Sustentável, a inclusão baseou-se na disponibilidade de dados espaciais precisos e na avaliação da funcionalidade ecológica das áreas, da análise do uso e cobertura da terra.

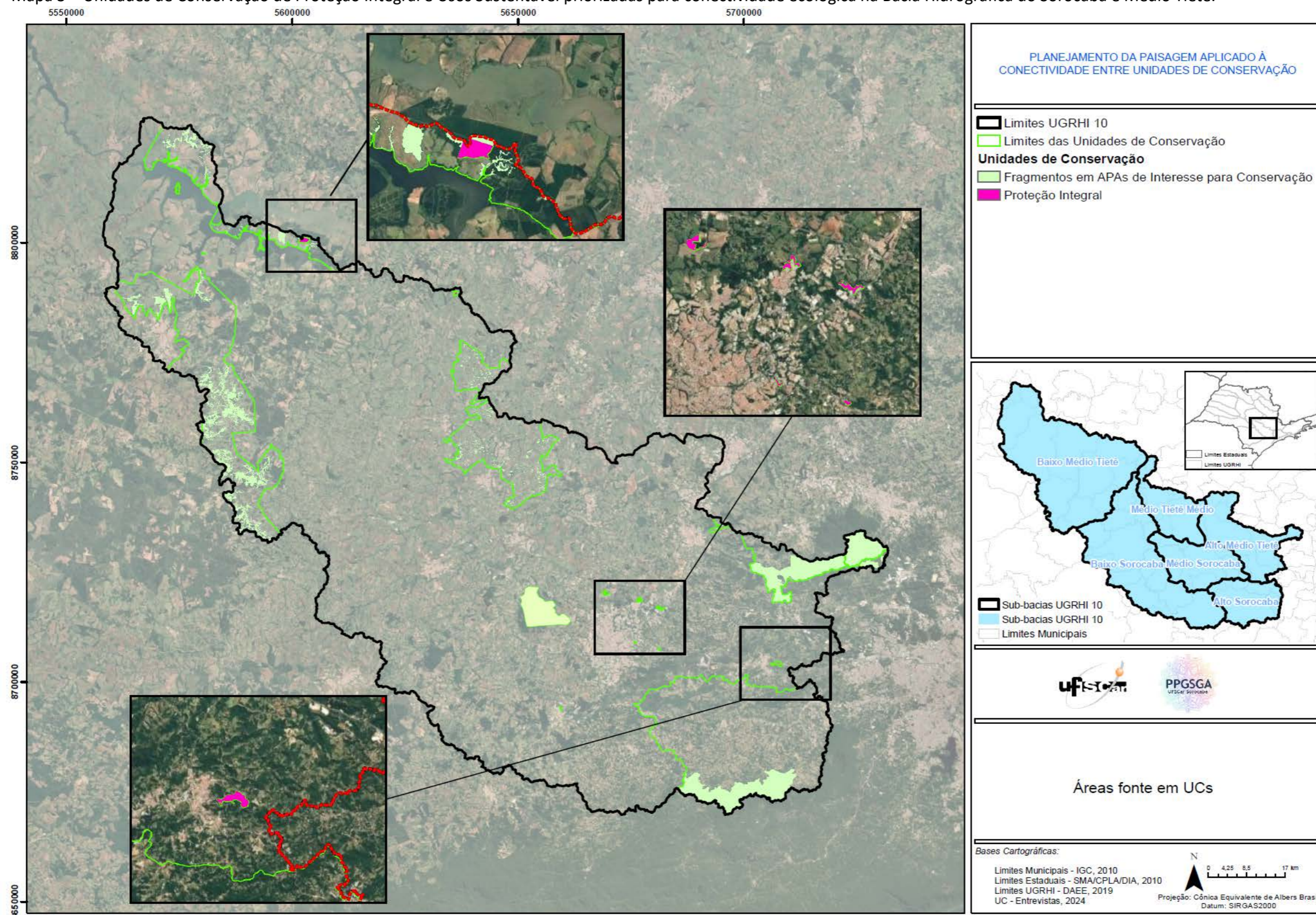
As RPPNs localizadas na área de estudo, como a RPPN Sítio Pithon, Voturuna, Voturuna II, Voturuna V, Floresta Negra, CVN, Meandros I, II e III, foram excluídas das etapas analíticas por não possuírem limites espaciais oficialmente registrados em bases cartográficas digitais. A única exceção foi a RPPN Recanto Olho d'Água, cujos limites foram identificados em fontes oficiais e, portanto, incorporada às análises.

Certas APAs inseridas em zonas urbanas, como as APAs Botuxim, Braiaíá, Cidade Nova e Tietê, foram descartadas como áreas fonte entre os corredores ecológicos. A análise da cobertura e uso da terra indicou que essas unidades são grande parte compostas por áreas urbanizadas, o que compromete sua efetividade como elementos de conectividade ecológica. Embora formalmente reconhecidas como UCs e componham a malha de proteção da bacia hidrográfica, as APAs mencionadas não atendem aos critérios definidos nesta pesquisa para fins de restauração ecológica e implementação de corredores florestais. Isso se deve à possibilidade de novas alterações no uso da terra, uma vez que não estão submetidas ao regime de proteção mais restritivo.

No caso das APAs, as consultas realizadas com os gestores possibilitaram a identificação de áreas prioritárias de vegetação nativa (Mapa 3), definidas a partir do conhecimento técnico dos gestores e das diretrizes de zoneamento disponíveis para cada unidade., quando disponíveis. Esses fragmentos foram selecionados como áreas fonte para a análise de conectividade.

Para as demais UCs de Uso Sustentável, considerou-se todo o território como área fonte, uma vez que a FLONA de Ipanema é composta quase integralmente por vegetação nativa e as RPPNs apresentam dimensões reduzidas, com influência menos expressiva na configuração da paisagem.

Mapa 3 – Unidades de Conservação de Proteção Integral e Usos Sustentável priorizadas para conectividade ecológica na Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê.



Fonte: elaborada pela autora.

3.2.5 Matriz de Resistência da Paisagem

Para este estudo, foram utilizados os valores de resistência atribuídos às diferentes classes da paisagem (Tabela 1), representando a maior ou menor dificuldade de deslocamento através de cada classe, conforme a categoria de dependência de floresta das espécies-alvo.

Para a elaboração da matriz de resistência, foram utilizados três contextos da paisagem envolvendo (i) a cobertura e uso da terra; (ii) as tipologias de rodovias inseridas no perímetro da Bacia; e as (iii) Unidades de Conservação.

No primeiro contexto, foram estabelecidos valores às coberturas e usos da terra baseados nos hábitos de *G. montana*, *L. verreauxi* e *P. picazuro*. Esses valores correspondem a pesos para cada classe da matriz (RIBEIRO *et al.*, 2022) que foram definidos considerando a mediana das respostas dos especialistas (5) em relação ao ponto de vista do animal. Os valores atribuídos variaram de 0 a 100, com intervalos regulares de 20 unidades.

O valor 0 foi estabelecido para a situação no qual o critério é nulo, o valor 20 é considerado para a menor resistência e 100 a maior, seguindo modelo utilizado por Priante (2021) para as classes de usos mapeadas segundo o MapBiomas (2022) (Quadro 3).

Além da matriz acima definida, foi elaborado o *raster* com as rodovias pavimentadas, pistas simples e duplas (DNIT, 2018), localizadas na Bacia. A estas tipologias também foram definidas com maior resistência aquelas com pista dupla (60), resistência intermediária pista simples (40) e sem resistência na ausência das rodovias (0).

O mesmo critério foi também utilizado para as UCs, sendo que as de Proteção integral receberam menor peso de resistência (20). Para as de Uso Sustentável nos locais com a ausência dos fragmentos delimitados pelos gestores com potencial para conservação, a resistência foi tratada como intermediária (40), enquanto que áreas sem UCs foram indicadas com maiores valores de resistência (60).

Tabela 1 – Pesos atribuídos a cada classe de uso da terra e demais critérios de barreiras para as espécies da avifauna conforme sua dependência florestal.

Classes	Dependente de floresta	Semi-dependente de floresta	Independente de Floresta
Floresta	20	20	60
Formação Natural Não Florestal	60	40	20

Classes	Dependente de floresta	Semi-dependente de floresta	Independente de Floresta
Agricultura	80	40	40
Silvicultura	40	40	40
Pastagem	80	40	20
Área Não Vegetada	100	100	100
Água	60	60	40
Rodovias pista dupla	60	60	60
Rodovias pista simples	40	40	40
Sem rodovia	0	0	0
UC Proteção Integral	20	20	20
UC Uso Sustentável	40	40	40
Sem UCs	60	60	60

Fonte: elaborado pela autora.

Utilizando-se a ferramenta de Resistência e Cálculo de Habitat³ em ambiente SIG, que combina os *rasters* e a base de dados GIS, foram obtidos mapas de resistência da paisagem para cada espécie, os quais compreendem os locais com maior facilidade de movimentação das espécies entre as classes (Martines; Toppa, 2018).

Ao final, foram obtidas as estatísticas zonais de cada mapa por meio da extensão *Spatial Analyst*⁴ no ARCMAP, que realiza o resumo estatístico dos valores de um *raster* dentro de zonas definidas por outro conjunto de dados, neste caso, os municípios. A partir dessa análise, foram extraídas as informações de resistência média, área e desvio padrão.

A média indica o nível de resistência predominante na paisagem, quanto maior o valor, maior a barreira à movimentação da fauna. Já a área corresponde a dimensão espacial considerada para o cálculo da resistência, quanto maior a área, mais representativo é o valor da média para aquele município. Enquanto que o desvio padrão indica a heterogeneidade da paisagem, ou seja, coexistência de áreas de baixa e alta resistência no mesmo território, como exemplo floresta e áreas não vegetadas. Já valores baixos indicam homogeneidade, ou seja, a resistência é mais uniforme em toda a área analisada.

³ <https://waconnected.org/>

⁴ <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/3.4/tool-reference/spatial-analyst/zonal-statistics-as-table.htm>

3.2.6 Definição das Rotas de Menor Custo

Os resultados das resistências da paisagem para cada espécie, juntamente com as UCs de Proteção Integral e as áreas alvo, foram analisados para conectividade através do *Linkage Mapper* 2.0.0 (Mcrae; Kavanagh 2011), que determinou rotas de menor custo (*Least Cost Path*) com base na ferramenta *Linkage Pathways*. À medida que as áreas de ocorrência da avifauna se distanciam das regiões com menor resistência, são realizadas análises pela ferramenta que consideram as distâncias ponderadas pelo custo, resultando em mapas que expressam a resistência total.

Esta aplicação do *Linkage Pathways* consiste em um conjunto *scripts Python*, desenvolvidos seguindo padrões do *Washington Wildlife Habitat Connectivity Working Group*⁵ e agrupados como ferramentas em ambiente SIG, que automatiza o mapeamento de conectividade entre habitats e cria mapas de corredores de menor custo entre as classes (Mcrae; Kavanagh, 2011). Por meio da composição dos corredores individuais, é produzido um mapa integrado que representa a conectividade funcional da paisagem.

Para determinar o custo de distância entre as áreas de interesse, os cálculos foram realizados com base nos menores valores obtidos para as classes de pixels especificadas na matriz de resistência da paisagem. A obtenção das rotas de menor custo deu-se através do cálculo de pixels que compõem a área de interesse na matriz de resistência da paisagem. Com base neste valor de pixel, a ferramenta avalia os valores de custo de distância dos outros pixels vizinhos (Martines; Toppa, 2018).

Como resultado, foram mapeadas as rotas de maior conectividade entre os locais foco, considerando o menor custo de deslocamento para cada espécie analisada. Esse mapeamento foi baseado nas áreas de habitat de interesse e nas resistências presentes na paisagem ao redor. Neste estudo, os locais foco de conexão foram definidos a partir dos fragmentos indicados como prioritários pelos gestores das APAs, FLONA e RPPNs, bem como das UCs de Proteção Integral inseridas na área de estudo.

⁵ <https://linkagemapper.org/>

3.2.7 Formulação dos Corredores Ecológicos e Identificação de Municípios Prioritários

Dos 57 municípios abrangidos pela Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê, 22 estão apenas parcialmente inseridos em seus limites (Mapa 1). Para garantir consistência nas análises, optou-se por considerar exclusivamente os 35 municípios com sede na bacia, que compõem a UGRHI 10 (FABH-SMT, 2015). Dessa forma, tanto a avaliação da cobertura vegetal e dos usos da terra quanto a identificação dos corredores ecológicos foram realizadas com base nesse recorte territorial.

Adicionalmente, os limites municipais foram incorporados como critério analítico para indicar as localidades com maior potencial de conectividade. Assim, mantiveram-se somente os municípios com abrangência territorial completa na bacia, assegurando maior precisão na interpretação dos resultados.

Além disso, considerando os critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 9, de 24 de outubro de 1996 (Brasil, 1996), que recomenda que a largura de um corredor ecológico corresponda a, no mínimo, 10% de seu comprimento total, sendo 100 m o limite mínimo, este estudo adotou a aplicação de um *buffer* de 100 m de largura ao longo de cada rota de menor custo identificada.

Esse procedimento foi aplicado a cada mapa de definição dos corredores para os critérios de aves dependente, semi-dependente e independente de floresta. Em etapa subsequente, foram incorporadas as delimitações municipais, permitindo o cálculo das porcentagens de ocorrência das classes de cobertura e uso da terra dentro das áreas correspondentes a cada corredor.

A partir desses dados, foi possível identificar os municípios com maior potencial para promover a conectividade entre UCs, considerando as exigências ecológicas das espécies, seu grau de dependência de cobertura florestal e os níveis de resistência da paisagem.

Com a intenção de elaborar um corredor ecológico único, considerando a resistência para as três espécies, foi empregada a ferramenta *Line Density*⁶ em ambiente SIG. Essa ferramenta permite calcular a densidade de comprimento de polilinhas em uma vizinhança específica ao redor de cada célula de um *raster* de saída, resultando em um mapa contínuo que expressa a magnitude da presença de linhas por unidade de área.

⁶ <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/latest/tools/spatial-analyst-toolbox/line-density.htm>

O resultado foi posteriormente incorporado à matriz de resistência, utilizada para modelar as rotas de menor custo entre áreas fontes. Para a avaliação das rotas de movimentação da avifauna foi aplicada a análise de densidade de Kernel⁷, em ambiente SIG. A ferramenta gerou uma superfície *raster* a partir de dados lineares da conectividade pelos corredores ecológicos, atribuindo maiores valores às áreas com maior concentração de corredores. Assim, foi obtida uma superfície contínua de densidade expressa em um mapa de calor denominado de *hotspots* de corredores.

Os *hotspots* de corredores evidenciam as zonas com maior concentração de trechos favoráveis ao deslocamento das espécies, especialmente aquelas com menor interferência antrópica dentro da bacia.

3.2.8 Determinação de Déficits Ambientais de APP e RL e da Área consolidada de APP

A metodologia adotada para a estimativa de déficit de APP e RL por município, seguiu as diretrizes legais estabelecidas no Novo Código Florestal (Brasil, 2012) e foi fundamentada em procedimentos de geoprocessamento aplicados a bases cartográficas e temáticas padronizadas para o Estado de São Paulo, obtidos do estudo de Tavares (2021).

O referido autor utilizou a base de dados do CAR (Cadastro Ambiental Rural), para avaliação das condições dos módulos fiscais no que tange a diversos critérios ambientais, dos quais para este estudo utilizou-se a Área consolidada de APP⁸ e Déficits de APP e RL.

As APPs foram delimitadas a partir da aplicação das faixas protetivas previstas na legislação, considerando-se a topografia e os elementos hidrográficos da paisagem. Já para a aplicação da Área consolidada de APP, conforme previsto no Art. 61-Ado Novo Código Florestal (Brasil, 2012) foi incorporada na modelagem para os módulos fiscais com supressões anteriores a 22 de julho de 2008.

⁷ <https://doc.arcgis.com/pt-br/arcgis-online/analyze/kernel-density-global-function.htm>

⁸ O Art. 61-A da Lei nº 12.651/2012 estabelece regras específicas para a regularização de APPs que tiveram vegetação suprimida antes de 22 de julho de 2008. Nesses casos, permite-se a continuidade de atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo e de turismo rural já consolidadas, desde que seja realizada a recomposição parcial da vegetação nativa. As faixas mínimas de recuperação variam conforme a largura do curso d'água e o tamanho do imóvel rural, podendo ser cumpridas por regeneração natural, plantio de espécies nativas ou pela combinação de ambos os métodos, garantindo a restauração das funções ecológicas essenciais.

Tavares (2021) cruzou os dados entre a cartografia das APPs legalmente obrigatórias e o mapa de cobertura e uso da terra referente ao ano de 2017, e as áreas de APP desprovidas de vegetação nativa foram classificadas como áreas em déficit.

A estimativa do déficit de RL seguiu os percentuais mínimos exigidos pela legislação para imóveis rurais localizados na Mata Atlântica, considerando 20% da área total do imóvel como área obrigatória de RL. Para imóveis com até 4 módulos fiscais, foi aplicada a redução do déficit de RL conforme o Art. 67, que consolida as áreas de supressão ocorridas até 22 de julho de 2008.

Com base nas informações apresentadas por Tavares (2021) e na identificação dos corredores ecológicos delineados neste estudo, estruturou-se uma abordagem metodológica que consistiu na definição de áreas prioritárias para compensação florestal, fundamentada tanto na conectividade ecológica proporcionada pelos corredores quanto na análise da distribuição dos déficits ambientais.

O processo iniciou-se pela seleção, em planilha eletrônica, dos municípios inseridos na bacia hidrográfica, aos quais foram aplicados três critérios estabelecidos por Tavares (2021): (i) Área consolidada de APP, conforme Art. 61-A do Novo Código Florestal; (ii) déficit de APP; e (iii) déficit de RL. Os dados referentes a cada critério, expressos em hectares, foram posteriormente normalizados, assegurando a comparabilidade entre os indicadores.

Na etapa seguinte, esses valores foram integrados ao *shapefile* dos municípios da bacia, conforme os limites administrativos do IBGE (2024). A partir dessa base, aplicou-se o método de classificação *Natural Breaks (Jenks)*⁹, o qual dividiu os valores em cinco categorias, variando de 0 a 1.

A classificação *Natural Breaks (Jenks)*, é um método de agrupamento de dados que busca refletir padrões naturais na distribuição. O algoritmo organiza os valores de forma a minimizar as variações dentro de cada classe e maximizar as diferenças entre classes distintas, o que resultou na definição das cinco categorias, aplicadas sobre os dados inicialmente expressos em hectares e, posteriormente, normalizados. Essa classificação evidenciou a situação relativa de cada município em relação às Reduções e aos Déficits de APP e RL.

As informações obtidas foram cruzadas com os corredores ecológicos previamente delimitados, permitindo identificar os municípios que, simultaneamente, apresentaram maior

⁹ <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/help/mapping/layer-properties/data-classification-methods.htm>

conectividade ecológica e elevados níveis de Reduções e Déficits ambientais. Esse confronto possibilitou uma análise integrada das necessidades de adequação ambiental de cada município em relação às rotas de conectividade estabelecidas, subsidiando a definição de áreas prioritárias para compensação.

4. RESULTADOS

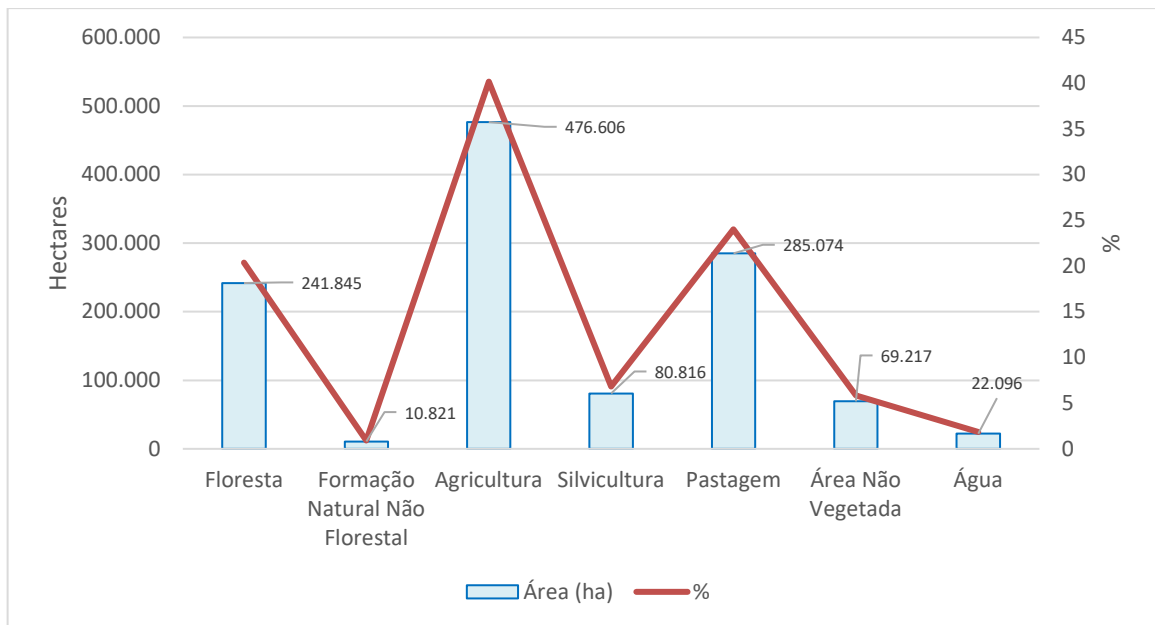
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA COBERTURA VEGETAL E USOS DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA

A análise da distribuição da cobertura e usos da terra na Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê revelou a presença de diferentes classes, cada uma com distinta representatividade espacial. As classes identificadas foram Floresta, Formação Natural Não Florestal, Agricultura, Silvicultura, Pastagem, Área Não Vegetada, Corpos d'água e Área Urbanizada (Quadro 3).

A agricultura é a classe predominante da bacia, compreendendo 476.605,64 ha do território total da bacia (40,17%), seguida pela pastagem com 285.073,94 ha (24,03%), e floresta com 241.845,46 (20,38%). Classes com menor representação incluem a Área Não Vegetada, composta por áreas de mineração e área urbanizada, com 69.216,72 ha (5,83%); os Corpos d'água, que somam 22.095,65 ha (1,86%) do total da bacia e por fim, a Formação Natural Não Florestal, com 10.820,65 ha (0,91%) (Gráfico 1).

Essa distribuição revela uma matriz de uso da terra fortemente dominada por atividades agrícolas e de pastagem, com remanescentes florestais e vegetações naturais ainda expressivos (Mapa 4).

Gráfico 1 – Área e Porcentagem de ocupação na Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê.



Fonte: elaborado pela autora.

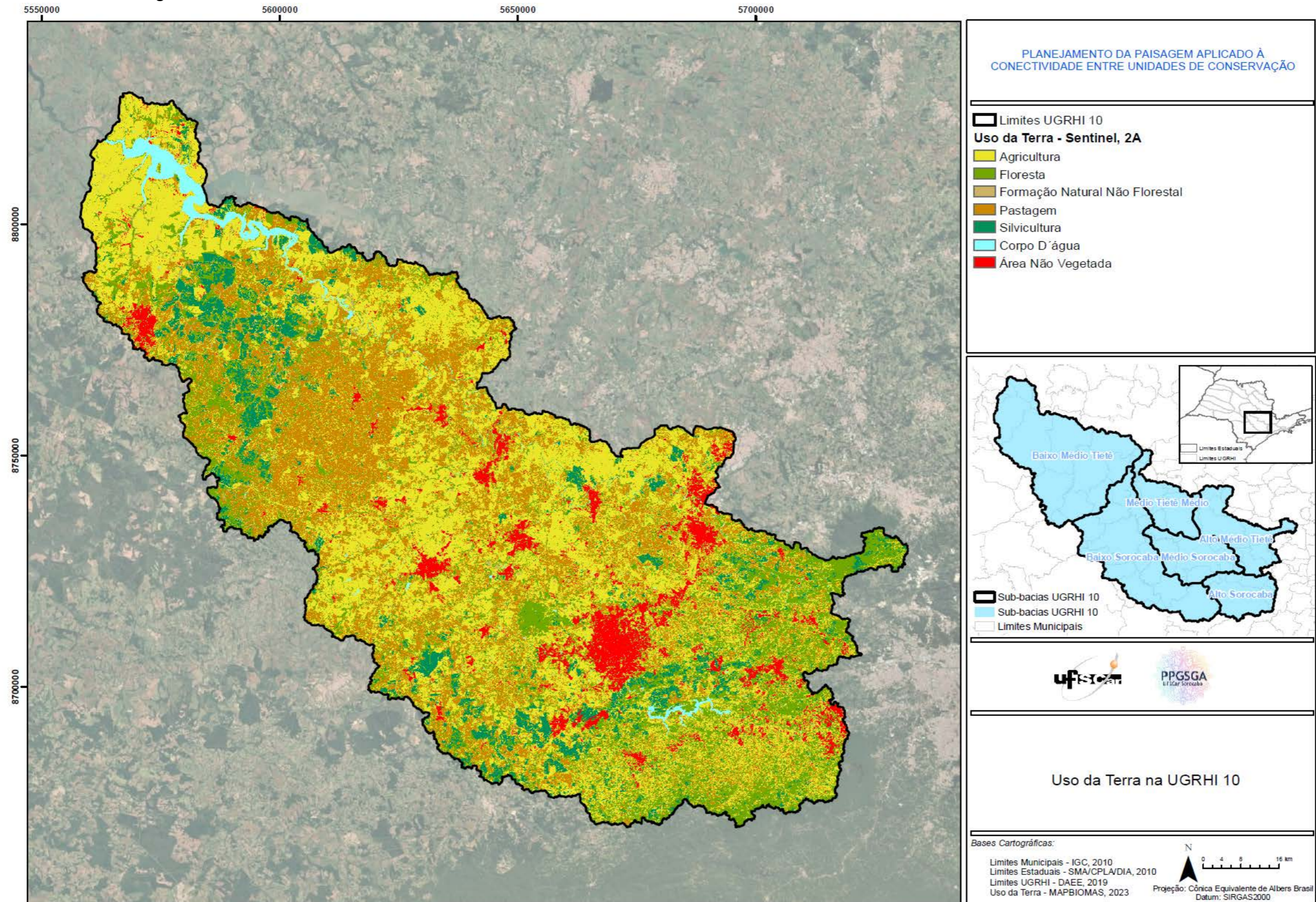
As maiores concentrações de floresta estão localizadas, predominantemente, nas regiões sudeste e noroeste da bacia, formando blocos contínuos de vegetação nativa. A bacia hidrográfica apresenta um predomínio de áreas agrícolas, que ocupam grande parte do território e configuram a matriz principal da paisagem. Essa predominância de usos antrópicos está distribuída de forma relativamente homogênea, mas com maior intensidade nas porções central e nordeste da bacia.

As formações naturais não florestais, de menor expressão espacial, aparecem dispersas e em pequenos mosaicos associados a áreas de transição entre agricultura e fragmentos florestais. Já a pastagem se distribui de forma intercalada à agricultura, sobretudo na metade norte da bacia. A silvicultura ocorre em manchas localizadas, principalmente na porção oeste e as áreas não vegetadas são expressivas, com destaque para manchas urbanas consolidadas nas porções centro-leste e sul, onde se localizam cidades de maior porte.

Os corpos d'água, como o reservatório de Barra Bonita na porção noroeste e de Ituparanga localizado a sudeste, representam elementos estruturantes da paisagem que condicionam a ocupação ao redor.

De modo geral, a bacia apresenta um padrão em mosaico, caracterizado pela dominância agrícola intercalada com núcleos florestais fragmentados, manchas urbanas e usos extensivos.

Mapa 4 – Caracterização da cobertura e uso da terra na Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê como subsídio para a definição da matriz de resistência da paisagem, utilizada na modelagem da conectividade ecológica.



Fonte: elaborada pela autora.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DA COBERTURA E USOS DA TERRA NO CONTEXTO DOS MUNICÍPIOS

A área dos 35 municípios com sede na Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê corresponde a 1.051.744,25 hectares, representando 100% da área considerada nas análises percentuais. Entre os municípios, Ibiúna se destaca por possuir a maior área de cobertura florestal, totalizando aproximadamente 24.165 hectares, o que corresponde a 11,21% da área florestal de todos municípios. Além disso, Ibiúna, quando comparada com os demais, apresenta significativa área agrícola (21.280 ha; 5,20%) e presença menos significativa de pastagens (7.444,14 ha; 2,21%), com áreas não vegetadas em torno de 1.992,04 ha (3,03%), o que reflete um mosaico paisagístico heterogêneo com pressão antrópica moderada.

Os municípios de Piedade e Bofete ocupam a segunda e terceira posições, com aproximadamente 17.025 ha (7,90%) e 15.882 ha (7,37%) de áreas florestais, respectivamente. Piedade também apresenta ainda elevada extensão agrícola, com 19.209,43 ha (4,70%), enquanto Bofete se sobressai pela alta proporção de silvicultura, que atinge 8.629,36 ha, representando 11,58% do total da categoria entre os municípios.

Botucatu e São Roque completam o grupo dos cinco municípios com maior cobertura florestal, com cerca de 15.498 ha (7,19%) e 12.943 ha (6,00%), respectivamente. Botucatu também se destaca pelos valores expressivos de agricultura (29.448,35 ha; 7,20%) e pastagem (13.879,13 ha; 5,37%), evidenciando a forte presença de atividades agroflorestais em seu território.

Entre os municípios com menor cobertura de floresta, Vargem Grande Paulista, Jumirim e Salto se destacam por apresentarem valores baixos, com 870,87 ha (0,40%), 660,10 ha (0,31%) e 655,79 ha (0,30%) respectivamente.

A análise espacial baseada na sobreposição dos limites municipais e do mapeamento de uso da terra também identificou os municípios com maior presença de áreas urbanizadas e não vegetadas. Sorocaba se destaca como o principal centro urbano da região (14.941,94 ha, 22,76%), com a maior mancha urbana contínua, alta densidade demográfica (1.608,64 hab/km² segundo o IBGE, 2022) e intensa expansão urbana.

De acordo com o novo zoneamento previsto no Plano Diretor de Sorocaba (IPLAN, 2024), estão sendo propostos novos parâmetros de ocupação da terra, estímulo à renovação urbana, ampliação de áreas verdes e recuperação de APPs em zonas urbanas.

Outros municípios com alta densidade urbana e forte influência sobre a transformação da paisagem natural incluem Itu (6.121,71 ha; 9,32%) e Botucatu (4.110,51 ha; 6,26%).

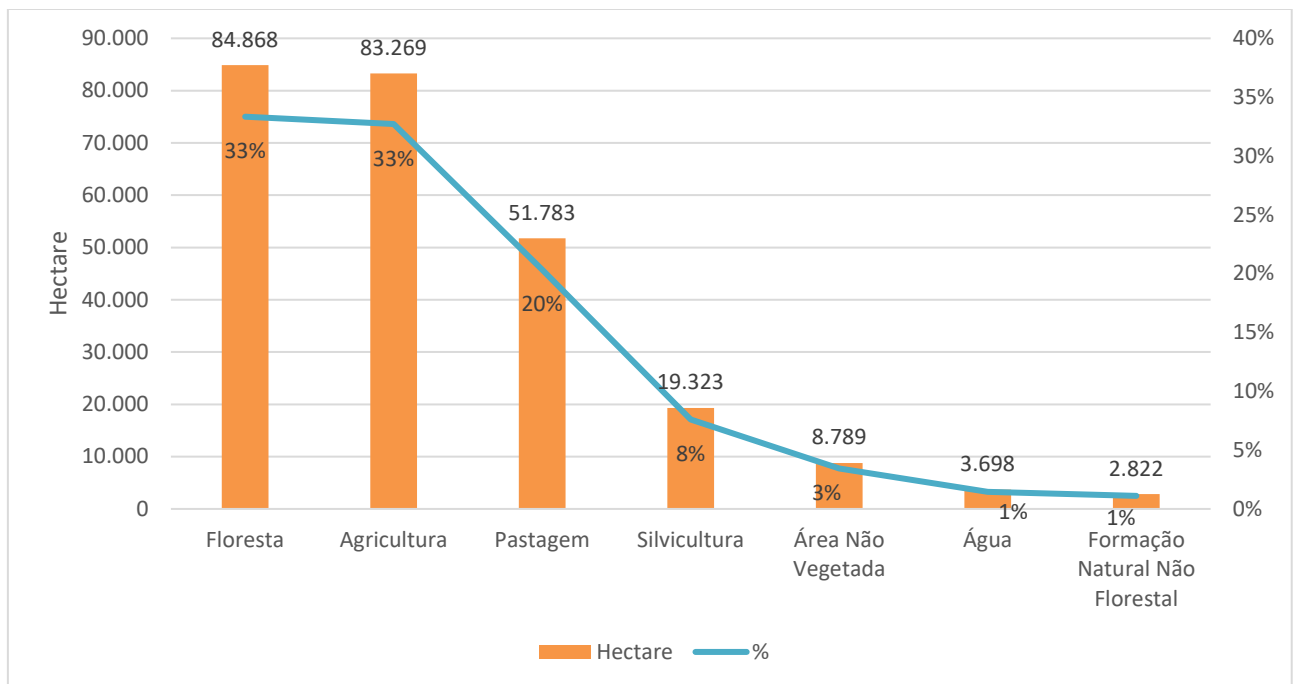
No Apêndice B são apresentados valores em hectare da cobertura e uso da terra por municípios na bacia.

4.3 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA UGRHI 10: FUNÇÃO ECOLÓGICA E GESTÃO TERRITORIAL

A análise dos dados de uso da terra nas UCs revela um cenário espacialmente heterogêneo, refletindo tanto os objetivos específicos de manejo das diferentes categorias de unidades quanto às pressões antrópicas a que estão submetidas.

Sob proteção das UCs, estão aproximadamente 21,45% (equivalente a 254.550,85 hectares) da área total da UGRHI 10 e no interior dessas áreas protegidas, a classe com maior percentual é a floresta nativa, seguida por agricultura e pastagem (Gráfico 2).

Gráfico 2 – Quantificação das coberturas e usos da terra registrada no interior das Unidades de Conservação da Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê, expressa em hectares e percentuais.



Fonte: elaborada pela autora.

Os usos relacionados à produção agropecuária (pastagem e agricultura) e à silvicultura representam, conjuntamente, aproximadamente 60,65% da área total das UCs, enquanto os remanescentes de vegetação nativa (floresta e formações naturais não florestais) somam cerca de 34,45%.

Os remanescentes florestais inseridos em UCs de Proteção Integral e Uso Sustentável compõem apenas 33,34% do total de floresta nativa encontrada na bacia. As classes menos representativas como Áreas não vegetadas (3,45%), corpos d'água (1,45%), e formações naturais não florestais (1,11%) exercem influência menos significativa no balanço geral do uso da terra no contexto das UCs.

Entre as APAs, destacam-se grandes extensões combinando múltiplos usos. A APA Itupararanga, maior UC da bacia com 93.138,96 hectares abrange 7,85% de todo o território da UGRHI 10. De seu perímetro cerca de 40,14% é destinado à classe floresta (37.382,87 ha) e 34,85% à agricultura (32.456,39 ha). A APA Cuesta Guarani, também se destaca como uma das maiores áreas, compreendendo 68.699,43 ha e 5,79% do território total da bacia. Apresenta um mosaico de floresta com 33,1% de território ocupado pela classe (22.677,43 ha), seguido por pastagem com 28,60% (19.645,30 ha) e agricultura com 20,79% (14.280,83 ha), compondo um cenário de uso misto característico dessa categoria de UC.

A APA Jundiáí, apesar de não possui grande expressividade na bacia como as anteriores, possui alto percentual proporcional de floresta, com 76,47% de seu território coberto pela classe. Ou seja, a APA Itupararanga tem a maior extensão absoluta da classe floresta, mas a APA Jundiáí tem a maior proporção relativa no território.

Outras APAs, como a APA Cuesta Paranapanema (14.658,35 ha), tem 66,17% de seu território ocupado por agricultura (9.699,51 ha) e 15,80% em floresta (2.316,13 ha), assim como a APA Tietê-Jurumirim (42.120,68 ha) que apresenta expressivos 45,91% de território coberto por agricultura (19.338,94 ha) e apenas 10,19% de floresta (4.291,72 ha).

A RPPN Recanto Olho d'Água (10,62 ha) conta com 56,53% de floresta (6,01 ha) e 8,38% de formação natural não florestal (0,89 ha).

Ainda no contexto de UCs de Uso Sustentável, a FLONA se destaca com 67,78% (3.650 ha) de seu território composto por floresta, sendo a agricultura o segundo maior uso, com 20,75% (1.117,12 ha).

Por outro lado, as Estações Ecológicas apresentam perfis marcadamente preservados, com predomínio de cobertura florestal, o que reforça sua condição de unidade mais restritiva

dentre as de Proteção integral. A Estação Ecológica Barreiro Rico (274,30 ha) mantém 95,20% de seu território coberto por floresta (261,13 ha), enquanto a Estação Ecológica Ibicatu (81,67ha) preserva com floresta 93,85% de sua área (76,64 ha), com baixa presença de pastagens (4,48%) e agricultura (1,67%).

Tanto os Parques Naturais Municipais, inseridos em zonas urbanas, quanto as RPPNs, caracterizadas por sua menor dimensão, mantêm elevada proporcionalidade de cobertura nativa em relação ao território. O Parque Natural Municipal de São Roque (120,01 ha) preserva 98,21% de seu território com floresta (117,86 ha), assim como o Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (71,51 ha) com 78,27% de floresta (55,98 ha) em seu perímetro.

Para a classe de floresta entre todas as UCs o Parque Natural Municipal Olésio dos Santos da Silva, possui a menor área absoluta (2,53 ha) da classe contemplando 37,08% de seu território. A APA Tanquã-Rio Piracicaba apresenta o menor percentual proporcional de floresta entre as unidades analisadas, com apenas 0,08% (0,48 ha) de cobertura florestal. Em contrapartida, a porção da APA Tanquã-Rio Piracicaba inserida na bacia é composta majoritariamente por corpos d'água, que totalizam 98,42% (576,85 ha) de seus limites.

O Apêndice C apresenta os valores, em hectares, de cobertura e uso da terra por município na bacia.

4.4 MATRIZ DE RESISTÊNCIA DA PAISAGEM

O mapeamento de resistência à movimentação, elaborado para as categorias de aves, indica que para a espécie *G. montana*, dependente de ambientes florestais, os menores valores de resistência estão associados às áreas de vegetação nativa inseridas em UCs. Em contraste, os centros urbanos representam as áreas de maior resistência, evidenciando barreiras significativas ao deslocamento da *G. montana*, devido à escassez de cobertura vegetal e à fragmentação severa da paisagem (Mapa 5).

A classe floresta para *G. montana* é o principal facilitador de conectividade ecológica na paisagem. Apesar de liderarem em termos relativos, esses percentuais revelam um cenário de elevada fragmentação da vegetação nativa, uma vez que apenas Ibiúna ultrapassa 10% da classe ocupando o território municipal com sede na bacia.

Na análise das resistências por município com sede na bacia para a espécie dependente de floresta, Salto, Cerquilha e Sorocaba destacaram-se com os maiores níveis de resistência (Tabela 2). Em contraste, Cabreúva, Ibiúna e Bofete possuem os menores valores de resistência.

Os municípios destacados representam os extremos da distribuição de resistência na paisagem, evidenciando os cenários mais críticos e mais favoráveis à conectividade. A relação completa, com os valores de resistência média, área (ha) e desvio padrão para todos os municípios analisados, encontra-se no Apêndice D, permitindo consulta detalhada e comparação abrangente entre diferentes territórios.

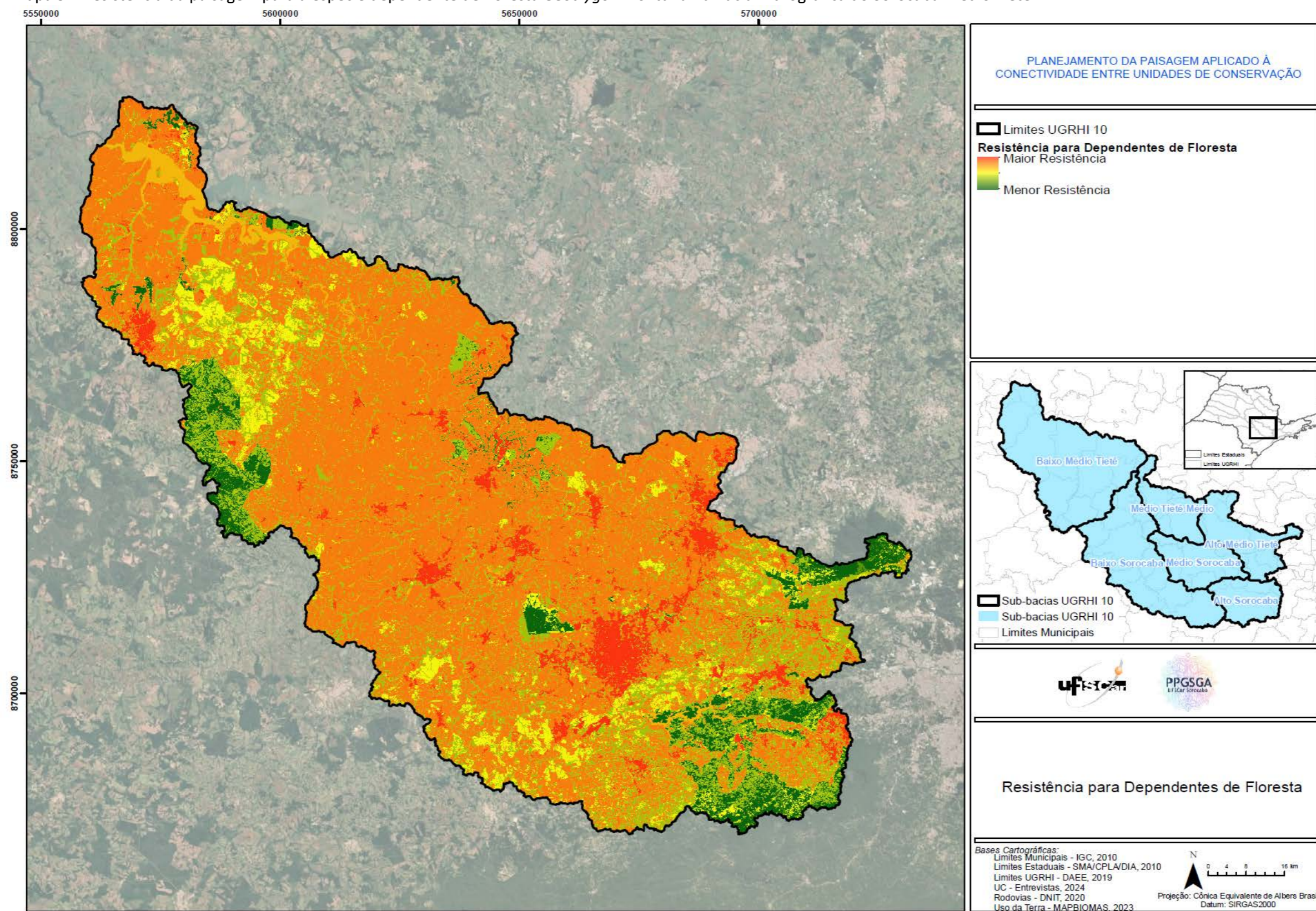
Tabela 2 – Municípios com maior e menor resistência média, área e desvio padrão para espécie dependente de floresta na Bacia Hidrográfica Sorocaba e Médio Tietê.

Municípios	Resistência média	Área (ha)	Desvio Padrão
Maior resistência			
Salto	140,42	9.803,19	21,83
Cerquilha	138,67	12.759,22	17,75
Sorocaba	137,40	44.980,22	27,06
Menor resistência			
Cabreúva	74,73	13.894,63	39,18
Ibiúna	80,00	57.927,73	42,40
Bofete	81,05	46.184,09	38,33

Fonte: elaborada pela autora.

As principais rodovias da UGRHI-10, SP-280 (Presidente Castello Branco), SP-270 (Raposos Tavares) e SP-300 (Marechal Rondon), atravessam áreas de elevada fragmentação e uso intensivo do solo, que coincidem com as zonas de maior resistência ao deslocamento da avifauna florestal (Mapa 5).

Mapa 5 – Resistência da paisagem para a espécie dependente de floresta *Geotrygon montana* na Bacia Hidrográfica do Sorocaba Médio Tietê.



Fonte: elaborada pela autora.

A espécie semi-dependente de floresta apresenta um padrão semelhante a dependente, contudo, a paisagem como um todo representa menos porções de resistência à *L. verreauxi*.

A análise espacial direcionada à espécie semi-dependente evidencia (Mapa 6) as áreas de maior resistência ao deslocamento localizadas na parte central da região sudeste, com manchas no entorno próximo e no noroeste da bacia. Essas regiões correspondem às principais barreiras à movimentação da espécie avaliada, e estão associadas predominantemente a zonas urbanizadas, extensas áreas agrícolas e pastagens, que compõem a matriz de conectividade funcional da paisagem.

As áreas com menor resistência ao deslocamento da espécie-alvo, representadas na região leste, sudeste e noroeste, correspondem aos trechos mais permeáveis à movimentação da espécie. Esses locais estão geralmente associados à presença de corredores ripários, fragmentos vegetacionais conectados e regiões com menor grau de antropização.

Apesar do deslocamento ser favorecido por áreas de vegetação natural, diferentemente da espécie dependente de floresta, as barreiras de menor permeabilidade não representam elevada resistência (Mapa 5).

Assim como aplicado para *G. montana*, a classe Área Não Vegetada também foi atribuída com o maior peso de resistência, representando a principal barreira ao deslocamento da espécie na paisagem. No entanto, os usos da terra mais representativos na bacia, agricultura e pastagem, embora extensos em área, apresentam potencial de barreira inferior ao das rodovias duplicadas, conforme os valores atribuídos na matriz de resistência. Essa diferenciação indica que, apesar da ampla cobertura dessas classes, sua interferência no deslocamento da espécie-alvo é relativamente menor quando comparada a infraestruturas lineares como rodovias.

Na análise da resistência por município os maiores valores de resistência foram observados em Vargem Grande Paulista, Sorocaba e Salto. Em contrapartida, Ibiúna, Cabreúva e Bofete apresentaram as menores resistências, favorecidas pela maior continuidade da vegetação e pela presença de extensas áreas florestais (Tabela 3).

Os resultados detalhados de resistência média, área (ha) e desvio padrão para todos os municípios analisados encontram-se distribuídos no Apêndice D.

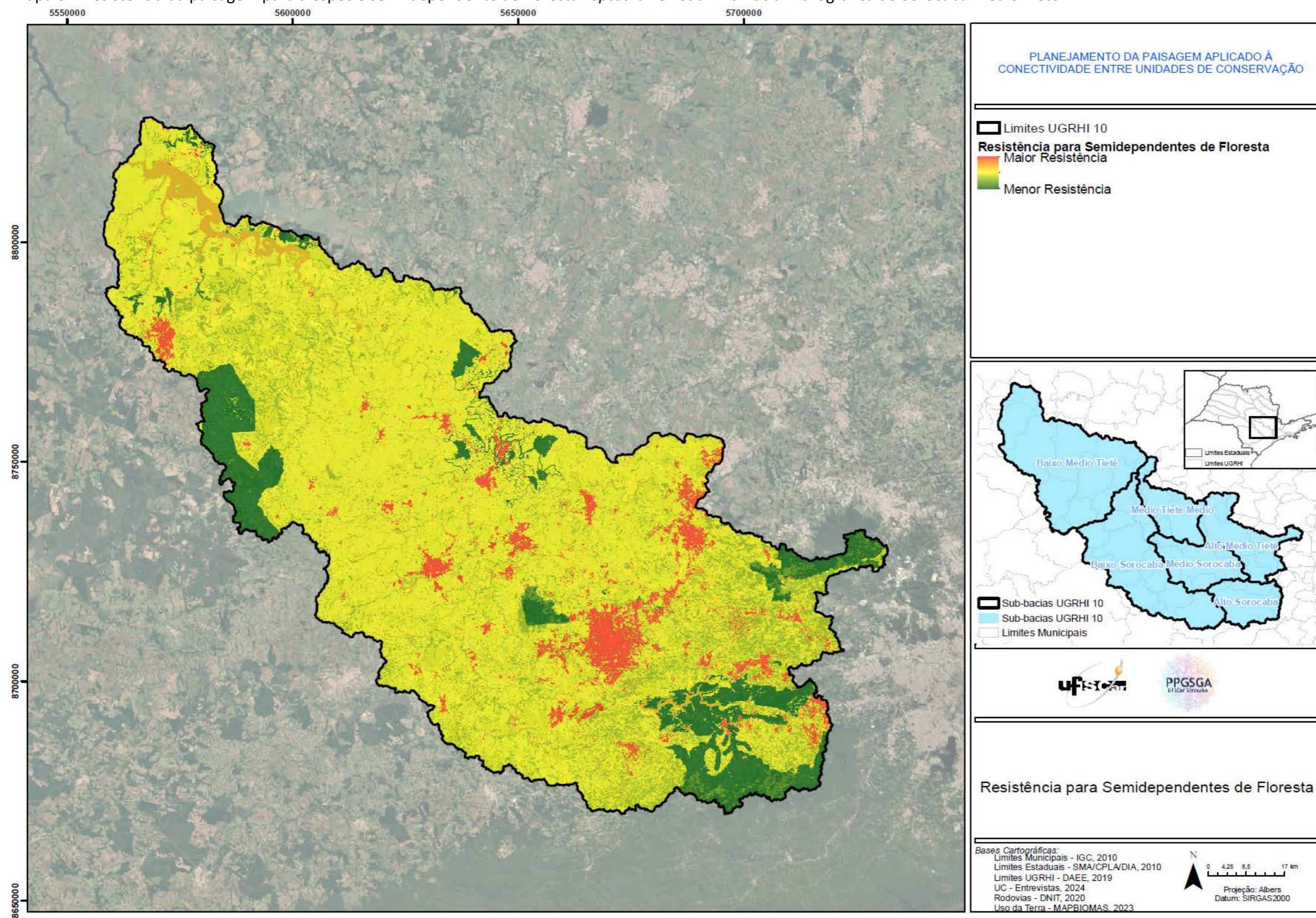
Tabela 3 – Municípios com maior e menor resistência média, área e desvio padrão para espécie semi-dependente de floresta na Bacia Hidrográfica Sorocaba e Médio Tietê.

Municípios	Resistência média	Área (ha)	Desvio Padrão
Maior resistência			
Vargem Grande Paulista	122,77	3.226,36	37,34
Sorocaba	118,12	44.980,22	31,54
Salto	116,33	9.803,19	28,82
Menor resistência			
Ibiúna	60,03	57.927,73	33,37
Cabreúva	61,09	13.894,63	27,76
Bofete	62,92	46.186,09	30,35

Fonte: elaborada pela autora.

Embora as rodovias estruturantes, SP-280, SP-270 e SP-300, ainda exerçam influência sobre a paisagem, as áreas de maior resistência apresentam-se mais dispersas e menos intensas. Assim, a resistência registrada para esse grupo mostra-se mais baixa e difusa em comparação a espécie estritamente dependente de floresta (Mapa 6).

Mapa 6 – Resistência da paisagem para a espécie semi-dependente de floresta *Leptotila verreauxi* na Bacia Hidrográfica do Sorocaba Médio Tietê.



Fonte: elaborada pela autora.

O mapa de modelagem de resistência voltado a espécie *P. picazuro* independente de ambientes florestais (Mapa 7) revela um padrão de maior contraste em relação a *G. montana*, espécie dependente de floresta (Mapa 5) e mais semelhante a *L. verreauxi* (Mapa 6). As áreas de menor resistência abrangem mosaicos agrícolas, pastagens e demais áreas antropizadas, utilizadas por essas aves em seus deslocamentos entre habitats.

Em contrapartida, as regiões de maior resistência concentram-se nas barreiras físicas mais intensas, como áreas urbanizadas densamente ocupadas, que configuram obstáculos significativos mesmo para espécie menos seletivas quanto à cobertura vegetal.

Essas áreas de alta resistência seguem o padrão identificado nas espécies anteriores, com a classe área não vegetada recebendo o maior peso na matriz de resistência. A principal diferença é a cobertura florestal, que aqui aparece como segunda maior barreira, ao lado de rodovias duplicadas. Por outro lado, a pastagem apresentou baixa resistência, sendo inferior inclusive à resistência atribuída à agricultura.

Na matriz, assim como para semi-dependente de floresta, Vargem Grande Paulista, Sorocaba e Salto concentraram os maiores níveis de resistência. Os menores valores foram registrados em Torre de Pedra, Bofete e Ibiúna. Os valores completos de resistência média, área (ha) e desvio padrão para todos os municípios estão no Apêndice D.

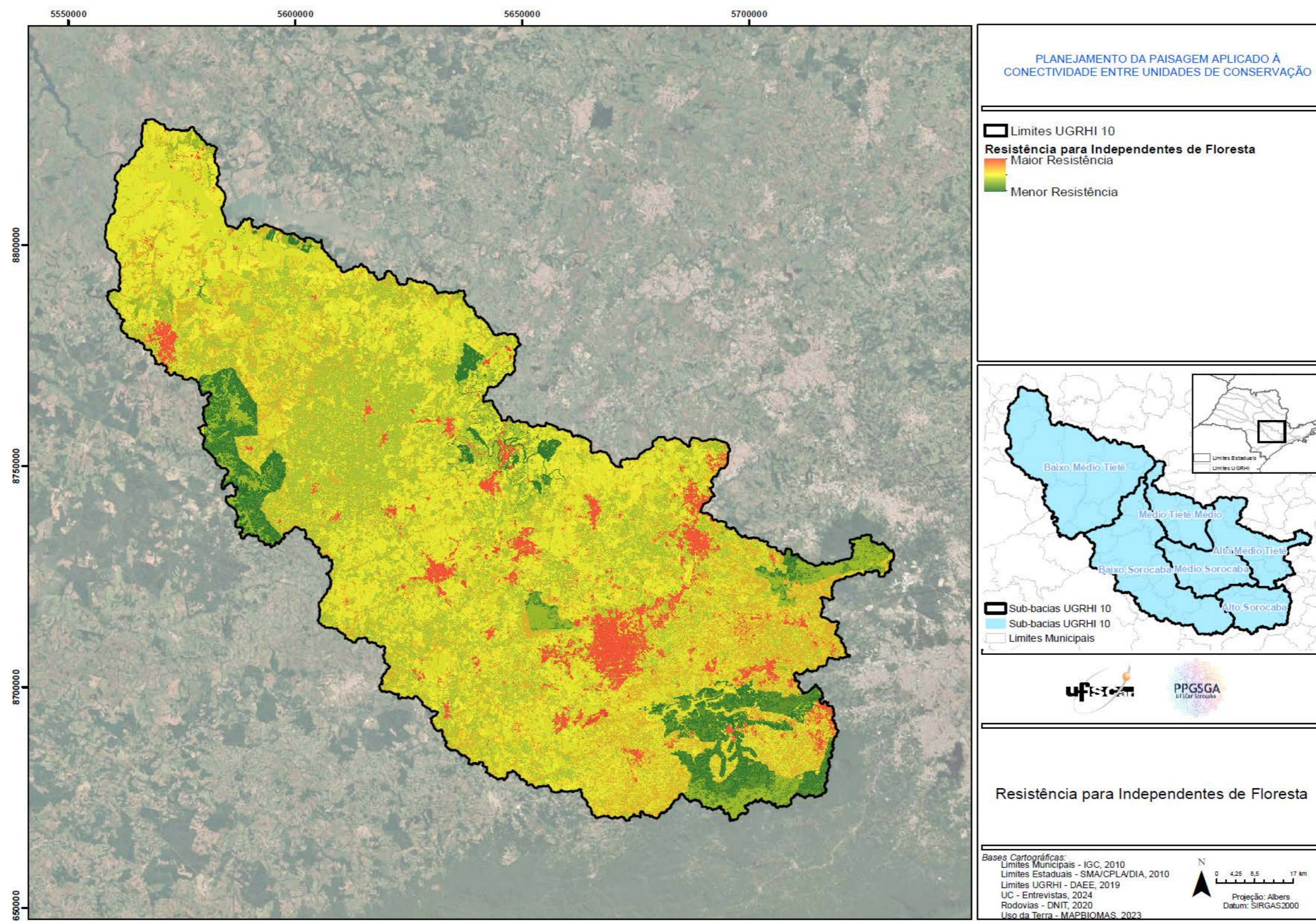
Tabela 4 – Municípios com maior e menor resistência média, área e desvio padrão para espécie independente de floresta na Bacia Hidrográfica Sorocaba e Médio Tietê.

Municípios	Resistência média	Área (ha)	Desvio Padrão
Maior resistência			
Vargem Grande Paulista	129,33	3.226,36	32,76
Sorocaba	120,98	44.980,22	30,53
Salto	116,16	9.803,19	29,95
Menor resistência			
Torre de Pedra	67,74	7.151,84	34,12
Bofete	70,25	46.186,09	32,98
Ibiúna	73,64	57.927,73	31,54

Fonte: elaborada pela autora.

As rodovias SP-280, SP-270 e SP-300, assim como para as demais de pista dupla, não elevaram significativamente a resistência para essa espécie.

Mapa 7 – Resistência da paisagem para a espécie independente de floresta *Patagioenas picazuro* na Bacia Hidrográfica do Sorocaba Médio Tietê.



Fonte: elaborada pela autora.

Embora os mapas identifiquem as zonas urbanas como focos de resistência elevada para todas as categorias, são notadas diferenças no padrão geral da matriz paisagística para cada grupo (Quadro 4). Para a espécie semi-dependente de floresta, a matriz agrícola e pastagens já representam obstáculos consideráveis, exigindo a presença de fragmentos florestais e conectores ecológicos. Já para a espécie independente de floresta, essas áreas abertas constituem ambientes de baixa resistência, sendo utilizadas ativamente para deslocamento, reduzindo a dependência de fragmentos contínuos, enquanto que para a espécie dependente de florestas, matrizes com ações antrópicas, como agricultura, pastagem e áreas não vegetadas são barreiras significativas para seu deslocamento.

Quadro 4 – Análise qualitativa da resistência da paisagem para espécies de avifauna com diferentes graus de dependência floresta (dependente, semi-dependente e independente de floresta) na Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê.

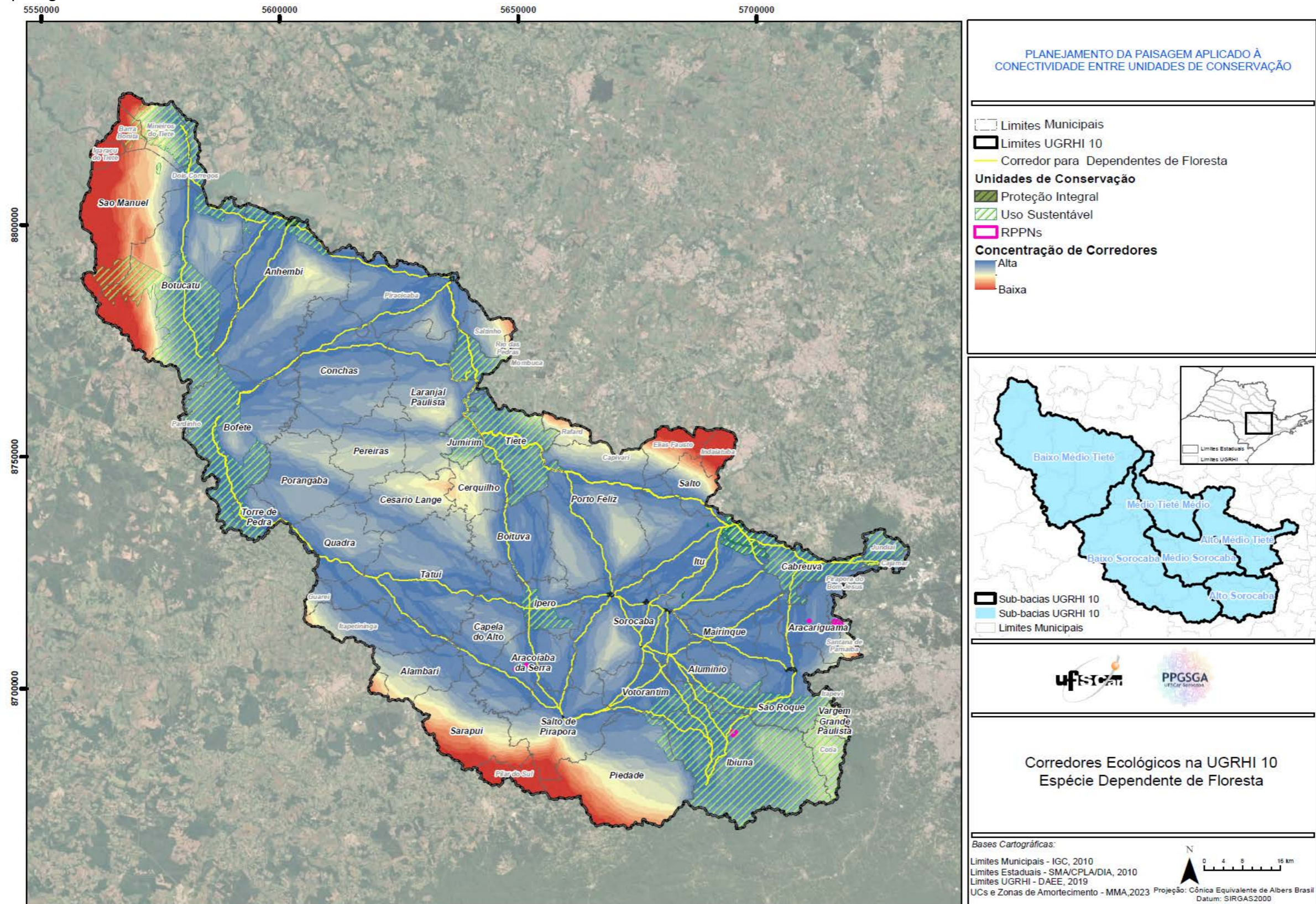
Aspecto	Dependente de Floresta	Semi-dependente de Floresta	Independente de Floresta
Necessidade de cobertura florestal	Exige cobertura florestal contínua para deslocamento.	Utiliza fragmentos florestais e bordas, mas tolera matriz heterogênea.	Desloca-se amplamente em áreas abertas e antropizadas.
Áreas de menor resistência	Manchas contínuas de vegetação nativa, corredores ripários.	Corredores ripários, fragmentos conectados, mosaicos heterogêneos.	Áreas abertas, mosaicos agrícolas, pastagens.
Áreas de maior resistência	Áreas abertas (agricultura extensiva), pastagens, zonas urbanas, rodovias.	Zonas urbanas densas, rodovias, agricultura homogênea.	Barreiras físicas maciças (rodovias, grandes obras, cidades densas).
Sensibilidade à fragmentação	Fragmentação compromete conectividade.	Fragmentação moderada pode ser superada.	Fragmentação tem pouco efeito no deslocamento.

Fonte: elaborado pela autora.

4.5 ANÁLISE DA CONECTIVIDADE

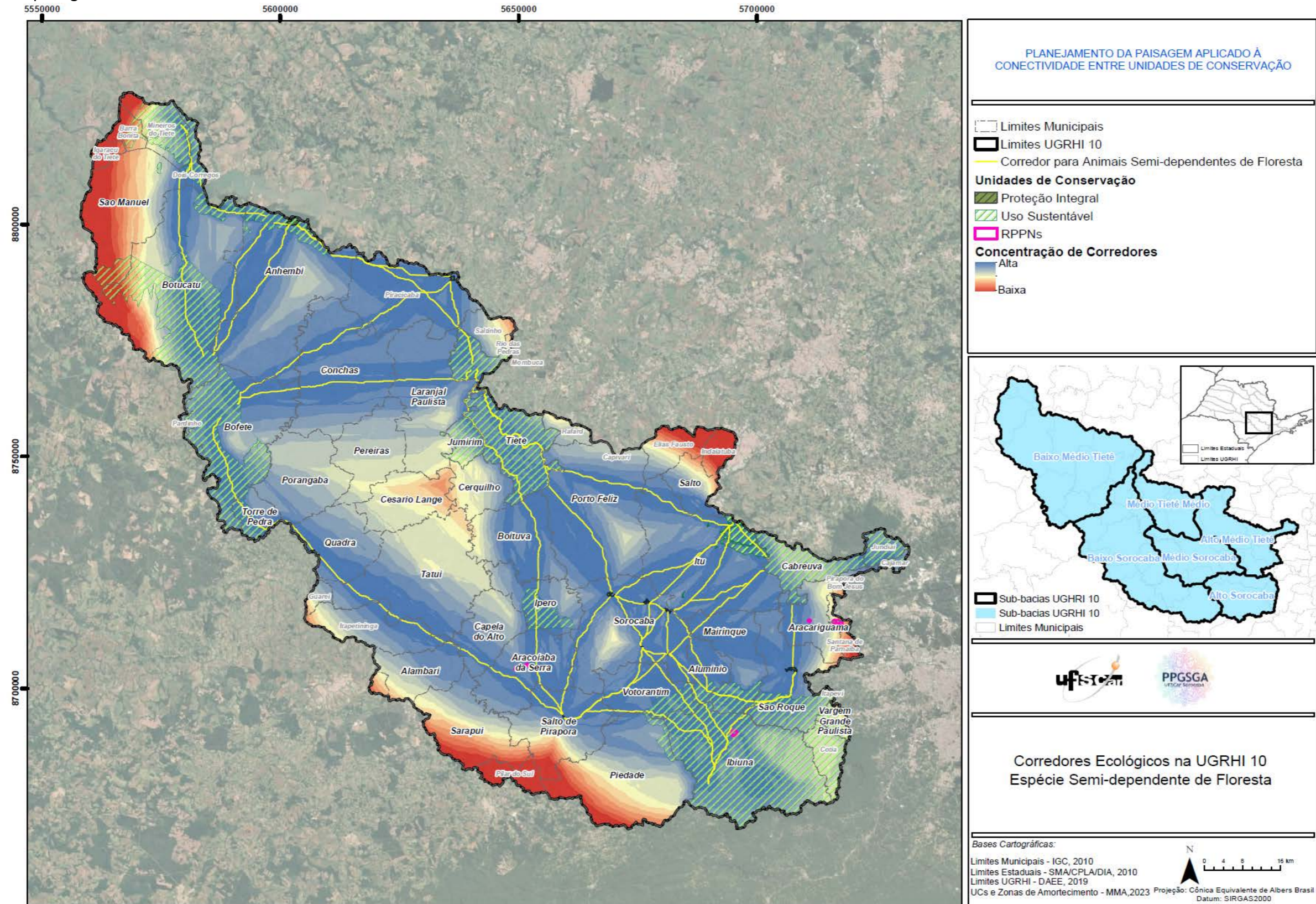
Com base nas resistências da paisagem, foram gerados três mapas de potenciais corredores por categoria ecológica. Para a espécie dependente de floresta (Mapa 8) os corredores ocupam 21.821,12 ha, correspondendo a 2,07% da área total dos municípios com sede na bacia. Na espécie semi-dependente (Mapa 9) os corredores possuem 19.145,37 ha, o equivalente a 1,82% da área dos municípios sede. Para a espécie independente (Mapa 10) o total em corredores foi de 21.085,35 ha, o que representa 2% do território considerado. O número absoluto de corredores por município consta no Apêndice E.

Mapa 8 – Corredores ecológicos delineados com base nas rotas de menor custo de deslocamento para a espécie dependente de floresta, *Geotrygon montana*, considerando a matriz de resistência da paisagem e a conexão entre as UCs.



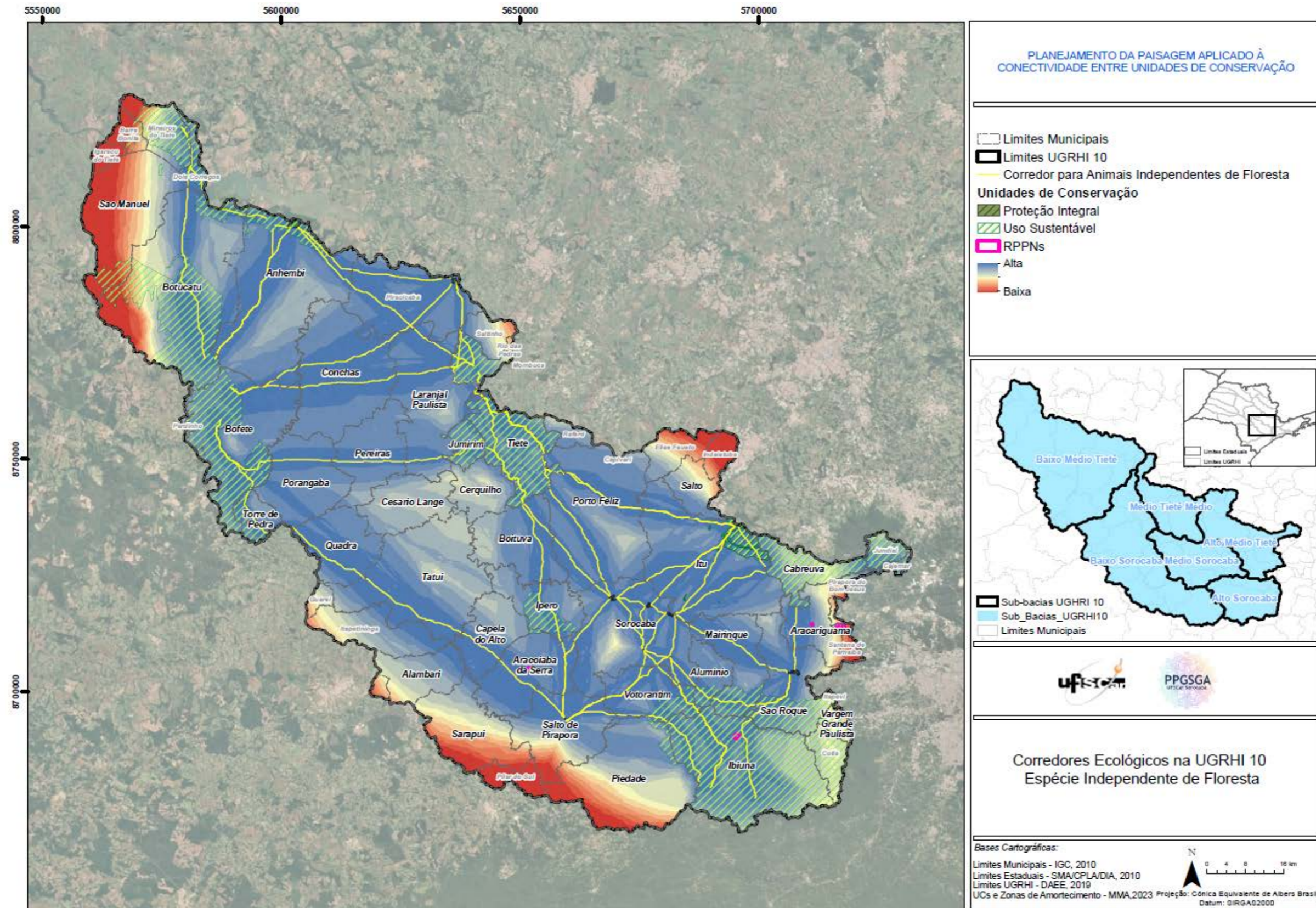
Fonte: elaborado pela autora.

Mapa 9 – Corredores ecológicos delineados com base nas rotas de menor custo de deslocamento para a espécie semi-dependente de floresta, *Leptotila verreauxi*, considerando a matriz de resistência da paisagem e a conexão entre as UCs.



Fonte: elaborado pela autora.

Mapa 10 – Corredores ecológicos delineados com base nas rotas de menor custo de deslocamento para a espécie independente de floresta, *Patagioenas picazuro*, considerando a matriz de resistência da paisagem e a conexão entre as UCs.



Fonte: elaborado pela autora.

No contexto da cobertura e uso da terra nos corredores ecológicos, a análise voltada à espécie dependente de floresta evidencia a predominância da matriz florestal, que ocupa 10.008,23 hectares, correspondente a 45,86% do total de corredores para a espécie. Em seguida, destacam-se as áreas agrícolas, com 6.051,82 hectares (27,73%), e as pastagens, que totalizam 2.324,47 hectares (10,65%).

Em termos absolutos de cobertura florestal, destacam-se os municípios de Itu (1.006,81 ha), Sorocaba (965,04 ha) e Ibiúna (802,76 ha), que em conjunto concentram a maior proporção da vegetação florestal dos corredores. Nas áreas agrícolas, sobressaem Sorocaba (893,14 ha), Itu (775,65 ha) e Tietê (542,84 ha). Quanto às pastagens, os maiores valores foram registrados em Tietê (278,20 ha), Itu (258,29 ha) e Sorocaba (209,71 ha) (Gráfico 3).

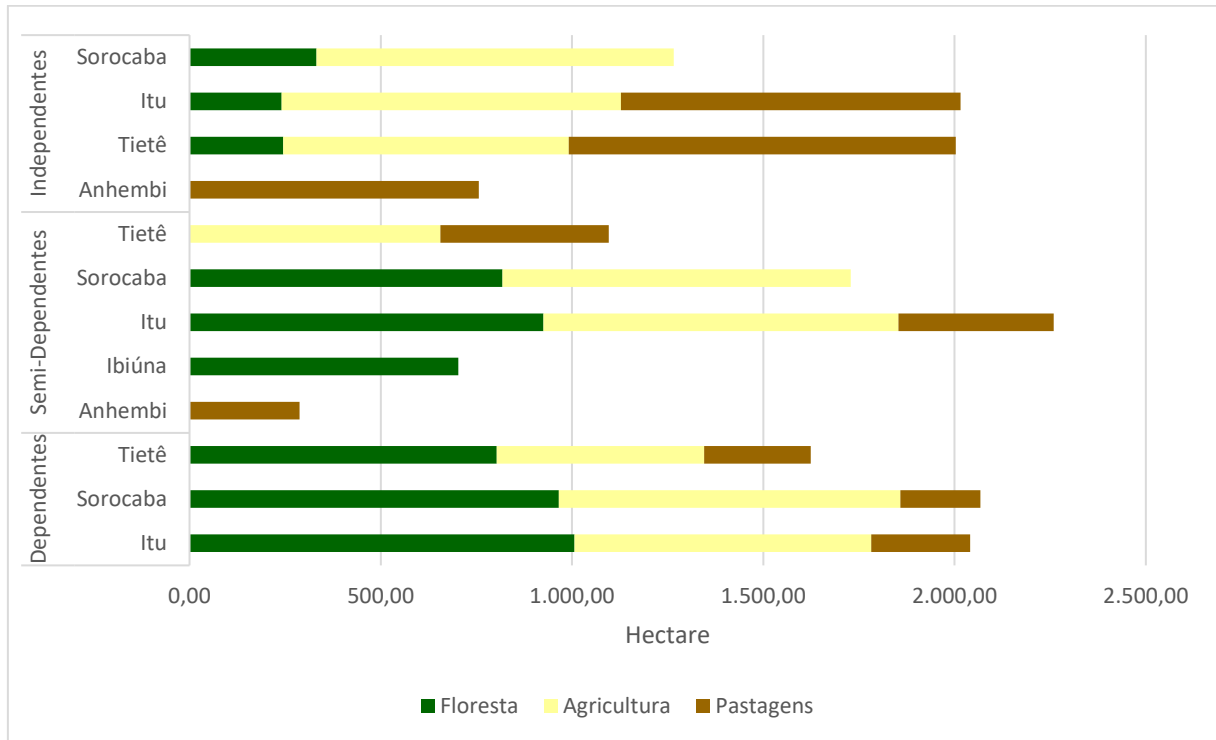
Nos corredores voltados a espécie semi-dependente de floresta, a floresta também se apresenta como a classe mais representativa, com 7.390,49 ha que corresponde a 38,60% da classe nos corredores, seguida pela agricultura, com 6.122,06 ha (31,98%), e pelas pastagens, com 3.048,83 ha (15,92%).

Os maiores valores de floresta foram registrados em Itu (925,53 ha), Sorocaba (817,91 ha) e Ibiúna (702,92 ha). Na agricultura, lideram Itu (928,10 ha), Sorocaba (911,02 ha), seguido por Tietê (655,48 ha). Para as pastagens, destacam-se Tietê (440,43 ha), Itu (405,63 ha) e Anhembi (287,91 ha) (Gráfico 3).

Nos corredores referentes a espécie independente de floresta, a classe predominante é a pastagem, com 8.438,05 ha (40,01% do total dos corredores para espécie), seguida pela agricultura, com 7.230,40 ha (34,29%), e pela floresta, que soma 2.703,86 ha (12,82%).

Entre os municípios, destacam-se nas áreas de pastagem Tietê (1.011,67 ha), Itu (887,87 ha) e Anhembi (756,50 ha). Para a agricultura, sobressaem Sorocaba (935,12 ha), Itu (887,22 ha) e Tietê (747,13 ha). Já em relação à floresta, os maiores valores foram registrados em Sorocaba (331,72 ha), Tietê (244,60 ha) e Itu (240,65 ha) (Gráfico 3).

Gráfico 3 – Ranking dos municípios com as maiores áreas de corredores, em hectares, correspondentes às classes mais expressivas dentro das categorias de espécies analisadas.



Fonte: elaborado pela autora.

4.5.1 Hotspots de corredores

Os *hotspots* elaborados a partir da sobreposição dos corredores identificados para as três categorias de avifauna, resultaram em um panorama abrangente para a definição de corredores ecológicos prioritários, pois representa as rotas de menor custo comuns às três espécies avaliadas (Mapa 11).

Observa-se que os principais *hotspots* de conectividade, ou seja, regiões com sobreposição significativa de caminhos potenciais para deslocamento da avifauna, estão concentrados nas porções sudeste e norte da bacia hidrográfica. Destacam-se como áreas potenciais de conectividade os municípios de Anhembi, Bofete, Botucatu, Conchas, Jurumirm e Tietê na porção mais ao norte da bacia e Ibiúna, Itu, Porto Feliz, Salto de Pirapora, Sorocaba, Votorantim, e São Roque ao sul e sudeste.

Essas regiões de alta densidade indicam zonas prioritárias para a implementação de ações de conservação e restauração da conectividade, por concentrarem os trajetos mais

favoráveis à movimentação da avifauna entre fragmentos. Por outro lado, as áreas centrais da bacia apresentam menor densidade de corredores.

4.6 POTENCIAL PARA COMPENSAÇÃO E RESTAURAÇÃO FLORESTAL

A análise da distribuição espacial dos déficits ambientais de APPs e RLs, conforme o Novo Código Florestal (Brasil, 2012), possibilitou avaliar, nos municípios estudados, a redução da vegetação total em desconformidade legal. Essa avaliação considerou do CAR, os déficits de APP e RL considerando o Art. 61-A do Novo Código Florestal (Brasil, 2012) (Mapa 11).

Os dados revelam que o município de Porto Feliz apresenta o maior déficit total entre todos, somando 5.777,06 ha, resultado majoritariamente influenciado pelo elevado déficit de APP (3.443,30 ha) e em pouca parte pelo déficit de RL (37,64 ha).

No que se refere ao déficit de RL, observa-se que São Manuel lidera com 729,97 ha, mesmo apresentando um déficit de APP relativamente menor (1.328,88 ha) em comparação a outros municípios de maior área total comprometida.

Por outro lado, a Área consolidada de APP mais expressiva, contemplada no Art. 61-A do Novo Código Florestal (Brasil, 2012), foi registrada no município de Laranjal Paulista, com 2.580,96 ha de áreas de APP com uso consolidado, valor que supera inclusive municípios com maior déficit bruto de APP, como Porto Feliz.

Quando analisados os demais municípios, no contexto geral, destaca-se também Botucatu, com um déficit total de 4.692,83 ha, derivado principalmente do déficit de APP (2.556 ha) e RL (152,99 ha), e Bofete, com 5.559,02 ha de déficit total.

Em contraste, municípios como Vargem Grande Paulista (63,76 ha) e Araçariguama (423,30 ha) apresentam os menores totais de déficit, indicando cenários menos críticos, ou seja, por menor área territorial.

Os municípios classificados em faixa mais crítica (valores normalizados entre 0,453282 e 1,000000), que correspondem aos com maior déficit de áreas ambientais legais (Mapa 11) destacam-se como áreas para ações de restauração florestal. Entre eles estão Porto Feliz, Conchas, Laranjal Paulista, Tiete, Botucatu, Bofete, Itu, Anhembi e Tatuí. Esses municípios apresentam déficits relativos muito elevados, indicando não apenas extensas áreas comprometidas, mas também baixa cobertura de vegetação nativa em RLs, em desconformidade legal.

Já para a faixa intermediária, mas com alto déficit ambiental (valores normalizados entre 0,300099 e 0,453281), são contemplados os municípios de Sarapuí, São Manuel, Porangaba, Pereiras, Ibiúna e Piedade que também requerem atenção, mas apresentam uma situação proporcionalmente menos alarmante.

Por outro lado, os municípios em baixo déficit ambiental (valores normalizados entre 0,011038 e 0,184905) representam áreas com menor déficit proporcional em RL, indicando uma situação ambiental menos desfavorável. Destacam-se aqui Cabreúva, Alambari, Sorocaba, Votorantim, Alumínio, Capela do Alto, Cesário Lange, Torre de Pedra, Cerquilha, São Roque, Iperó, Mairinque, Araçariguama, Jumirim e Salto que apresentam cobertura proporcionalmente mais adequada.

Com menor déficit está Vargem Grande Paulista, o único município com a menor classificação do ranking.

De maneira geral, a análise espacial evidencia uma clara concentração de déficits críticos nas bordas norte, oeste e sul da área de estudo, enquanto o núcleo central e porções a leste tendem a apresentar déficits proporcionalmente menores. A porção ao norte também contempla o *hotspots* de corredores ecológicos (Mapa 11).

A combinação dos critérios de *hotspots* de corredores e déficits ambientais permitiu identificar os municípios que reúnem ao mesmo tempo elevada importância para a conectividade da paisagem e significativo déficit de vegetal nativa.

A análise cruzada entre a densidade de corredores ecológicos e o nível de déficit de áreas ambientais legais nos municípios avaliados (Quadro 5) resultou na definição de nove municípios prioritários para intervenções de restauração ecológica. Estes municípios concentram as maiores extensões territoriais estratégicas para a consolidação de corredores ecológicos e apresentam os maiores passivos de vegetação nativa em desconformidade com a legislação ambiental vigente.

Os municípios enquadrados nesta categoria de prioridade são:

- Alta densidade de corredores e maior déficit: Anhembi, Bofete, Botucatu, Conchas, Itu, Porto Feliz e Tietê;
- Média densidade de corredores e maior déficit: Tatuí e Laranjal Paulista.

Quadro 5 – Classificação dos municípios quanto aos *hotspots* de corredores e déficits ambientais de Área de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL).

Municípios	<i>Hotspots</i> de corredores	Total de Déficit Ambiental	Prioridade
Alambari			Baixa
Aluminio			Baixa
Anhembi			Alta
Araçariguama			Baixa
Aracoiaba da Serra			Baixa
Bofete			Alta
Boituva			Baixa
Botucatu			Alta
Cabreúva			Baixa
Capela do Alto			Baixa
Cerquillo			Baixa
Cesário Lange			Baixa
Conchas			Alta
Ibiúna			Baixa
Iperó			Baixa
Itu			Alta
Jumirim			Baixa
Laranjal Paulista			Média
Mairinque			Baixa
Pereiras			Baixa
Piedade			Baixa
Porangaba			Baixa
Porto Feliz			Alta
Quadra			Baixa
Salto			Baixa
Salto de Pirapora			Baixa
São Manuel			Baixa
São Roque			Baixa
Sarapuí			Baixa
Sorocaba			Baixa
Tatuí			Média
Tiete			Alta
Torre de Pedra			Baixa
Vargem Grande Paulista			Baixa
Votorantim			Baixa

Legenda:	Baixa
<i>Hotspots de corredores</i>	
	Alta densidade de corredores
	Média densidade de corredores
	Baixa densidade de corredores
Total de Déficit Ambiental	
	Maior déficit de áreas ambientais legais
	Intermediário com alto déficit de áreas ambientais legais
	Intermediário déficit de áreas ambientais legais
	Intermediário com baixo déficit de áreas ambientais legais
	Menor déficit de áreas ambientais legais

Fonte: elaborada pela autora.

5. DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DE SOROCABA E MÉDIO TIETÊ

A distribuição das classes de cobertura e uso da terra revelou baixa heterogeneidade, com predominância das áreas agrícolas, que correspondem a 40,17%¹⁰ do território da bacia (476.605,64 ha), e das pastagens, que ocupam 24,03% (285.073,94 ha). A classe florestal representa 20,38% (241.845,46 ha), sendo gradualmente substituída por usos antrópicos (OLIVEIRA; FERRÃO, 2012).

Em consonância, Ribeiro, Mello e Valente (2020) identificaram que, no município de Sorocaba e em seu entorno, a cobertura florestal atinge apenas 22,9% da paisagem. Martins *et al.* (2024), também verificaram padrão semelhante em Campinas possui com apenas 14,4% de cobertura florestal nativa. Pires, *et al.* (2016a) apresentaram dados similares, com florestas ocupando 21,32% da paisagem de Salto de Pirapora.

O padrão de ocupação pode ser explicado pelas características morfológicas da Bacia Hidrográfica de Sorocaba e Médio Tietê, cuja topografia predominantemente plana e de baixas altitudes favorece tanto a expansão urbana quanto as atividades agrícolas (DA SILVA *et al.*, 2024).

O processo de substituição de paisagens naturais por usos antrópicos tem sido amplamente documentado em diferentes contextos regionais. Trevisan e Moschini (2019), ao analisarem a Bacia Tietê-Jacaré, identificaram um acréscimo de 24.507,53 ha em áreas cultivadas e a perda de 32.149 ha de vegetação nativa ao longo de uma década. Tal dinâmica resultou na diminuição do número de fragmentos e no aumento do tamanho médio dos remanescentes, evidenciando a consolidação das terras agrícolas em detrimento da biodiversidade.

O estudo de Queiroz *et al.* (2024) aponta ainda substituições na cobertura e uso da terra já modificados. Segundo identificado pelos autores, a Floresta Nacional de Capão Bonito, tem sido marcada pela substituição de pastagens por cultivos agrícolas e silvicultura. Entre 1986 e 2019, as pastagens diminuíram em aproximadamente 48,7%, enquanto a soja e as plantações florestais cresceram de forma expressiva.

¹⁰ % equivalente a toda abrangência da bacia considerando os 57 municípios.

De modo semelhante, Salles *et al.* (2008) destacam que, na região do Alto Sorocaba, a expansão da agricultura intensiva e do setor imobiliário configurou-se como o principal vetor de desmatamento, sobretudo em áreas próximas a centros urbanos.

A rápida urbanização na bacia agravou a fragmentação e a degradação de espaços verdes, potencializada pela ausência de regulamentações municipais adequadas para alocação e proteção de áreas verdes (Gerdenits *et al.*, 2013).

Nesse cenário, o município de Sorocaba, com 14.941,94 ha e 22,76% (dos municípios com sede na bacia) de área urbana, representa o principal núcleo de pressão antrópica que impacta negativamente na qualidade ambiental, como evidenciado pela correlação negativa entre urbanização e coliformes termotolerantes (Oliveira *et al.*, 2018). Além disso, estudos apontam que esse processo de urbanização reduziu de forma significativa a diversidade de aves em Sorocaba e Votorantim, reforçando os efeitos adversos da expansão urbana sobre a biodiversidade local (Campos-Silva; Toppa; Piratelli, 2023).

No contexto da paisagem da UGRHI10 o estudo de dos Santos e Proença (2020) indicou que Sorocaba, passou por uma urbanização significativa, principalmente devido ao estabelecimento de um corredor urbano, unindo outros grandes municípios, como Campinas. Esse corredor levou a uma concentração de atividades industriais e empreendimentos residenciais, incluindo condomínios fechados, que transformaram áreas rurais em espaços urbanizados, aumentando assim a densidade urbana em Sorocaba, e nos municípios do entorno (Dos Santos; Proença, 2020).

Martines, Toppa e Oliveira (2015) verificaram entre os anos de 2002 e 2009 que Sorocaba teve uma redução de manchas urbanas isoladas e um aumento de 26,84 km² em expansão urbana contínua. Nessa linha Ribeiro *et al.* (2024) projetam que a área urbana de Sorocaba aumentará de 32,1% em 2020 para aproximadamente 43% em 2050, principalmente às custas de áreas agrícolas e de pastagens ou campos antrópicos. Esse padrão identifica a intensificação da pressão do crescimento urbano sobre agropastoris, que por sua vez impulsionam a redução de paisagens naturais remanescentes.

Mudanças no uso e cobertura da terra também têm implicações climáticas de acordo com Carrasco *et al.* (2020) que registraram aumento de 3,50°C na temperatura da superfície terrestre na região oeste do estado ao longo de 30 anos, associando esse aquecimento às transformações paisagísticas.

5.2 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO: PRESSÕES E DESAFIOS

A análise das UCs na bacia hidrográfica UGRHI 10 revela um cenário complexo de gestão territorial e conservação ambiental. Com 36 unidades distribuídas entre Proteção Integral (9) e Uso Sustentável (27), cobrindo 254.550,85 hectares (21,45% da bacia), estas áreas protegidas representam um componente fundamental para a manutenção da biodiversidade regional (Witt *et al.*, 2023).

A cobertura florestal de 33,34% dentro das UCs, superior a porcentagem da bacia total, demonstra sua importância na preservação de habitats naturais (Mendonça *et al.*, 2024). Estas áreas protegidas funcionam como estratégias fundamentais para a conservação da biodiversidade, especialmente considerando que as UCs de proteção integral são particularmente específicas na preservação de ecossistemas e na contenção de atividades degradantes como expansão agrícola e urbanização (MENDONÇA *et al.*, 2024).

Com base na definição da cobertura e uso da terra pelo MapBiomas (2022) foi identificada a presença de 7,54% de agricultura e 0,91% de pastagens em todo o território das UCs de Proteção Integral. Esse resultado por estar atrelado a resolução utilizada, de 10 metros, que pode interpretar como usos com aparências similares, ou indicar que nessas UCs, há ocorrência de usos não previstos na categoria (Brasil, 2000).

As UCs de uso sustentável, permitem o uso direto dos recursos naturais em terras privadas e públicas, mas sua efetividade depende de melhor compreensão do contexto socioambiental em que estão inseridas (Prestes *et al.*, 2018). A exemplo disso, tem-se a identificação de diferentes classes em seus territórios como agricultura e pastagens que juntas somam 40,28% de UCs de uso sustentável na bacia.

O padrão de uso da terra na UGRHI 10, com 64,20% destinado à agricultura e pastagem, evidencia forte pressão antrópica sobre os recursos naturais. O Plano de Manejo do Parque Natural Municipal Olésio dos Santos (Salto de Pirapora, 2021) aponta conflitos que envolvem além de atividades agrícolas, atividades minerárias e expansão urbana.

O cenário de conflitos territoriais desencadeia pressões secundárias associadas a atividades ilegais, como exploração madeireira, pecuária e agricultura de pequena escala (Pedlowski *et al.*, 2005). Essa dinâmica compromete a gestão das UCs, impondo obstáculos à sua efetividade e evidenciando a necessidade de parcerias voltadas ao fortalecimento da governança territorial (França, 2019).

A situação das UCs da UGRHI 10 reflete desafios nacionais na gestão de áreas protegidas. No Brasil, estudos sobre efetividade de gestão são escassos e ainda em número insignificante comparado à produção científica internacional (AURICH *et al.*, 2019). A necessidade de melhorar a conectividade entre fragmentos florestais é essencial para manter o ambiente viável da fauna e da flora, especialmente considerando que a proteção do entorno das UCs (Macedo; Monjeau; Neves *et al.*, 2019).

No estudo de Ribeiro, Mello e Valente (2022) é destacada a relevância das UCs municipais, sobretudo no município de Sorocaba. Os autores ressaltam que, embora tais UCs estejam formalmente instituídas, sua efetividade depende fortemente da integração com fragmentos florestais localizados fora de seus limites oficiais.

Como exemplo, tem-se a FLONA de Ipanema que possui 67,78% de seu território composto pela classe floresta e mesmo de forma isolada, assegura uma conectividade ecológica significativa, visto que as demais UCs municipais de menor porte encontram-se fragmentadas e isoladas em meio urbano (Ribeiro, Mello e Valente, 2022).

O Brasil conta com uma rede extensa de áreas protegidas em comparação a outros países, porém enfrenta desafios quanto à manutenção de seus objetivos de conservação e à efetividade da gestão (Witt *et al.*, 2023). Na bacia em estudo, essa fragilidade se evidencia pelo fato de que apenas oito das 36 unidades de conservação possuem planos de manejo.

A meta de proteger 75% das espécies vegetais ameaçadas *in situ*, aberta pela Estratégia Global para Conservação de Plantas, demonstra a necessidade de melhorar não apenas a quantidade, mas a qualidade da proteção (RIBEIRO *et al.*, 2018).

5.3 MATRIZ DE RESISTÊNCIA DA PAISAGEM

Os resultados obtidos através da modelagem de resistência da paisagem para as três categorias de aves na Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê revelam padrões distintos de conectividade ecológica, refletindo as diferentes estratégias adaptativas e necessidades ecológicas de cada grupo. Estas descobertas corroboram a condição de que a estrutura da paisagem influencia diferencialmente a movimentação de espécies com diferentes graus de dependência florestal (Fahrig, 2003).

Para *G. montana*, espécie representativa do grupo dependente de floresta, os resultados evidenciam uma extrema vulnerabilidade à fragmentação da paisagem. A

concentração dos menores valores de resistência exclusivamente nas áreas de vegetação nativa demonstra a criticidade da situação da conectividade florestal na região. Este padrão é consistente com estudos anteriores que identificam espécies dependentes da floresta como as mais sensíveis à fragmentação de habitats (Boscolo; Metzger, 2009; Banks-Leite *et al.*, 2010).

O fato de apenas Ibiúna possuir cobertura florestal superior a 10% em relação ao total de floresta, com 11,21% em relação aos municípios com sede na bacia, pode comprometer a estabilidade populacional de espécies florestais, uma vez que paisagens pequenas e isoladas estão sujeitas a um maior risco de extinção local devido a eventos estocásticos, demográficos e genéticos (Frankham, 2010).

Carrion *et al.* (2022) também observaram situação similar em Indaiatuba, com apenas 10,56% do município coberto por fragmentos de vegetação nativa. Pires *et al.* (2016b) apontaram que 17,74% do total de cobertura florestal de Salto de Pirapora é composto por fragmentos menores que 10 ha.

A literatura estabelece que paisagens com cobertura florestal inferior a 30% apresentam conectividade funcional diminuta para a maioria das espécies florestais (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2001).

Os resultados para *L. verreauxi*, espécie semi-dependente de floresta, demonstraram uma maior flexibilidade na utilização da matriz da paisagem. A menor resistência atribuída às classes agrícolas e pastagem em comparação com a espécie dependente de floresta reflete a capacidade dessas aves de atravessar ambientes semiabertos, utilizando elementos da paisagem como corredores ripários e fragmentos conectados (Sekercioglu, 2006).

Esta plasticidade ecológica é fundamental em paisagens altamente antropizadas como a da Bacia do Sorocaba e Médio Tietê, onde 64,20% da área total da bacia é ocupada por pastagens e agricultura. A capacidade de utilizar habitats de borda e mosaicos heterogêneos confere a espécie semi-dependente de floresta maior resiliência às pressões antrópicas, embora ainda mantenham dependência de elementos florestais para completar seus ciclos de vida (Harvey *et al.*, 2008; Perfecto; Vandermeer, 2008).

Para *P. picazuro*, independente de floresta, os resultados revelaram um padrão inverso da dependente de floresta. A baixa resistência atribuída às pastagens e a maior resistência das florestas evidenciam a adaptação dessa espécie aos ambientes abertos e antropizados. Sol *et*

al. (2002) descrevem essas estratégias evolutivas que permitiram que essas espécies de recursos explorassem paisagens modificadas pelo ser humano.

Para essa espécie, a cobertura florestal atua como uma barreira, pois oferece menor disponibilidade de recursos alimentares e de locais adequados para nidificação quando comparada a ambientes abertos. Esse resultado evidencia que diferentes grupos funcionais respondem de maneira contrastante às mesmas modificações da paisagem (MCKINNEY, 2006).

A identificação das áreas não vegetadas como principal barreira para todos os grupos funcionais, também apontado por Ribeiro, Mello e Valente (2022), reforça o impacto da urbanização sobre a conectividade da paisagem. Com 69.216,72 hectares (5,83% da bacia), essas áreas podem representar obstáculos intransponíveis mesmo para algumas espécies generalistas.

Campos-Silva, Toppa e Piratelli (2023) verificaram que a diversidade funcional das aves apresenta associação positiva com florestas nativas, árvores isoladas e áreas verdes, enquanto ruas, edificações e zonas industriais exercem efeito negativo. Esses resultados corroboram a identificação, de que áreas não vegetadas são barreiras significativas para as espécies de avifauna.

As rodovias de pista dupla configuram-se como barreiras relevantes para todas as categorias de dependência florestal, ainda que em intensidades distintas. Para a espécie dependente de floresta, as rodovias representam obstáculos mais significativos à conectividade; para a semi-dependente, exercem efeito intermediário; e, para a independente, constituem fator menos determinante, com influência reduzida sobre o deslocamento.

Este resultado se alinha com estudos que demonstram o papel das infraestruturas lineares na fragmentação funcional da paisagem, causando não apenas mortalidade direta por atropelamento, mas também efeito de barreira comportamental (Rytwinski; Fahrig, 2012).

No contexto municipal, Sorocaba e Salto apresentaram os maiores níveis de resistência para as três classificações da avifauna, enquanto Ibiúna destacou-se por concentrar os menores valores.

A elevada resistência observada em Sorocaba e Salto pode ser explicada pelo histórico de urbanização acelerada e pela intensa pressão antrópica sobre os remanescentes florestais. Ajonas (2015) destaca que a expansão urbana e industrial nesses municípios intensificou a

impermeabilização do solo, a poluição dos corpos hídricos e a redução das áreas verdes, resultando em desequilíbrios ambientais e fragmentação da paisagem. Em complemento, Debrassi (2019) evidencia que o processo de metropolização de Sorocaba consolidou um padrão de dispersão urbana e expansão de loteamentos que aumentou a heterogeneidade espacial e comprometeu ainda mais a conectividade ecológica.

Em contrapartida Costa (2020) aponta que Ibiúna mantém características ambientais que asseguram maior capacidade de suporte às pressões antrópicas. O que justifica a menor resistência na conectividade, já que a paisagem local favorece o deslocamento da avifauna e a manutenção de processos ecológicos.

Os diferentes padrões de resistência podem auxiliar no desenvolvimento de estratégias de conservação. Para espécie dependente de floresta, a prioridade deve ser a proteção e restauração de grandes fragmentos florestais conectados, preferencialmente por meio de corredores ecológicos que garantam fluxo gênico entre isolamentos (Harvey *et al.*, 2008).

Para espécie semi-dependente de floresta, estratégias de manejo da matriz paisagística podem ser efetivas, incluindo a manutenção de sistemas agroflorestais, cercas vivas e corredores ripários que facilitam a colocação entre fragmentos (Chazdon *et al.*, 2009).

Para espécie independente de floresta, embora demonstrem maior tolerância à antropização, a manutenção de áreas abertas com manejo adequado e a redução de barreiras físicas como rodovias podem melhorar a conectividade (Clevenger; Waltho, 2000).

No contexto das UCs, estas atuam como núcleos estruturadores da conectividade para a espécie dependente e semi-dependente de floresta, contribuindo para a redução significativa da resistência da paisagem. Para a espécie independente de floresta, embora a influência das UCs seja menos determinante, elas ainda desempenham papel essencial na manutenção de habitats de qualidade, reforçando a importância estratégica de conexão entre áreas protegidas (Moraes; Mello; Toppa, 2014).

É importante considerar que a modelagem de resistência baseada em classes de cobertura e uso da terra representa uma porção dos processos ecológicos que envolvem as espécies. Fatores como variações sazonais, disponibilidade de recursos, pressão de predação e interações interespecíficas não foram incorporados aos modelos, o que pode alterar os padrões de movimentação (Nathan *et al.*, 2008).

5.4 ANÁLISE DA CONECTIVIDADE NA BACIA HIDROGRÁFICA

A modelagem de planos ecológicos baseados em rotas de menor custo fornece *insights* fundamentais sobre a estrutura funcional da paisagem e suas implicações para a conservação da biodiversidade regional (Adriaensen *et al.*, 2003). Com isso foi possível obter resultados da análise de conectividade ecológica na Bacia Hidrográfica de Sorocaba e Médio Tietê que revelaram padrões de permeabilidade da paisagem, refletindo em estratégias ecológicas dos grupos funcionais de aves.

A heterogeneidade das classes observada nos corredores ecológicos, tanto em extensão absoluta quanto em participação relativa das classes de uso da terra, evidencia a complexidade da matriz na paisagem da bacia. Esta heterogeneidade reflete as diferentes pressões antrópicas exercidas sobre os ecossistemas naturais ao longo do tempo (Turner *et al.*, 2001; Forman, 2014).

Os corredores delineados para a espécie dependente de floresta apresentaram as maiores extensões territoriais (21.821,12 ha), com 45,86% de cobertura florestal (10.008,23 ha) entre os municípios com sede na bacia. Esse resultado era esperado, uma vez que o modelo de menor custo foi estruturado para privilegiar áreas com maior concentração de vegetação nativa, refletindo as características do território incorporadas ao processo de modelagem. A predominância de cobertura florestal nesses corredores reforça a evidência de que espécies especialistas necessitam de rotas com alta qualidade de habitat para garantir a manutenção de populações viáveis, conforme demonstrado por Boscolo, Metzger (2009) e Banks-Leite *et al.* (2010).

Os corredores definidos para a espécie semi-dependente de floresta apresentaram uma distribuição mais equilibrada entre diferentes classes de uso e cobertura, totalizando 19.145,37 ha, dos quais 38,60% correspondem à cobertura florestal. Essa configuração sugere maior flexibilidade ecológica desse grupo (Harvey *et al.*, 2008; Sekercioglu, 2006), refletindo sua capacidade de utilizar paisagens heterogêneas. Assim, o desenho dos corredores estabelecido pelo modelo evidencia uma associação entre diferentes padrões de cobertura e uso do solo, o que pode subsidiar o planejamento da conectividade voltado a esse grupo da avifauna.

Os corredores definidos para a espécie independente de floresta concentraram a menor proporção de cobertura florestal remanescente, correspondendo a 12,69% (2.703,86

ha). Esta configuração reflete a capacidade dessa espécie de utilizar a matriz antropizada, com pastagens (40,01%) e agrícola (34,29%) constituindo os principais elementos dos corredores (Sol *et al.*, 2002).

A formação dos corredores de independente de floresta sugere que, para essa espécie, a conectividade é facilitada pela matriz agrícola e pastoril. Este padrão é consistente com estudos que demonstram maior tolerância de espécies generalistas à fragmentação de habitats (Mckinney, 2006; Clergeau *et al.*, 1998).

Na análise municipal é indicado que Itu e Sorocaba lideram a extensão dos corredores para todos os grupos funcionais, sugerindo seu papel estratégico na manutenção da conectividade regional. Os valores absolutos de cobertura florestal nos corredores são expressivos em Itu (1.006,81 ha para dependente de floresta; 925,53 ha para semi-dependente; 240,65 ha para independente), enquanto Sorocaba concentra áreas de agricultura nos corredores (893,14 ha para dependente de floresta; 911,02 ha para semi-dependente; 935,12 ha para independente).

A relevância desse cenário é ressaltada por Ribeiro, Mello e Valente (2020), ao demonstrarem que, mesmo em paisagens urbanizadas, fragmentos de pequena extensão e corredores ripários exercem papel fundamental na manutenção da biodiversidade.

O município de Cabreúva se destaca pela maior proporção de cobertura florestal em seus corredores (80,44%), seguida por Iperó (57,55%) e Ibiúna (53,88%). Estes municípios podem representar oportunidades para implementação de ações voltadas a definições de corredores ecológicos (Cushman *et al.*, 2006).

A presença significativa de áreas não vegetadas nos corredores, especialmente em Sorocaba (340,51 ha para dependente de floresta; 254,99 ha para semi-dependente e 257,57 ha para independente), evidencia a pressão urbana sobre as rotas de conectividade. Esta situação corrobora que a urbanização representa barreiras para a maioria das espécies da fauna (Grimm *et al.*, 2008; Lepczyk *et al.*, 2017).

Embora os resultados do presente estudo indiquem que as áreas urbanizadas configuram maior resistência na paisagem ao deslocamento das espécies, o município de Sorocaba destacou-se por apresentar a maior extensão de corredores (7.201,83 ha), resultado diretamente associado à presença e à quantidade de UCs municipais.

A concentração de extensas áreas de corredor em municípios como Sorocaba sugere a presença de áreas fontes como UCs e fragmentos florestais remanescentes, que podem

funcionar como refúgios ou rotas para biodiversidade. Contudo, a presença significativa de agricultura (38,06%) e pastagem (15,06%) dentro do total de corredores indica que mesmo nas rotas de menor resistência para espécie dependente de floresta há matrizes antropizadas, o que evidencia o grau avançado de fragmentação da paisagem (Fahrig, 2003).

Massarelli (2024) ressalta que a alta densidade urbana pode favorecer o planejamento de corredores ecológicos ao aproveitar habitats fragmentados e fortalecer a conectividade. De forma complementar, Oliveira (2016) aponta que a priorização de APPs e práticas agrícolas sustentáveis contribuem para esse processo. Nesse contexto, a silvicultura, especialmente em municípios como Anhembi e Votorantim, também pode atuar como matriz de permeabilidade, desde que associada a práticas de manejo adequadas (Brockerhoff *et al.*, 2008; Hartley, 2002).

A identificação de *hotspots* de conectividade através da sobreposição dos corredores das três categorias de aves revela padrões espaciais para priorização espacial de ações recuperação. A concentração dos principais *hotspots* nos municípios de Anhembi, Bofete, Botucatu, Conchas, Jurumirim e Tietê na porção mais ao norte da bacia e Ibiúna, Itu, Porto Feliz, Salto de Pirapora, Sorocaba, Votorantim indica regiões onde investimentos em conservação e restauração podem beneficiar simultaneamente múltiplos grupos funcionais (Margules; Pressey, 2000).

Os resultados, por outro lado, também evidenciam possibilidades de estratégias de conservação diferenciadas para cada categoria. Como para espécie dependente de floresta, em que a prioridade pode ser a conservação e restauração de grandes fragmentos florestais, especialmente em regiões identificadas como *hotspots* de conectividade. A implementação de corredores ripários e sistemas agroflorestais pode facilitar a conectividade através da matriz antropizada (Chazdon *et al.*, 2009).

A menor densidade de corredores nas áreas centrais da bacia sugere maior resistência à conectividade ecológica, provavelmente associada ao uso intensivo da terra, urbanização e fragmentação acentuada. Esta configuração espacial cria um padrão de "núcleos de conectividade" separados por extensas áreas de alta resistência, o que pode comprometer o fluxo gênico em escala regional (Taylor *et al.*, 1993; Crooks; Sanjayan, 2006).

Uma abordagem relevante para espécie semi-dependente de floresta envolve o manejo direcionado da matriz da paisagem. Fragmentos em menor tamanho funcionam como *stepping-stones* para espécies dispersoras (Zang *et al.*, 2025), o que possibilita ao

estabelecimento de corredores com restauração em pequenas porções dentro de uma classe como a pastagem e culturas agrícolas identificadas na bacia.

No estudo de Martins *et al.* (2024) é destacado que pequenos fragmentos (<5 ha) funcionam como *stepping-stones* e por esse motivo foram incluídos nos caminhos de menor custo.

Para espécie independente de floresta, embora demonstrem maior tolerância à antropização, a manutenção de áreas abertas com manejo adequado pode melhorar a conectividade (Clevenger; Waltho, 2000). Considerando elementos como cercas vivas, fragmentos de borda e mosaicos heterogêneos que favorecem o deslocamento entre habitats adequados (JOSE, 2009).

A distribuição espacial dos corredores e *hotspots* de conectividade fornece subsídios importantes para integração com políticas públicas de conservação e planejamento territorial. A concentração de corredores em determinados municípios indica oportunidades para implementação incentivos à conservação em propriedades privadas (PAGIOLA *et al.*, 2005).

A presença de agricultura e pastagem nos corredores evidencia a necessidade de programas que promovam práticas sustentáveis de uso da terra, como sistemas silvipastoris e agricultura de baixo carbono. A implementação efetiva do Código Florestal Brasileiro, incluindo a restauração de APPs e RL, é fundamental para aumentar a conectividade da paisagem (Soares-Filho *et al.*, 2014).

Rasli *et al.* (2025) ressaltam a importância da implementação de corredores verdes em áreas urbanas. De acordo com os autores, esses corredores ecológicos favorecem a conectividade entre habitats fragmentados, promovem a biodiversidade e contribuem para a melhoria da qualidade de vida. Essa abordagem possibilita a integração e a requalificação de espaços urbanos degradados por meio de vias verdes, facilitando o deslocamento de espécies mais tolerantes.

Nesse contexto, Sorocaba surge como exemplo de cidade que pode potencializar sua biodiversidade e qualidade ambiental ao transformar áreas densamente ocupadas em ecossistemas interconectados, capazes de sustentar tanto funções ecológicas quanto o bem-estar humano (Gromova, 2022).

5.5 INTEGRAÇÃO ENTRE DÉFICITS AMBIENTAIS E ESTRATÉGIAS DE CONECTIVIDADE

A análise evidenciou uma distribuição heterogênea dos déficits ambientais, com maior concentração nas bordas norte, oeste e sul da área de estudo. Essa configuração espacial sugere que os processos de fragmentação refletem tanto os padrões de pressão antrópica quanto as características geomorfológicas e os históricos de ocupação territorial (Fialkowski *et al.*, 2008).

Os elevados déficits de APPs (Apêndice F) indicam um padrão de ocupação que priorizou áreas ambientalmente mais frágeis, comprometendo a conectividade com as unidades de conservação regionais (TOMÁS *et al.*, 2024). Por sua natureza linear e distribuição ao longo dos corpos d'água, as APPs exercem papel fundamental na conectividade estrutural da paisagem, atuando como corredores naturais que favorecem o deslocamento da fauna e o fluxo gênico entre populações isoladas (Develey; Pongiluppi, 2010). Os municípios de Porto Feliz, Botucatu e Bofete possuem os maiores déficits de ambientais e apresentam, em seus territórios, extensas áreas com potencial para a consolidação de corredores ecológicos por meio da restauração dessas APPs e da criação de parques lineares.

O município de Porto Feliz também se destaca por associar alta densidade de corredores ecológicos a maiores déficits ambientais, condição igualmente observada em Itu, Anhembi, Botucatu, Ibiúna e Tietê. Outros municípios com valores pouco inferiores como Bofete, Conchas, Laranjal Paulista e Tatuí apresentam estrutura favorável ao planejamento e à implementação de estratégias de conservação e restauração florestal (Shapira *et al.*, 2013).

Os municípios identificados com maiores níveis de prioridade devem constituir o foco central das ações de restauração florestal, sobretudo nas áreas em que se sobrepõem aos corredores ecológicos delineados.

Estudos recentes reforçam a relevância desse direcionamento. Rayden *et al.* (2023) indicam que a região é propícia à combinação de recuperação natural e intervenções ativas, resultando em paisagens mistas de restauração. De forma complementar, Ribeiro *et al.* (2022) apontam que áreas ripárias e pastagens antrópicas constituem alvos prioritários, destacando ainda o papel funcional dos pequenos fragmentos como elementos de conectividade na matriz da paisagem.

Considerando a conectividade estabelecida e os municípios classificados como de alta prioridade, a restauração como conexão entre fragmentos e a implementação de medidas de

proteção emergem como estratégias centrais para fortalecer a conectividade ecológica da bacia.

Nesse contexto, a adoção de métodos padronizados de restauração amplia os benefícios ecológicos e socioambientais. Além de promover o incremento da biodiversidade, contribui para a recomposição da estrutura e funcionalidade dos ecossistemas, aumenta a efetividade da conectividade entre fragmentos e favorece a recuperação de serviços ecossistêmicos, como regulação climática, proteção hídrica e estabilidade do solo (Sartori; Silva; Zimback, 2012; IIS, 2021; Ferraz; Vettorazzi, 2002). Do ponto de vista da gestão, a padronização assegura maior eficiência no monitoramento e avaliação dos resultados (Christ, 2020; Oliveira, 2023), permitindo comparações temporais, ajustes de rota e otimização de investimentos em conservação.

Os resultados obtidos, portanto, revelam um cenário desafiador, mas repleto de oportunidades para orientar os esforços de conservação e restauração florestal na região. Nesse sentido, Ribeiro, Mello e Valente (2020) enfatizam que, em paisagens urbanizadas, ações prioritárias devem concentrar-se na restauração de áreas antrópicas, na proteção de fragmentos localizados em propriedades privadas e na manutenção de pequenos remanescentes, assegurando, assim, a conexão entre áreas florestais mais extensas.

Em síntese, este estudo reforça a importância de abordagens integradas ancoradas no planejamento da paisagem como meio para assegurar a conformidade com a legislação ambiental, promover a conservação da biodiversidade, proteger recursos hídricos e garantir a provisão de serviços ecossistêmicos (Machar, 2020).

6. CONCLUSÃO

O presente estudo evidenciou que a Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI-10) é um território marcado por elevada fragmentação florestal, resultante principalmente da expansão agrícola (40,17%), das pastagens (24,03%) e da urbanização concentrada, especialmente no município de Sorocaba, que sozinho ocupa 14.941,94 hectares de área não vegetada (22,76% da bacia). Essa configuração confere à região um cenário de forte pressão antrópica e perda de qualidade ambiental, mas também evidencia oportunidades estratégicas para a restauração e compensação florestal.

A metodologia adotada, fundamentada na categorização funcional de espécies de avifauna da família Columbidae (dependente, semi-dependente e independente de floresta), possibilitou a construção de matrizes de resistência que refletem diferentes graus de permeabilidade da paisagem. O uso integrado de bases cartográficas de cobertura e uso da terra (MapBiomas, 2022), zoneamentos de UCs, entrevistas com gestores e ferramentas computacionais como o *Linkage Mapper* e análises de densidade Kernel, permitiu identificar rotas de menor custo e áreas prioritárias para a conectividade entre as UCs.

Os resultados demonstraram que os corredores potenciais se concentram principalmente nas porções sudeste e noroeste da bacia, onde ainda persistem blocos contínuos de vegetação nativa, como nos municípios de Ibiúna (24.164 ha de floresta), Piedade (17.025 ha) e Bofete (15.882 ha). Em contraste, a região central, com destaque para Sorocaba, apresentou-se como principal barreira à conectividade devido à predominância de áreas urbanizadas. A integração dos dados de conectividade com os déficits ambientais revelou que diversos municípios apresentam simultaneamente maior potencial para formação de corredores e elevadas demandas de recomposição de APP e RL, permitindo a priorização de ações de compensação ambiental.

O município de Sorocaba ocupa posição estratégica no contexto regional e, por isso, deve priorizar de forma consistente as questões ambientais. A preservação das áreas florestais remanescentes, em especial aquelas associadas ao rio Sorocaba, é fundamental para potencializar a conectividade ecológica, sobretudo diante da expressiva quantidade de UCs presentes em seu território. Dessa forma, a incorporação da conservação e da restauração florestal na agenda municipal torna-se não apenas uma necessidade ambiental, mas também um direcionamento estratégico para assegurar qualidade de vida, serviços ecossistêmicos e sustentabilidade a longo prazo.

A conectividade apresenta demandas distintas conforme o grau de dependência florestal. Para a dependente, é fundamental restaurar corredores com elevada cobertura florestal, minimizando efeitos de borda, para a semi-dependente, a conectividade pode ser garantida por fragmentos que atuam como trampolins ecológicos, desde que respeitados os limites de dispersão das espécies, e, para a independente, apesar da maior plasticidade, é necessário definir o que caracteriza um corredor funcional, considerando inclusive seu papel na dispersão de propágulos nativos. Nesse contexto, a seleção de *hotspots* de conectividade mostra-se a abordagem mais apropriada, por englobar simultaneamente as diferentes

necessidades ecológicas dos três grupos e orientar de forma estratégica as ações de restauração e conservação na paisagem.

Em perspectiva ampla, a pesquisa contribui para demonstrar que o planejamento da paisagem, baseado em espécies indicadoras e na modelagem espacial da resistência, constitui uma ferramenta robusta para orientar políticas públicas, processos de licenciamento ambiental e estratégias de restauração. O uso de corredores ecológicos como critério para a definição de áreas prioritárias para compensação permite alinhar exigências legais a benefícios ecológicos efetivos, promovendo a conservação da biodiversidade e aumentando a resiliência socioecológica da região.

Conclui-se que a abordagem metodológica proposta fortalece a integração entre ciência aplicada, gestão territorial e instrumentos de política ambiental, oferecendo subsídios práticos ao Comitê de Bacia Hidrográfica Sorocaba e Médio Tietê e aos órgãos gestores estaduais. A adoção dessas estratégias pode assegurar a manutenção dos processos ecológicos, favorecer a conectividade entre UCs e mitigar os impactos negativos do uso intensivo do solo e das mudanças climáticas sobre os ecossistemas locais.

Contudo, no contexto da implementação de projetos de restauração florestal voltados à ampliação da conectividade, recomenda-se a realização de uma análise específica em escala municipal, que também incorpore fatores ambientais como declividade e a presença de cursos d'água, os quais são determinantes para a definição das áreas prioritárias de aplicação desses projetos.

REFERÊNCIAS

ADRIAENSSENS, F.; CHARDON, J. P.; DE BLUST, G.; SWINNEN, U.; VILLALBA, U.; GULINCK, H.; MATTHYSEN, E. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. **Landscape and Urban Planning**, v. 64, n. 4, p. 233-247, 2003.

AJONAS, A. **Processos de metropolização de Sorocaba**: expansão urbana e impactos ambientais. 2015. 330p. Tese (Doutorado em Geografia) – Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

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

ARAÚJO, H. F. P. de; ALMEIDA, F. S. de; ARAÚJO, A. V. de. Composição e estrutura trófica da avifauna de um remanescente de restinga no litoral norte da Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 18, n. 2, p. 91-103, 2010.

AURICH, K. R. BALDAM; R. de L., JUNIOR; T. de P. C., COSTA; L., BALDAM, E. C. G. D. R. Produção do conhecimento científico sobre a efetividade de gestão das Unidades de Conservação do Brasil nos últimos dez anos. **Revista Brasileira de Desenvolvimento**, v. 5, n. 6, p. 190, 2019.

BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. **Oikos**, v. 119, n. 6, p. 918-926, 2010.

BARZAN, F. R.; BELLIS L. M.; CALAMARI, N. C.; CANAVELLI, S. B.; DARDANELLI, S. Using bird foraging height guilds and species to assess forest degradation by livestock production. **Biodiversity and Conservation**, v. 34, p. 877-894, 2025.

BIRDLIFE INTERNATIONAL. **Geotrygon montana**. The IUCN Red List of Threatened Species, 2020a. Disponível em:

BIRDLIFE INTERNATIONAL. **Leptotila verreauxi**. The IUCN Red List of Threatened Species, 2020b. Disponível em:

BIRDLIFE INTERNATIONAL. **Patagioenas picazuro**. The IUCN Red List of Threatened Species, 2024. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2024-2.RLTS.T22690253A263623597.en>. Acesso em: 16 abr. 2025.

BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, v. 24, n. 7, p. 907-918, 2009.

BRASIL. Decreto nº 4.339, de 22 de agosto de 2002. Institui princípios e diretrizes para a implementação da Política Nacional da Biodiversidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 23 ago. 2002. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4339.htm. Acesso em: 10 out. 2024.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 28 maio 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato20112014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 18 dez. 2023.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 19 jul. 2000. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm. Acesso em: 18 dez. 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 9, de 6 de dezembro de 1996. Dispõe sobre normas específicas para o licenciamento ambiental de extração mineral, classes I, III a IX. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 dez. 1996. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=106. Acesso em: 10 out. 2024.

BROCKERHOFF, E. G.; JACTEL, H.; PARROTTA, J. A.; QUINE, C. P.; SAYER, J. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 5, p. 925-951, 2008.

CALVANESE, V. de C.; PEREIRA, M. Levantamento preliminar dos miriápodes ocorrentes na serrapilheira de um fragmento de floresta estacional semidecidual em São Roque, SP. **Scientia Vitae**, São Roque, v. 1, n. 2, p. 12-19, out./dez. 2013. ISSN 2317-9066. Disponível em: www.revistafpsr.com. Acesso em: 16 abr. 2025.

CAMPOS-SILVA, A.; TOPPA, R. H.; PIRATELLI, A. Diversidade funcional da avifauna em paisagens urbanizadas do interior paulista. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 31, n. 2, p. 145-160, 2023.

CARRASCO, R. A. *et al.* Dinâmica de mudanças no uso e cobertura do solo e seus efeitos na temperatura da superfície terrestre na região oeste do estado de São Paulo, Brasil. **Regional Environmental Change**, v. 20, n. 3, p. 1-14, 2020.

CARRION, M. de O.; TOPPA, R. H.; KAWAKUBO, F. S.; MORATO, R. G.; MARTINES, M. R. Análise dos fragmentos florestais para a seleção de áreas prioritárias para conservação. **REA – Revista de Estudos Ambientais** (Online), Blumenau, v. 24, n. 1, p. 78-92, jan./jun. 2022.

CAVARZERE, V.; MARCONDES, R. S.; MORAES, G. P.; DONATELLI, R. J. Comparação quantitativa da comunidade de aves de um fragmento de floresta semidecidual do interior do Estado de São Paulo em intervalo de 30 anos. **Iheringia, Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 102, n. 4, p. 384-393, 2012.

CHAZDON, R.L.; HARVEY, C.A.; KOMAR, O.; GRIFFITH, D.M.; FERGUSON, B.G.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MORALES, H.; NIGH, R.; SOTO PINTO, L.; VAN BREUGEL, M.; PHILPOTT, S.M. Beyond reserves: a research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. **Biotropica**, v. 41, n. 2, p. 142-153, 2009.

CHECON, C. T. **Frugivoria em Patagioenas picazuro** (Aves, Columbidae) e seu papel na dispersão de sementes. 2020. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2020.

CHRIST, K. B. **Efetividade da restauração de áreas degradadas**: proposta de indicadores de monitoramento. 2020. Dissertação (Mestrado em Perícias Criminais Ambientais) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2020.

CLERGEAU, P.; SAVARD, J. P. L.; MENNECHEZ, G.; FALARDEAU, G. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. **The Condor**, v. 100, n. 3, p. 413-425, 1998.

CLEVENGER, A. P.; WALTHO, N. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 47-56, 2000.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Decision adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity**: protected areas and other effective area-based conservation measures. Sharm El-Sheikh, Egypt, 2018. p. 17-29.

COSTA, M. F.; SILVA, W. R. Frugivoria: uma nova tendência alimentar da pomba-asa-branca *Patagioenas picazuro*? **Revista dos Trabalhos de Iniciação Científica da UNICAMP**, n. 27, Campinas, SP, out. 2020.

CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. (ed.). **Connectivity conservation**. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press, 2006.

DA SILVA, F. L.; SMITH, W. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JÚNIOR, I; MENEZES, D. B. Dinâmica temporal dos usos da terra, atributos físicos e hemerobia do município de Sorocaba (SP). **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 20, n. 3, 2024.

DEBRASSI, Teresinha Maria Fortes Bustamante. **Rede de cidades e paisagens em rede**: dispersão, fragmentação na Região Metropolitana de Sorocaba. 2019. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) - Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES. **Sistema Nacional de Viação** (VGEO). 2018. Disponível em: <https://www.gov.br/transportes/pt-br/assuntos/noticias/curtas-transportes/2018/04/dnit-disponibilizanova-versao-do-sistema-nacional-de-viacao-para-download>. Acesso em: 14 jan. 2025.

DEVELEY, P. F.; PONGILUPPI, T. Impactos potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 43-45, 2010.

DOS SANTOS, W. R.; PROENÇA, A. D. A infraestrutura rodoviária e a urbanização regional contemporânea no território paulista: o caso do corredor urbano Campinas-Sorocaba, Brasil. **Eure-Revista Latinoamericana de Estudios Urbano Regionales**, v. 46, n. 138, p. 235-256, 2020. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0250-71612020000200235>.

ESPINOSA-CHÁVEZ, O. J.; NAVARRO-SIGÜENZA, A. G.; RODRÍGUEZ-CORREA, H.; SÁNCHEZ-GONZÁLEZ, L. A.. Highly divergent sympatric lineages of *Leptotila verreauxi* (Aves: Columbidae) suggest a secondary contact area in the Isthmus of Tehuantepec, Mexico. **Avian Research**, v. 15, 2024.

FABH-SMT - FUNDAÇÃO AGÊNCIA DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SOROCABA E MÉDIO TIETÊ. **Plano de Bacia Hidrográfica 2016-2027**. São Paulo: Comitê de Bacia Hidrográfica, 2015. Disponível em: https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/CBH-SMT/20635/plano_bacia_hidrografica_2016-2027_cbh-smt_vfinal.pdf. Acesso em: 15 out. 2023.

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

FAHRIG, L. How much habitat is enough? **Biological Conservation**, v. 100, n. 1, p. 65-74, 2001.

FERRAZ, S. F. B.; VETTORAZZI, C. A. Identificação de áreas para recomposição florestal com base em princípios de ecologia de paisagem. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 4, p. 575-583, 2003.

FIAŁKOWSKI, M.; BITNER, A.; BITNER, A. Universal rules for fragmentation of land by humans. **Landscape Ecology**, v. 23, n. 9, p. 1013-1022, 2008.

FONTOURA, P. M.; ORSI, M. L. Densidades populacionais comparativas de três espécies de pombas (Columbidae) em paisagens perturbadas no Norte do Estado do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 22, p. 245-250, 2014.

FORMAN, R. T. T.; GRODON, M. **Landscape ecology: principles and landscape function and design**. New York: John Wiley & Sons, 1986. 619 p.

FORMAN, R. T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 2014.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. ISBN 978-0-521-47980-6.

FRANÇA, E. B. Ordenamento territorial e gestão em unidades de conservação de ambientes costeiros. **Revista Geonordeste**, n. 1, p. 200-219, 2019.

FRANKHAM, R.; BALLOU, J. D.; BRISCOE, D. A. **Introduction to conservation genetics**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. **Unidades de Conservação Estaduais – Proteção Integral**. São Paulo: Fundação Florestal, 2022a. Disponível em: <https://datageo.ambiente.sp.gov.br/geoserver/datageo/ows?SERVICE=WMS>. Acesso em: 15 out. 2023. Base de dados.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. **Unidades de Conservação Estaduais - Uso Sustentável**. São Paulo: Fundação Florestal, 2022b. Disponível em: <https://datageo.ambiente.sp.gov.br/geoserver/datageo/ows?SERVICE=WMS>. Acesso em: 15 out. 2023. Base de dados.

GERDENITS, D.; SAVELLA, E.; TAVARES DA MOTA, M.. Análise das legislações sobre os percentuais mínimos das áreas verdes dos municípios da Bacia do Sorocaba Médio Tietê, Estado de São Paulo. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Curitiba, v. 8, n. 4, p. 22-35, 2013.

GONÇALVES, D. L.; PASSOS, M. M. Planejamento ambiental de corredores ecológicos e o sistema GTP: uma alternativa teórico-metodológica possível. **GOT: Revista de Geografia e Ordenamento do Território**, v. 27, p. 85-104, 2024.

GRIMM, N. B.; FAETH, S. H.; GOLUBIEWSKI, N. E.; REDMAN, C. L.; WU, J.; BAI, X.; BRIGGS, J. M. Global change and the ecology of cities. **Science**, v. 319, n. 5864, p. 756-760, 2008.

GROMOVA, E. S. A "*Stepping Stone*" approach to exploiting urban density. **The Urban Book Series**, p. 639-647, 2023.

HARTLEY, M. J. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. **Forest Ecology and Management**, v. 155, n. 1-3, p. 81-95, 2002.

HARVEY, C. A. *et al.* Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. **Conservation Biology**, v. 22, n. 1, p. 8-15, 2008.

HILTY, J. *et al.* **Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors**. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 30. Gland, Switzerland: IUCN, 2020.

HOFMAN, M. P. G.; HAYWARD, M. W.; KELLY, M. J.; BALKENHOL, N. 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, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico 2022**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br>. Acesso em: abr. 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Malhas territoriais**. Rio de Janeiro: IBGE, 2024. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html>. Acesso em: 16 abr. 2025.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Floresta Nacional de Ipanema**. Brasília: ICMBio, 2024. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/flonaipanema/>. Acesso em: 16 abr. 2025.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Unidades de Conservação Federais**. Brasília: ICMBio, 2023a. Disponível em: <https://metadados.inde.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/metadata/fd142c7e-0adc-4a81-9c52-6155515ade02>. Acesso em: 15 out. 2023. Base de dados.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Unidades de Conservação Federais - Uso Sustentável (RPPN)**. Brasília: ICMBio, 2023b. Disponível em: <https://sistemas.icmbio.gov.br/simrppn/publico/>. Acesso em: 15 out. 2023. Base de dados.

INSTITUTO DE PESQUISAS AMBIENTAIS. **Índice de Cobertura Vegetal Nativa por município com base no Inventário Florestal**. São Paulo: IPA, 2020. Disponível em: <https://datageo.ambiente.sp.gov.br/geoserver/datageo/ows?SERVICE=WMS>. Acesso em: 15 out. 2023. Base de dados.

INSTITUTO INTERNACIONAL PARA SUSTENTABILIDADE. **Priorização de áreas para recuperação florestal na Mata Atlântica brasileira**: sumário para políticas públicas. Rio de Janeiro: IIS, 2021.

ITU (Município). Prefeitura da Estância Turística de Itu. **Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica de Itu – PMMA**. Itu: Secretaria Municipal de Meio Ambiente, 2021.

IUCN. **A guide to the restoration opportunities assessment methodology (ROAM)**: assessing forest landscape restoration opportunities at the national or sub-national level. World Resources Institute and International Union for Conservation of Nature. Documento de trabalho (Edição-teste). Gland, Suíça: IUCN, 2014. 125 p.

JOSE, S. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. **Agroforestry Systems**, v. 76, p. 110, 2009.

LEAL, J. D. R. **Uso de indicadores de restauração ecológica na avaliação da recuperação de áreas degradadas**. 2023. Monografia (Especialização em Recursos Hídricos e Ambientais) - Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Agrárias, Montes Claros, 2023.

LEITÃO, C. A entrevista como instrumento de pesquisa científica em Informática na Educação: planejamento, execução e análise. In: PIMENTEL, M.; SANTOS, E. (org.). **Metodologia de pesquisa científica em Informática na Educação**: abordagem qualitativa. Porto Alegre: SBC, 2021. (Série Metodologia de Pesquisa em Informática na Educação, v. 3). Disponível em: <https://ceie.sbc.org.br/metodologia/livro-3/>. Acesso em: 16 abr. 2025.

LEPCZYK, C. A.; ARONSON, M. F.; EVANS, K. L.; GODDARD, M. A.; LERMAN, S. B.; MACIVOR, J. S. Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. **BioScience**, v. 67, n. 9, p. 799-807, 2017.

MA, J.; LI, J.; WU, W.; LIU, J. Global forest fragmentation change from 2000 to 2020. **Nature Communications**, v. 14, n. 3752, 2023.

MACEDO, L. D.; MONJEAU, A.; NEVES, A. Assessing the most irreplaceable protected areas for mammal conservation in the Atlantic Forest: lessons for mosaic governance. **Sustainability**, v. 11, n. 11, p. 3029, 2019.

MACHAR, I. Sustainable landscape management and planning. **Sustainability**, v. 12, n. 6, p. 2354, 2020.

MALCZEWSKI, J. GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 20, n. 7, p. 703-726, 2006.

MAPBIOMAS. **Coleção Beta da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**. 2022. Disponível em: <https://mapbiomas.org/mapbiomas-beta-10m>. Acesso em: 15 out. 2023. Base de dados.

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

MARTINES, M. R.; TOPPA, R. H. Detectando trampolins para o planejamento de conectividade em escala local-regional. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 35, p. 49-57, 2018.

MARTINES, M. R.; TOPPA, R. H.; OLIVEIRA, P. S. S. Expansão da mancha urbana de Sorocaba, São Paulo, no período de 2002 a 2009: subsídios ao Plano Diretor por meio de técnicas de geoprocessamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – SBSR, 17., 2015, João Pessoa. **Anais [...]**. São José dos Campos: INPE, 2015. p. 728-733. Disponível em: <https://www.dsr.inpe.br/sbsr2015/files/p0137.pdf>. Acesso em: 30 ago. 2025.

MARTINS, S. K. B.; MARTINES, M. R.; TOPPA, R. H. Análise da paisagem urbana visando a implantação de corredor ecológico entre os dois maiores fragmentos florestais do município de Campinas (São Paulo, Brasil): a Mata de Santa Genebra e a Mata Ribeirão Cachoeira. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 44, e216366, 2024.

MASSARELLI, C. Developing a calculation workflow for designing and monitoring urban ecological corridors: a case study. **Urban Science**, v. 8, n. 4, p. 169, 2024.

MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, n. 3, p. 247260, 2006.

MCRAE, B. H.; KAVANAGH, D. M. **Linkage Mapper Connectivity Analysis Software**. Seattle, WA: The Nature Conservancy, 2011.

MENDONÇA, L. L. A.; MENEZES JUNIOR, E. E. Cerrado Brasileiro e Unidades de Conservação. **RGSA**, v. 18, n. 10, p. 022, 2024.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1/2, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1676-06032001000100006>. Acesso em: 13 jan. 2025.

MOILANEN, A.; KUJALA, H.; MIKKONEN, N. A practical method for evaluating spatial biodiversity offset scenarios based on spatial conservation prioritization outputs. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 11, p. 794-803, 2020.

MORAES, M. C. P.; MELLO, K.; TOPPA, R. H. Gestão integrada em Unidades de Conservação: estudo de caso do Parque Estadual de Porto Ferreira. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, São Paulo, n. 33, p. 45-59, set. 2014.

MULINETTI, B. F. **Ocorrência de espécies de aves em trilhas de uma unidade de proteção integral**. 2023. 34 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Ciências Biológicas) - Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Laranjeiras do Sul, Laranjeiras do Sul, 2023.

NATHAN, R.; GETZ, W. M.; REVILLA, E.; HOLYOAK, M.; KADMON, R.; SALTZ, D.; SMOUSE, P. E. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 49, p. 19052-19059, 2008.

OLIVEIRA, D. G.D.; VARGAS, R. R.; SAAD, A. R.; ARRUDA, R. D. O. M.; DALMAS, F. B.; AZEVEDO, F. D. A. Uso do solo e seus impactos na qualidade da água da Bacia Hidrográfica Cachoeirinha Invernada, Guarulhos (SP). **Revista Ambiente & Água**, v. 1, 2018.

OLIVEIRA, F. V.; FERRÃO, A. M. A. Caracterização do patrimônio ambiental em parques na bacia hidrográfica do Sorocaba-Médio Tietê: cidades de Cabreúva, Itu, Salto e Porto Feliz, São Paulo. **Oculum Ensaios**, Campinas, n. 16, p. 4862, jul./dez. 2012. Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=351732201005>. Acesso em: 14 set. 2025.

OLIVEIRA, J. D. R. **Uso de indicadores de restauração ecológica na avaliação da recuperação de áreas degradadas**. 2023. Monografia (Especialização em Recursos Hídricos e Ambientais) - Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Agrárias, Montes Claros, 2023.

OLIVEIRA, R. A. da CUNHA, D. C.; SIMONETTI, V. C.; STROKA, E. A. B.; SABONARO, D. Z. Proposição de Corredor Ecológico entre duas Unidades de Conservação na Região Metropolitana de Sorocaba. v. 32, p. 61-71, 2016.

PAGIOLA, S. *et al.* Paying for biodiversity conservation services. **Mountain Research and Development**, v. 25, n. 3, 2005.

PEDLOWSKI, M. A. MATRICARDI, E. A.; SKOLE, D.; CAMERON, S. R.; CHOMENTOWSKI, W.; FERNANDES, C.; LISBOA, A. Conservation units: a new deforestation frontier in the Amazonian state of Rondônia, Brazil. **Environmental Conservation**, v. 32, n. 2, p. 134, 2005.

PEREIRA, V. H. C.; CESTARO, L. A. Corredores Ecológicos no Brasil: Avaliação sobre os principais critérios utilizados para definição de áreas potenciais. **Caminhos de Geografia**, v. 17, n. 58, p. 16-33, 2016.

PÉREZ-GRANADOS, C.; SCHUCHMANN, K. Seasonal and daily variations in vocal behavior of the neotropical whitetipped dove (*Leptotila verreauxi*). **Diversity**, v. 12, n. 10, p. 402, 2020.

- PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: a new conservation paradigm. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1134, n. 1, p. 173-200, 2008.
- PETZINGER, J. G. G.; BERRETA, M. S. R. Fragmentação de habitat em remanescentes de Mata Atlântica no Sul do Brasil: análise espacial baseada em métricas da paisagem. **Ciência Geográfica**, v. 28, n. 2, 2024.
- PIRES, V. R. O; GARCIA, M. A.; MARTINES, M. R.; TOPPA, R. H. Mapeamento do uso e ocupação da terra como subsídio para o planejamento ambiental. **Ambiência**, v. 12, p. 899-908, 2016a.
- PIRES, V. R. O; GARCIA, M. A.; MARTINES, M. R.; TOPPA, R. H. Análise da estrutura da paisagem para o estabelecimento de estratégias conservacionistas em fragmentos de Mata Atlântica. **Ambiência**, v. 12, p. 899-908, 2016b.
- PRESTES, L. D.; PERELLO, L. F. C.; GRUBER, N. L. S. Métodos para avaliar a efetividade de gestão: o caso particular das Áreas de Proteção Ambiental (APAs). **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 44, p. 54880, 2018.
- PRIANTE, C. F. **Planejamento de travessias de fauna para espécies arborícolas em uma.** 2021. 88p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2021.
- QUEIROZ, D. A. R.; RIBEIRO, M. P.; TAVARES, P. A.; De MELLO, K. The role of forest plantations for the native vegetation conservation in the protected areas surroundings. **Journal for Nature Conservation**, v. 78, 126551, 2024.
- RASLI, F. N.; JUHARI, M. L.; HALIM, A. Green corridors in coordinating and supporting SDG 11: sustainable cities and communities. **International Journal of Research and Innovation in Social Science**, v. 8, n. 12, p. 1053-1071, 2025.
- RAYDEN, T.; K. R., AUSTIN, K.; RADACHOWSKY, J. Improving climate and biodiversity outcomes through restoration of forest integrity. **Conservation Biology**, v. 37, e14163, 2023.
- RHODES, J. R.; LIU, Y.; WAHYUDI, A.; MARON, M.; IFTEKHAR, M. S.; Brisbane, S. Performance of habitat offsets for species conservation in dynamic human-modified landscapes. **People and Nature**, 2023.
- RIBEIRO, B. R.; MARTINS, E.; MARTINELLI, G.; LOYOLA, R. The effectiveness of protected areas and indigenous lands in representing threatened plant species in Brazil. **Figshare Dataset**, 7451594, 2018.
- RIBEIRO, M. P. VIÉGAS, V. S., de MELLO, K., SOARES, F. D. S., VALENTE, R. A., CHEN, D. Land use/land cover forecast and urban sprawl analysis in a Brazilian city in the Atlantic Forest

Biome. **The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. XLVIII-3-2024, 2024.

RIBEIRO, M. P.; MELLO, K.; VALENTE, R. A. Avaliação da estrutura da paisagem visando à conservação da biodiversidade em paisagem urbanizada. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 30, n. 3, p. 819-834, 2020.

RIBEIRO, M. P.; MELLO, K.; VALENTE, R. A. How can forest fragments support protected areas connectivity in an urban landscape in Brazil? **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 74, 127683, 2022.

ROSTELLATO, C. Sorocaba ganhou sua quarta unidade de conservação. **Agência Sorocaba de Notícias**. Sorocaba: Prefeitura Municipal de Sorocaba, 2015. Disponível em: <https://agencia.sorocaba.sp.gov.br/sorocaba-ganhou-sua-quartaunidade-de-conservacao/>. Acesso em: 16 abr. 2025.

RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. **Biological Conservation**, v. 147, n. 1, p. 87-98, 2012.

SALLES, M. H. D. *et al.* Avaliação simplificada de impactos ambientais na bacia do Alto Sorocaba (SP). **Revista de Estudos Ambientais**, v. 10, n. 2, p. 6-20, 2008.

SALTO DE PIRAPORA (Município). **Plano de Manejo do Parque Natural Municipal Olésio dos Santos**: diagnóstico – avaliação do meio físico, biodiversidade e meio antrópico. Salto de Pirapora: Secretaria do Meio Ambiente, 2022.

SANTOS, L. P.; FREITAS, V. L. O.; VASCONCELOS, M. F. Características sobre a dieta de Columbídeos silvestres da Mata Atlântica Brasileira. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ORNITOLOGIA, 20., 2013, Passo Fundo. **Anais [...]**. Passo Fundo: Universidade de Passo Fundo, 2013.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 68.942, de 3 de outubro de 2024. Cria as Áreas de Proteção Ambiental Cuesta Corumbataí, Cuesta Paranapanema e Cuesta Guarani e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 4 out. 2024. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2024/decreto-6894203.10.2024.html>. Acesso em: 16 abr. 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Plano Estadual de Recursos Hídricos** - Sumário Executivo do PERH 2024-2027. São Paulo: Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística, 2024h. Disponível em: <https://sigrh.sp.gov.br/corhi/planoestadualderecursososhidricos>. Acesso em: 10 jan. 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística. **Área de Proteção Ambiental Barreiro Rico**. Guia de Áreas Protegidas do Estado de São Paulo, 2024a. Disponível em: <https://guiadeareasprotegidas.sp.gov.br/ap/area-de-protecao-ambiental-barreiro-rico/>. Acesso em: 16 abr. 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística. **Área de Proteção Ambiental Cabreúva**. Guia de Áreas Protegidas do Estado de São Paulo, 2024b. Disponível em: <https://guiadeareasprotegidas.sp.gov.br/ap/areade-protecao-ambiental-cabreuva/>. Acesso em: 16 abr. 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística. **Área de Proteção Ambiental Cajamar**. Guia de Áreas Protegidas do Estado de São Paulo, 2024c. Disponível em: <https://guiadeareasprotegidas.sp.gov.br/ap/areade-protecao-ambiental-cajamar/>. Acesso em: 16 abr. 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística. **Área de Proteção Ambiental Itupararanga**. Guia de Áreas Protegidas do Estado de São Paulo, 2024d. Disponível em: <https://guiadeareasprotegidas.sp.gov.br/ap/area-de-protecao-ambiental-itupararanga/>. Acesso em: 16 abr. 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística. **Área de Proteção Ambiental Jundiá**. Guia de Áreas Protegidas do Estado de São Paulo, 2024e. Disponível em: <https://guiadeareasprotegidas.sp.gov.br/ap/areade-protecao-ambiental-jundiai/>. Acesso em: 16 abr. 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística. **Área de Proteção Ambiental Tanquã-Rio Piracicaba**. Guia de Áreas Protegidas do Estado de São Paulo, 2024f. Disponível em: <https://guiadeareasprotegidas.sp.gov.br/ap/area-de-protecao-ambiental-tanqua-rio-piracicaba/>. Acesso em: 16 abr. 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística. **Área de Proteção Ambiental TietêJumirim**. Guia de Áreas Protegidas do Estado de São Paulo, 2024g. Disponível em: <https://guiadeareasprotegidas.sp.gov.br/ap/area-de-protecao-ambiental-tiete-jumirim/>. Acesso em: 16 abr. 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística. **Planos de manejo**. Sistema de Informações Gerenciais Ambientais – SIGAM. São Paulo, [s.d.]. Disponível em: <https://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Default.aspx?idPagina=16828>. Acesso em: 16 abr. 2025.

SARTORI, A. A. da C.; SILVA, R. F. B. da; ZIMBACK, C. R. L. Combinação linear ponderada na definição de áreas prioritárias à conectividade entre fragmentos florestais em ambiente SIG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 36, n. 6, p. 10791090, 2012.

SAURA, S. B.; BASTIN, L.; BATTISTELLA, L.; MANDRICI, A.; DUBOIS, G. Protected area connectivity: shortfalls in global targets and country-level priorities. **Biological Conservation**, v. 219, p. 53-67, 2018.

SEKERCIOGLU, C. H. Increasing awareness of avian ecological function. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 21, n. 8, p. 464-471, 2006.

SHAPIRA, A.; SHOSHANY, M.; NIR-GOLDENBERG, S. Combining analytical hierarchy process and agglomerative hierarchical clustering for seeking expert consensus in green corridors development management. **Environmental Management**, v. 52, n. 1, p. 123-135, 2013.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.

SILVA, A. J. B.; SOUZA, M. C. S. A. Políticas ambientais acerca das Unidades de Conservação no Brasil: desafios das gestões e políticas das áreas protegidas. **Revista GeSec**, v. 15, n. 1, p. 1012-1031, 2024.

SILVA, J. M. C.; de SOUZA, M. A.; BIEBER, A. G. D.; CARLOS, C. J. Aves da Caatinga: status, uso de habitat e sensibilidade. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (org.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária UFPE, 2003. p. 237-274.

SOARES-FILHO, B. *et al.* Land use. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014.

SOL, D.; TIMMERMANS, S.; LEFEBVRE, L. Behavioural flexibility and invasion success in birds. **Animal Behaviour**, v. 63, n. 3, p. 495-502, 2002.

SOROCABA (Município). Decreto nº 21.618, de 7 de janeiro de 2015. Cria o Parque Natural Municipal de Brigadeiro Tobias e dá outras providências. **Diário Oficial do Município de Sorocaba**, Sorocaba, 8 jan. 2015a. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/sp/s/sorocaba/decreto/2015/2162/21618/decreto-n-21618-2015-cria-o-parque-naturalmunicipal-de-brigadeiro-tobias-e-da-outras-providencias>. Acesso em: 16 abr. 2025.

SOROCABA (Município). Decreto nº 22.023, de 12 de março de 2015. Cria a Estação Ecológica Municipal do Piragibu e dá outras providências. **Diário Oficial do Município de Sorocaba**, Sorocaba, 13 mar. 2015b. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/sp/s/sorocaba/decreto/2015/2203/22023/decreto-n-22023-2015-cria-a-estacao-ecologicamunicipal-do-piragibu-e-da-outras-providencias>. Acesso em: 16 abr. 2025.

SOROCABA (Município). Instituto de Planejamento e Desenvolvimento de Sorocaba. **Relatório de caracterização do município de Sorocaba**. Sorocaba: IPLAN, 2024. 164 p.

SOROCABA (Município). Lei Ordinária nº 11.471, de 29 de dezembro de 2016. Cria a Estação Ecológica Bráulio Guedes da Silva, revoga expressamente a Lei nº 4.043, de 19 de outubro de 1992, que cria o Parque Natural Bráulio Guedes da Silva, e dá outras providências. **Diário Oficial do Município de Sorocaba**, Sorocaba, 30 dez. 2016. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/sp/s/sorocaba/lei-ordinaria/2016/1148/11471/lei-ordinaria-n-11471-2016-cria-a-estacaoecologica-braulio-guedes-da-silva-revoga-expressamente-a-lei-n-4043-de-19-de-outubro-de-1992-que-cria-o-parquenatural-braulio-guedes-da-silva-e-das-outras-providencias>. Acesso em: 16 abr. 2025.

STEWART, F. E. C.; DARLINGTON, S.; VOLPE, J. P.; MCADIE, M.; FISHER, J. T. Corridors best facilitate functional connectivity across a protected area network. **Scientific Reports**, v. 9, n. 10852, 2019.

STOTZ, D. F. (ed.). **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1996. XI + 700 p.

TAVARES, P. A. **Spatial and temporal analysis of native vegetation coverage for compliance with the New Forest Act**. 2021. 87 p. Tese (Doutorado em Ciências, área de Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2021.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571-573, 1993.

TELINO-JUNIOR, W. R.; DIAS, M. M.; AZEVEDO JÚNIOR, S. M. D.; LYRA-NEVES, R. M. D.; de LARRAZÁBAL, M. E. Estrutura trófica da avifauna na Reserva Estadual de Gurjaú, Zona da Mata Sul, Pernambuco. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 962-973, 2005.

TOMÁS, W. M. *et al.* Challenges in the conservation and management of legal reserve areas in Brazilian grassland and savanna ecosystems in the face of global climate change. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 59, 2024.

TREVISAN, D.; MOSCHINI, L.; DIAS, L. **Atlas histórico geográfico da Bacia Hidrográfica do Rio Tietê-Jacaré**. 2019.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape ecology in theory and practice: pattern and process**. New York: Springer Science & Business Media, 2001.

WIKIAVES. **WikiAves, a Enciclopédia das Aves do Brasil**. 2024. Disponível em: <http://www.wikiaves.com.br/>. Acesso em: 10 out. 2024. Base de dados.

WITT, P. B. R.; de FARIA, H. H.; de OLIVEIRA, J.; de OLIVEIRA, L. R. Eficácia da gestão de Unidades de Conservação da Natureza no sul do Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 18, n. 3, p. 209-230, 2023.

ZHANG, Y.; LUO, Y.; HAN, L.; CHEN, K.; WANG, Z.; YANG, Q. Importance of patches in maintaining forest landscape connectivity: a case study of Barluk, Xinjiang, China. **Forests**, v. 16, art. 74, 2025.

APÊNDICE A – Questionário direcionado aos ornitólogos

Planejamento da paisagem como instrumento para a conectividade da avifauna entre Unidades de Conservação

amandaoh@gmail.com [Mudar de conta](#)



Não compartilhado

* Indica uma pergunta obrigatória

Questionário

1. Com base em sua experiência, estabeleça pesos para cada classe de cobertura e uso da terra, considerando a resistência ao movimento das espécies de aves selecionadas neste projeto. As espécies possuem boa capacidade de dispersão e são representados pela família Columbidae.

Os valores mais próximos de 1 indicam uma resistência menor ao movimento das aves, enquanto que valores mais altos indicam maior resistência e maior dificuldade de movimento. Assim, definimos cinco classes de resistência, variando de muito baixa (1), baixa (2), média (3), alta (4) e muito alta (5).

Atribuir peso: Dependente de Floresta *

	1 muito baixa	2 baixa	3 média	4 alta	5 muito alta
Floresta (formação florestal)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Formação Natural Não Florestal (Campo Alagado e Área Pantanosa, Formação Campestre, Apicum, Afloramento Rochoso e formações não florestais do Cerrado)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Agricultura (lavouras temporárias e lavouras perenes)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Silvicultura	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Pastagem	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Área Não Vegetada (Área Urbanizada e outras ocupações)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Água (rios, lagos e aquicultura)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

Atribuir peso: Semidependente de floresta *

	1 muito baixa	2 baixa	3 média	4 alta	5 muito alta
Floresta (formação florestal)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Formação Natural Não Florestal (Campo Alagado e Área Pantanosa, Formação Campestre, Apicum, Afloramento Rochoso e formações não florestais do Cerrado)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Agricultura (lavouras temporárias e lavouras perenes)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Silvicultura	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Pastagem	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Área Não Vegetada (Área Urbanizada e outras ocupações)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Água (rios, lagos e aquicultura)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

Atribuir peso: Independente de Floresta *

	1 muito baixa	2 baixa	3 média	4 alta	5 muito alta
Floresta (formação florestal)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Formação Natural Não Florestal (Campo Alagado e Área Pantanosa, Formação Campestre, Apicum, Afloramento Rochoso e formações não florestais do Cerrado)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Agricultura (lavouras temporárias e lavouras perenes)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Silvicultura	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Pastagem	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Área Não Vegetada (Área Urbanizada e outras ocupações)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Água (rios, lagos e aquicultura)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

Utilize esse espaço para fazer qualquer consideração que julgar pertinente.

Sua resposta _____

2. Para as espécies avaliadas com qualidade de dependência e semidependência de floresta, indicar um tamanho mínimo do fragmento como fonte, considerando as classes abaixo.

Para esse item é necessário marcar a espécie conforme a área do fragmento com o objetivo de avaliarmos a permeabilidade na paisagem em relação ao tamanho do fragmento.

*

	menor ou igual a um hectare (≤ 1 ha)	um e cinco hectares (1-5 ha)	cinco e dez hectares (5-10 ha)	dez e cinquenta hectares (10-50 ha)	cinquenta e cem hectares (50-100 ha)	cem a um mil hectares (100- 1000 ha)	um mil a nove mil hectares (1000- 9000 ha)	maior que nove mil hectares (>9000 ha)
Lepitotila verreauxi	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Geotrygon montana	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

Utilize esse espaço para fazer qualquer consideração que julgar pertinente.

Sua resposta _____

APÊNDICE B – Cobertura vegetal e usos da terra ocorrentes nos municípios da UGRHI 10.

Cobertura vegetal e Uso da Terra - Área em hectares com relação ao Uso da Terra na UGRHI 10								
Município	Floresta	Formação Natural Não Florestal	Agricultura	Silvicultura	Pastagem	Área Não Vegetada	Água	TOTAL
Alambari	2.680,72	236,24	5.303,27	3.025,85	4.256,10	356,87	35,03	15.894,09
Alumínio	2.526,26	22,76	2.688,85	1.550,22	603,69	879,86	132,97	8.404,61
Anhembi	12.710,30	1.968,73	18.592,86	11.796,36	17.037,33	322,51	3.539,03	65.967,12
Araçariguama	6.705,31	4,31	4.407,98	509,02	1.910,34	870,43	108,12	14.515,51
Aracoíaba da Serra	5.040,11	88,13	10.701,58	663,38	6.840,44	2.135,04	82,39	25.551,06
Bofete	15.882,01	1.005,72	6.615,11	8.629,36	13.784,34	251,68	17,87	46.186,09
Boituva	2.903,16	87,49	12.361,32	287,12	6.294,32	2.863,84	58,43	24.855,68
Botucatu	15.498,06	2.247,90	29.448,35	10.930,58	13.879,13	4.110,51	3.943,22	80.057,75
Cabreúva	7.513,17	61,86	2.430,10	1.232,44	2.272,62	232,86	151,57	13.894,63
Capela do Alto	3.077,44	60,94	8.777,85	251,22	4.123,83	685,66	47,68	17.024,62
Cerquillo	908,52	60,50	6.607,73	52,89	3.626,80	1.433,06	69,73	12.759,22
Cesário Lange	1.620,70	85,84	12.098,50	58,19	4.275,36	864,21	109,02	19.111,82
Conchas	5.887,62	1.221,31	11.327,41	1.406,38	26.000,55	394,06	424,86	46.662,18
Ibiúna	24.164,75	378,17	21.280,46	1.645,22	7.444,14	1.992,04	1.022,95	57.927,73
Iperó	5.744,33	246,05	6.473,42	364,38	3.176,00	899,29	109,83	17.013,30
Itu	12.407,82	24,66	20.121,98	4.387,25	13.703,23	6.121,71	399,93	57.166,60
Jumirim	660,10	1,69	2.112,64	35,39	2.586,55	221,71	44,79	5.662,86
Laranjal Paulista	2.683,70	32,24	17.856,60	193,24	16.029,86	1.243,19	419,36	38.458,19
Mairinque	7.402,19	20,59	7.881,81	1.631,90	2.176,73	1.685,08	244,43	21.042,74
Pereiras	1.508,34	3,65	5.410,12	205,75	14.853,93	293,46	58,24	22.333,48
Piedade	17.024,94	28,65	19.209,43	3.992,13	6.750,03	1.141,66	302,60	48.449,44
Porangaba	3.035,49	142,37	6.818,67	344,06	15.929,34	357,28	18,61	26.645,81
Porto Feliz	5.614,75	64,99	33.219,58	1.802,47	12.059,44	2.407,51	501,99	55.670,72
Quadra	2.008,07	108,59	11.005,95	515,48	6.578,09	202,45	187,21	20.605,84
Salto	870,87	2,39	4.247,82	143,94	1.652,59	2.713,14	172,45	9.803,19
Salto de Pirapora	4.895,97	83,86	10.495,58	6.316,45	3.582,19	2.572,38	58,59	28.005,01
São Manuel	4.035,01	727,13	27.567,99	394,41	1.662,33	487,58	3.968,14	38.842,61
São Roque	12.942,50	79,34	7.481,71	1.028,24	2.797,00	2.904,89	62,50	27.296,19
Sarapuí	5.344,32	251,63	7.597,67	4.673,59	8.697,69	394,32	46,26	27.005,48
Sorocaba	6.421,19	37,36	15.504,50	1.716,81	6.150,94	14.941,94	207,49	44.980,22
Tatuí	5.353,97	285,16	30.928,34	496,34	11.098,92	3.784,94	441,71	52.389,38
Tietê	2.759,34	18,41	16.067,91	261,75	11.580,43	1.686,47	428,83	32.803,12
Torre de Pedra	1.891,38	196,32	1.257,23	117,36	3.622,03	54,90	12,63	7.151,84
Vargem Grande Paulista	655,79	10,52	783,20	53,86	231,85	1.483,34	7,79	3.226,36
Votorantim	5.199,02	33,54	4.355,78	3.832,62	1.415,37	2.663,86	879,59	18.379,77
TOTAL	215.577,24	9.929,04	409.039,29	74.545,63	258.683,53	65.653,70	18.315,82	1.051.744,25

APÊNDICE C – Cobertura vegetal e usos da terra ocorrentes nas Unidades de Conservação.

Unidade de Conservação	Cobertura vegetal e Uso da Terra - Área em hectares com relação ao Uso da Terra na UGRHI 10							TOTAL
	Floresta	Formação Natural Não Florestal	Agricultura	Silvicultura	Pastagem	Área Não Vegetada	Água	
APA Barreiro Rico	1.897,55	110,41	2.782,78	1.816,41	1.707,49	190,63	2,06	8.507,32
APA Botuxim	0,01	0,00	0,34	0,00	0,61	0,00	0,00	0,96
APA Braiajá	5,13	0,00	2,17	0,00	0,02	0,04	1,09	8,45
APA Cabreúva	7.517,84	61,85	2.433,43	1.232,48	2.275,63	233,29	157,06	13.911,59
APA Cajamar	754,07	0,00	407,52	138,95	74,45	12,03	2,75	1.389,77
APA Cidade Nova	10,64	0,00	6,11	0,00	0,00	3,68	0,00	20,42
APA Cuesta Guarani	22.677,43	1.845,57	14.280,83	9.985,65	19.645,30	211,58	53,07	68.699,43
APA Cuesta Paranapanema	2.316,13	253,97	9.699,51	778,40	1.080,37	475,66	54,31	14.658,35
APA Ituparanga	37.382,87	517,94	32.456,39	3.974,52	10.862,13	5.615,70	2.329,42	93.138,96
APA Jundiá	3.669,87	0,00	388,86	646,53	81,79	7,26	4,20	4.798,52
APA Pedregulho	76,25	0,00	287,48	21,25	220,78	10,39	4,37	620,52
APA Tanquã-Rio Piracicaba	0,48	0,22	8,59	0,00	0,00	0,00	576,85	586,14
APA Tietê-Jurumirim	4.291,72	21,55	19.338,94	530,59	15.447,77	2.002,10	488,01	42.120,68
APA Vassoural	14,85	0,00	4,37	0,00	0,15	0,04	0,00	19,40
Estação Ecológica Bráulio Guedes da Silva	6,21	0,00	2,08	0,00	0,00	1,08	0,00	9,37
Estação Ecológica do Barreiro Rico	261,13	0,00	11,53	0,06	1,58	0,00	0,00	274,30
Estação Ecológica Governador Mário Covas	44,49	0,00	4,59	0,00	0,30	3,26	0,00	52,64
Estação Ecológica Ibicatu	76,64	0,00	1,36	0,00	3,66	0,00	0,00	81,67
Estação Ecológica Municipal do Piragibu	25,20	0,30	17,52	0,05	0,36	3,32	0,00	46,76
Floresta Nacional de Ipanema	3.650,00	7,53	1.117,12	189,32	379,92	15,74	25,12	5.384,77
Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade	55,98	1,71	5,08	8,28	0,06	0,42	0,00	71,52
Parque Natural Municipal de Brigadeiro Tobias	6,78	0,00	3,16	0,00	0,00	1,91	0,00	11,85
Parque Natural Municipal de São Roque	117,86	0,00	1,73	0,36	0,06	0,00	0,00	120,01
Parque Natural Municipal Olésio dos Santos	2,53	0,00	3,80	0,00	0,12	0,38	0,00	6,84
RPPN Recanto Olho D'água	6,01	0,89	3,54	0,00	0,00	0,19	0,00	10,62
Total	84.867,68	2.821,94	83.268,84	19.322,84	51.782,53	8.788,70	3.698,32	254.550,85

APÊNDICE D – Estatística Zonal calculada para os 35 municípios com sede na Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê, considerando os valores de resistência média, área e desvio padrão.

Municípios	Dependentes de Floresta		
	Resistência média	Área (ha)	Desvio Padrão
Alambari	123,54	15.894,09	25,10
Alumínio	113,97	8.404,61	32,70
Anhembi	119,27	65.967,12	26,29
Aracariguama	113,03	14.515,51	31,19
Aracoíaba da Serra	129,45	25.551,06	26,45
Bofete	81,05	46.186,09	38,33
Boituva	135,81	24.855,68	21,62
Botucatu	119,40	80.057,75	30,56
Cabreúva	74,73	13.894,63	39,18
Capela do Alto	130,20	17.024,62	24,69
Cerquilha	138,67	12.759,22	17,75
Cesário Lange	136,58	19.111,82	17,82
Conchas	131,72	46.662,18	20,83
Ibiúna	80,00	57.927,73	42,40
Iperó	108,49	17.013,30	41,35
Itu	126,97	57.166,60	27,74
Jumirim	113,07	5.662,86	38,48
Laranjal Paulista	137,03	38.458,19	16,25
Mairinque	107,53	21.042,74	39,36
Pereiras	136,86	22.333,48	15,80
Piedade	116,93	48.449,44	29,02
Porangaba	133,73	26.645,81	20,41
Porto Feliz	134,37	55.670,72	19,95
Quadra	134,10	20.605,84	18,84
Salto	140,42	9.803,19	21,83
Salto de Pirapora	123,28	28.005,01	26,84
São Manuel	132,05	38.842,61	19,77
São Roque	94,79	27.296,19	44,56
Sarapuí	122,31	27.005,48	25,49
Sorocaba	137,40	44.980,22	27,06
Tatuí	135,77	52.389,38	19,95
Tietê	118,86	32.803,12	36,01
Torre de Pedra	95,73	7.151,84	41,69
Vargem Grande Paulista	135,46	3.226,36	32,90
Votorantim	112,43	18.379,77	36,98

Semi-dependente de Floresta			
Municípios	Resistência média	Área (ha)	Desvio Padrão
Alambari	99,18	15.894,09	12,60
Alumínio	98,24	8.404,61	27,33
Anhembi	97,06	65.967,12	14,26
Aracariguama	95,61	14.515,51	19,74
Aracoiaba da Serra	101,91	25.551,06	20,26
Bofete	62,92	46.186,09	30,35
Boituva	105,71	24.855,68	21,26
Botucatu	97,18	80.057,75	23,49
Cabreúva	61,09	13.894,63	27,76
Capela do Alto	99,81	17.024,62	15,50
Cerquillo	106,50	12.759,22	20,43
Cesário Lange	102,22	19.111,82	14,31
Conchas	99,19	46.662,18	9,08
Ibiúna	60,03	57.927,73	33,37
Iperó	85,51	17.013,30	29,78
Itu	103,29	57.166,60	22,20
Jumirim	79,87	5.662,86	33,35
Laranjal Paulista	101,76	38.458,19	12,31
Mairinque	88,39	21.042,74	32,60
Pereiras	100,56	22.333,48	8,88
Piedade	95,49	48.449,44	14,50
Porangaba	99,46	26.645,81	10,66
Porto Feliz	101,82	55.670,72	14,37
Quadra	99,86	20.605,84	8,92
Salto	116,33	9.803,19	28,82
Salto de Pirapora	103,11	28.005,01	20,15
São Manuel	101,59	38.842,61	11,91
São Roque	79,65	27.296,19	38,24
Sarapui	97,97	27.005,48	11,16
Sorocaba	118,12	44.980,22	31,54
Tatuí	103,57	52.389,38	17,63
Tiete	85,13	32.803,12	32,15
Torre de Pedra	67,88	7.151,84	31,82
Vargem Grande Paulista	122,77	3.226,36	37,34
Votorantim	108,59	18.379,77	32,91

Independentes de Floresta			
Municípios	Resistência média	Área (ha)	Desvio Padrão
Alambari	100,22	15.894,09	16,55
Alumínio	108,46	8.404,61	25,25
Anhembi	97,93	65.967,12	16,98
Aracariguama	111,28	14.515,51	19,04

Municípios	Independentes de Floresta		
	Resistência média	Área (ha)	Desvio Padrão
Aracoiaba da Serra	104,31	25.551,06	22,14
Bofete	70,25	46.186,09	32,98
Boituva	105,20	24.855,68	23,63
Botucatu	99,91	80.057,75	23,50
Cabreúva	79,14	13.894,63	24,60
Capela do Alto	102,06	17.024,62	18,04
Cerquilha	103,45	12.759,22	23,56
Cesário Lange	100,92	19.111,82	17,17
Conchas	92,40	46.662,18	15,52
Ibiúna	73,64	57.927,73	31,54
Iperó	94,86	17.013,30	23,62
Itu	107,03	57.166,60	23,53
Jumirim	75,23	5.662,86	31,89
Laranjal Paulista	95,99	38.458,19	17,02
Mairinque	100,13	21.042,74	30,97
Pereiras	89,91	22.333,48	14,83
Piedade	106,60	48.449,44	16,19
Porangaba	91,95	26.645,81	16,27
Porto Feliz	101,32	55.670,72	17,05
Quadra	97,08	20.605,84	13,84
Salto	116,16	9.803,19	29,95
Salto de Pirapora	107,43	28.005,01	20,51
São Manuel	102,47	38.842,61	10,54
São Roque	96,43	27.296,19	34,77
Sarapui	99,22	27.005,48	16,19
Sorocaba	120,98	44.980,22	30,53
Tatuí	103,14	52.389,38	19,91
Tiete	81,17	32.803,12	32,07
Torre de Pedra	67,74	7.151,84	34,12
Vargem Grande Paulista	129,33	3.226,36	32,76
Votorantim	108,59	18.379,77	28,86

APÊNDICE E – Cobertura vegetal e usos da terra ocorrentes nos corredores e detalhadas por municípios.

Município	Nº de Corredores	Cobertura vegetal e Uso da Terra - Área em hectares com relação ao Uso da Terra na UGRHI 10 nos 100m dos Potenciais Corredores - Dependente de Florestal							TOTAL (ha)
		Floresta	Formação Natural Não Florestal	Agricultura	Silvicultura	Pastagem	Área Não Vegetada	Água	
Alambari	1	27,59	2,42	16,19	0	4,35	0	0	50,55
Alumínio	4	147,11	1,71	73,44	34,4	15,12	0	4,81	276,59
Anhembi	7	688,13	61,12	357,29	293,08	189,98	2,81	74,82	1.667,22

Cobertura vegetal e Uso da Terra - Área em hectares com relação ao Uso da Terra na UGRHI 10 nos 100m dos Potenciais Corredores - Dependente de Florestal									
Município	Nº de Corredores	Floresta	Formação			Pastagem	Área Não Vegetada	Água	TOTAL (ha)
			Natural Não Florestal	Agricultura	Silvicultura				
Araçariguama	3	144,76	0	55,41	4,45	12,44	0,61	2,33	220,01
Aracoiaba da Serra	3	281,89	0	234,4	27,25	78,28	19,56	1,57	642,95
Bofete	4	370,61	20,46	92,15	112,69	88,68	0	0	684,6
Boituva	1	98,92	7,25	146,77	19,49	46,44	31,12	0	349,99
Botucatu	4	515,92	109,64	198,83	113,53	74,31	8,54	182,75	1.203,52
Cabreúva	9	691,82	0	73,75	52,81	22,22	0,22	9,64	850,46
Capela do Alto	2	158,26	1,42	148,84	2,16	40,32	0,66	3,35	355,01
Cerquilha	1	18,58	0	13,77	2,92	54,85	0,02	0	90,15
Conchas	2	289,05	41,29	138,81	1,95	177,56	0,05	7,26	655,98
Ibiúna	4	802,76	3,18	318,96	12,35	51,82	4,39	20,95	1.214,41
Iperó	2	390,77	1,32	109,11	6,37	34,49	9,69	0,43	552,18
Itu	11	1.006,81	0,79	775,65	143,13	258,29	143,88	32,96	2.361,52
Jumirim	5	13,64	0,21	16,22	0,62	1,07	0	15,56	47,33
Laranjal Paulista	6	91,32	0,19	125,5	1,82	81,49	4,28	119,6	424,21
Mairinque	3	501,57	1,08	190,86	50,23	21,11	8,63	3,74	777,22
Piedade	1	2,37	0	5,53	0	1,43	0	0	9,33
Porangaba	2	19,86	0	10,81	0,17	18,23	0	0	49,07
Porto Feliz	4	376,73	1,01	398,79	108,5	85,41	8,75	66,91	1.046,10
Quadra	2	176,31	1,72	127,42	1,65	100	0	1,8	408,89
Salto	3	69,44	0	81,63	4,61	7,76	23,72	48,63	235,79
Salto de Pirapora	5	312,48	0,59	207,2	140,23	49,5	23,87	0,59	734,46
São Roque	6	368,69	0	130	18,53	30,43	39,3	0,1	587,04
Sorocaba	19	965,04	6,36	893,14	125,68	209,71	340,51	16,11	2.556,55
Tatuí	2	332,02	2,91	337,06	4,81	151,79	13,27	7,11	848,98
Tiete	7	408,96	3,44	542,84	9,28	278,2	48,84	201,71	1.493,27
Torre de Pedra	2	155,39	13,74	33,43	0,32	99,23	0	0	302,12
Votorantim	5	581,42	0,65	197,99	250,17	39,96	29,2	26,23	1.125,62
TOTAL	130	10.008,23	282,49	6.051,82	1.543,17	2.324,47	761,94	848,99	21.821,12

Cobertura vegetal e Uso da Terra - Área em hectares com relação ao Uso da Terra na UGRHI 10 nos 100m dos Potenciais Corredores - Semi-dependente de Floresta									
Município	Nº de Corredores	Floresta	Formação			Pastagem	Área Não Vegetada	Água	TOTAL (ha)
			Natural Não Florestal	Agricultura	Silvicultura				
Alambari	8	32,967	1,103	21,401	0	16,386	0	0	71,858
Alumínio	18	229,979	2,025	118,827	73,929	18,986	5,772	5,127	454,645
Anhembi	4	615,303	74,239	383,139	257,72	287,912	3,34	60,006	1.681,66
Araçariguama	7	110,766	0	43,484	4,344	23,588	0,804	0,728	183,714
Aracoiaba da Serra	4	268,229	0	221,285	19,46	106,58	18,01	2,069	635,634
Bofete	3	419,631	45,987	114,282	153,528	121,88	0	0	855,309
Boituva	6	83,654	0	187,113	2,018	89,959	9,224	0,399	372,367
Botucatu	5	529,65	105,43	351,501	128,863	148,692	7,282	34,967	1.306,39
Cabreúva	4	8,409	0	2,844	0,047	0	0,221	5,998	17,519

Cobertura vegetal e Uso da Terra - Área em hectares com relação ao Uso da Terra na UGRHI 10 nos 100m dos Potenciais Corredores - Semi-dependente de Floresta									
Município	Nº de Corredores	Floresta	Formação	Agricultura	Silvicultura	Pastagem	Área Não Vegetada	Água	TOTAL (ha)
			Natural Não Florestal						
Capela do Alto	6	56,523	0,029	81,269	0	23,634	0,139	3,008	164,601
Conchas	3	217,204	25,813	169,237	25,722	282,883	0,049	6,171	727,079
Ibiúna	3	702,923	3,618	304,583	8,486	51,32	3,945	18,821	1.093,70
Iperó	4	147,692	0,853	42,787	2,606	11,09	0	0,754	205,782
Itu	2	925,531	3,763	928,108	75,461	405,63	85,431	20,742	2.444,67
Jumirim	4	10,64	0	11,276	0,512	0,837	0	14,706	37,971
Laranjal Paulista	1	46,785	0	107,084	1,487	150,237	0,958	48,768	355,319
Mairinque	1	163,113	0,114	76,888	17,493	43,42	0,712	4,434	306,175
Piedade	1	2,369	0	5,452	0	1,427	0	0	9,249
Porangaba	1	14,534	0	10,559	0	18,828	0	0	43,922
Porto Feliz	1	269,507	0,63	400,01	57,694	142,851	6,229	48,049	924,971
Quadra	1	127,732	0,933	115,136	0,201	91,893	0,265	3,72	339,881
Salto	1	0,21	0	15,072	0,123	0,622	0,452	0	16,478
Salto de Pirapora	2	288,086	0,562	287,126	126,292	61,223	18,556	1,533	783,378
São Manuel	1	10,498	2,222	21,802	1,679	1,552	0	26,584	64,338
São Roque	1	295,127	0	109,425	20,661	47,376	5,017	1,001	478,606
Sorocaba	1	817,911	5,132	911,025	99,41	256,778	254,992	13,408	2.358,66
Tatuí	1	62,827	2,228	133,915	11,548	22,489	0,272	4,853	238,131
Tiete	5	416,823	3,328	655,481	11,674	440,43	26,732	189,185	1.743,65
Torre de Pedra	1	116,928	9,105	37,184	7,911	106,03	0	0	277,158
Votorantim	1	398,94	0,756	254,762	158,433	74,297	40,673	24,71	952,57
TOTAL	101	7.390,49	287,871	6.122,06	1.267,30	3.048,83	489,076	539,742	19.145,37

Cobertura vegetal e Uso da Terra - Área em hectares com relação ao Uso da Terra na UGRHI 10 nos 100m dos Potenciais Corredores - Independente de Floresta									
Município	Nº de Corredores	Floresta	Formação	Agricultura	Silvicultura	Pastagem	Área Não Vegetada	Água	TOTAL (ha)
			Natural Não Florestal						
Alumínio	1	5,46	0,81	30,71	10,57	42,26	3,74	0,00	93,55
Anhembi	8	192,05	103,03	369,30	241,27	756,50	3,60	66,58	1.732,34
Araçariguama	1	60,91	0,00	61,03	2,26	47,79	9,19	2,31	183,47
Aracoiaba da Serra	3	56,44	0,17	212,07	8,47	206,24	46,09	0,00	529,49
Bofete	4	206,89	55,72	155,79	86,24	459,66	0,17	0,00	964,47
Boituva	2	52,45	1,22	242,24	2,51	264,87	5,81	1,29	570,38
Botucatu	4	145,94	130,83	275,85	136,32	156,32	11,74	178,98	1.035,98
Cabreúva	4	2,53	0,00	0,00	0,96	0,00	0,28	1,87	5,64
Capela do Alto	1	15,63	0,72	90,58	4,25	93,93	0,40	1,42	206,94
Conchas	2	54,92	11,01	139,72	4,63	697,73	0,00	1,68	909,70
Ibiúna	4	223,17	31,10	578,35	8,85	284,12	27,08	18,29	1.170,97
Iperó	1	74,42	1,26	158,48	11,68	59,54	1,41	0,08	306,86
Itu	8	240,65	2,74	887,22	115,46	887,87	117,33	18,68	2.269,95
Jumirim	1	33,41	0,00	68,14	6,62	134,36	1,69	4,91	249,13
Laranjal Paulista	8	43,76	0,01	233,46	0,15	373,83	0,68	28,80	680,68

Cobertura vegetal e Uso da Terra - Área em hectares com relação ao Uso da Terra na UGRHI 10 nos 100m dos Potenciais Corredores - Independente de Floresta									
Município	Nº de Corredores	Floresta	Formação	Agricultura	Silvicultura	Pastagem	Área Não Vegetada	Água	TOTAL (ha)
			Natural Não Florestal						
Mairinque	2	126,25	0,00	272,28	38,47	168,83	2,91	2,85	611,58
Pereiras	1	12,58	0,00	54,63	0,06	242,57	0,00	0,00	309,85
Piedade	1	4,43	0,00	18,87	0,95	5,30	0,06	0,73	30,34
Porangaba	2	19,51	7,60	59,96	2,02	204,69	0,00	0,00	293,77
Porto Feliz	4	95,27	2,26	554,03	160,68	450,01	15,01	15,90	1.293,16
Quadra	1	35,81	4,66	125,82	15,44	202,06	0,00	1,61	385,40
Salto	2	0,00	0,00	5,12	0,00	1,17	0,67	0,00	6,96
Salto de Pirapora	6	66,50	0,00	259,30	66,73	259,57	17,36	2,60	672,06
São Manuel	1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,08	1,08
São Roque	4	135,35	0,00	187,07	12,25	124,65	68,52	2,42	530,25
Sorocaba	18	331,72	1,47	935,12	127,15	618,36	257,57	15,23	2.286,62
Tatuí	1	25,79	3,32	201,35	2,52	281,42	0,83	1,01	516,24
Tiete	8	244,60	0,93	747,13	14,94	1.011,67	10,56	74,17	2.104,00
Torre de Pedra	1	37,99	16,80	41,80	0,82	206,12	0,61	4,66	308,81
Votorantim	5	159,44	0,00	264,98	105,28	196,61	52,14	47,24	825,69
TOTAL	109	2.703,86	375,647	7.230,40	1.187,55	8.438,05	655,45	494,37	21.085,34

APÊNDICE F – Déficits ambientais relacionados a Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reservas Legais (RL) detalhados por municípios.

Municípios	Déficit de APP	Déficit de RL	Área consolidada de APP	TOTAL de Déficit
Alambari	697,73	3,97	2296,12	2997,8
Alumínio	509,79	0,00	1225,01	1734,8
Anhembi	2171,39	116,58	1159,28	3447,3
Araçariguama	266,23	0,00	2482,14	2748,4
Aracoiaba da Serra	789,08	34,63	1450,07	2273,8
Bofete	2475,14	74,71	1182,09	3732,0
Boituva	701,70	50,49	2580,96	3333,2
Botucatu	2556,00	152,99	2389,22	5098,2
Cabreúva	726,01	0,00	1521,42	2247,4
Capela do Alto	479,22	0,66	852,69	1332,6
Cerquillo	355,43	0,00	230,35	585,8
Cesário Lange	477,31	0,00	1462,19	1939,5
Conchas	2198,15	12,54	1290,09	3500,8
Ibiúna	680,60	0,00	578,15	1258,7
Iperó	298,27	17,36	461,96	777,6
Itu	2175,64	0,00	451,14	2626,8
Jumirim	231,54	0,00	319,86	551,4
Laranjal Paulista	1956,77	21,29	981,49	2959,5
Mairinque	287,36	0,00	358,60	646,0

Municípios	Déficit de APP	Déficit de RL	Área consolidada de APP	TOTAL de Déficit
Pereiras	957,42	13,04	1191,87	2162,3
Piedade	671,66	25,79	1235,51	1933,0
Porangaba	1146,23	10,21	452,39	1608,8
Porto Feliz	3443,30	37,64	192,28	3673,2
Quadra	876,97	59,96	134,45	1071,4
Salto	217,21	0,00	463,77	681,0
Salto de Pirapora	820,78	52,52	557,63	1430,9
São Manuel	1328,88	729,97	408,38	2467,2
São Roque	317,45	0,00	712,78	1030,2
Sarapuí	1353,29	30,19	398,76	1782,2
Sorocaba	605,62	7,05	282,16	894,8
Tatuí	1639,90	189,18	265,99	2095,1
Tiete	1715,56	44,03	157,08	1916,7
Torre de Pedra	405,10	0,00	600,35	1005,4
Vargem Grande Paulista	38,45	0,00	223,41	261,9
Votorantim	535,74	0,00	25,31	561,1
Total				68.366,70