

**PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE CAMPINAS**

**CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS, AMBIENTAIS E DE  
TECNOLOGIA**

**ALESSANDRA LEITE DA SILVA**

**ANÁLISE DA QUALIDADE AMBIENTAL DE  
REMANESCENTES FLORESTAIS POR MEIO DE  
MÉTRICAS DE PAISAGEM: UM ESTUDO NO  
MUNICÍPIO DE CAMPINAS/SP**

**CAMPINAS  
2020**

**ALESSANDRA LEITE DA SILVA**

**ANÁLISE DA QUALIDADE AMBIENTAL DE  
REMANESCENTES FLORESTAIS POR MEIO DE  
MÉTRICAS DE PAISAGEM: UM ESTUDO NO  
MUNICÍPIO DE CAMPINAS/SP**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Infraestrutura Urbana, do Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologias, da Pontifícia Universidade Católica de Campinas, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Sistemas de Infraestrutura Urbana.

Orientador(a): Prof(a). Dr(a). Regina Márcia Longo

**PUC-CAMPINAS**

**2020**

Ficha catalográfica elaborada por Vanessa da Silveira CRB 8/8423  
Sistema de Bibliotecas e Informação - SBI - PUC-Campinas

551.48  
S586a

Silva, Alessandra Leite da

Análise da qualidade ambiental de remanescentes florestais por meio de métricas de paisagem: um estudo no município de Campinas/SP / Alessandra Leite da Silva. - Campinas: PUC-Campinas, 2020.

173 f.: il.

Orientador: Regina Márcia Longo.

Dissertação (Mestrado em Sistema de Infraestrutura Urbana) - Programa de Pós-Graduação em Sistema de Infraestrutura Urbana, Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologia, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas, 2020.

Inclui bibliografia.

1. Bacias hidrográficas. 2. Qualidade ambiental. 3. Florestas. I. Longo, Regina Márcia. II. Pontifícia Universidade Católica de Campinas. Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Sistema de Infraestrutura Urbana. III. Título.

CDD - 22. ed. 551.48

**ALESSANDRA LEITE DA SILVA**

**ANÁLISE DA QUALIDADE AMBIENTAL DE  
REMANESCENTES FLORESTAIS POR MEIO DE  
MÉTRICAS DE PAISAGEM: UM ESTUDO NO MUNICÍPIO  
DE CAMPINAS/SP**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Sistemas de Infraestrutura Urbana do Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologias da Pontifícia Universidade Católica de Campinas como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Sistemas de Infraestrutura Urbana.  
Área de Concentração: Sistemas de Infraestrutura Urbana.  
Orientador (a): Prof. (a). Dr. (a). Regina Márcia Longo.

Dissertação defendida e aprovada em 3 de fevereiro de 2020 pela Comissão Examinadora constituída dos seguintes professores:



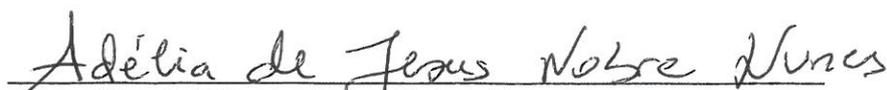
---

Profa. Dra. Regina Márcia Longo  
Orientadora da Dissertação e Presidente da Comissão Examinadora  
Pontifícia Universidade Católica de Campinas



---

Profa. Dra. Mara Lucia Marques  
Pontifícia Universidade Católica de Campinas



---

Profa. Dra. Adélia de Jesus Nobre Nunes  
Universidade de Coimbra

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à Deus, o Dono de todo o conhecimento, pela vida, pela saúde, pela possibilidade de aprender a cada dia e por colocar em meu caminho pessoas tão especiais, que tem me auxiliado não apenas na caminhada acadêmica como também na vida.

À Profa. Dra. Regina Márcia Longo, por ser uma dessas pessoas que acredita em mim e no meu potencial. Que ao longo destes anos têm dado todo o auxílio necessário para que eu aproveitasse as oportunidades que chegavam até mim; e que, de orientadora, tornou-se uma amiga.

Às Professoras Dra. Mara Lucia Marques e Dra. Adélia de Jesus Nobre Nunes pelas sugestões apresentadas que contribuíram para que este trabalho aproveitasse ao máximo todo seu potencial.

À Pontifícia Universidade Católica de Campinas e ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Infraestrutura Urbana pela infraestrutura e ao corpo docente sempre disposto a contribuir para o enriquecimento deste trabalho. Aos colegas também, por se tornarem amigos e transformarem esta jornada em um caminho mais deleitoso.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelas bolsas concedidas.

À Secretaria do Verde, Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável da Prefeitura Municipal de Campinas pela solicitude e disponibilização dos dados necessários à esta pesquisa.

À família agradeço por toda a paciência, disponibilidade, apoio e incentivo, que permitiram que eu me dedicasse integralmente ao que eu tanto amo: estudar. Obrigada por acreditarem em mim.

Meus sinceros agradecimentos a vocês!

“Plante de manhã a sua semente, e mesmo ao entardecer não deixe as suas mãos ficarem à toa, pois você não sabe o que acontecerá, se esta ou aquela produzirá, ou se as duas serão igualmente boas.”

Eclesiastes 11:6

## RESUMO

SILVA, Alessandra Leite da. **Análise da Qualidade Ambiental de Remanescentes Florestais por meio de métricas de paisagem: Um estudo no município de Campinas/SP**. 2020. 173 f. Dissertação (Mestrado em Sistemas de Infraestrutura Urbana) – Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Infraestrutura Urbana, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas, 2020.

As áreas verdes, em especial as florestais, exercem um papel significativo no ambiente rural e no urbano pois fornecem serviços de regulação climática, reduzem o escoamento superficial, favorecendo o controle da erosão, protegem e contribuem para o equilíbrio dos ecossistemas, entre outras funções. Apesar disso, em muitas cidades, a vegetação natural encontra-se fragmentada e restrita a alguns remanescentes, que sofrem cada vez mais as pressões antrópicas oriundas do ambiente externo. Avaliar estes remanescentes é, portanto, imprescindível para compreender sua condição atual e promover subsídios para sua conservação. Diante disso, o presente estudo busca avaliar a qualidade ambiental dos remanescentes florestais distribuídos nas seis bacias hidrográficas do município de Campinas/SP (Anhumas, Atibaia, Capivari, Capivari-Mirim, Jaguari e Quilombo) e verificar as métricas da paisagem que estão mais associadas à mesma. Para tanto, os remanescentes florestais foram mapeados e analisados conforme uma série de métricas de paisagem previamente selecionadas da literatura, dentre as quais cita-se: cobertura vegetal remanescente, área (total e nuclear), índice de bordas, distância do vizinho mais próximo, proximidade a vias, produção de água e uso e ocupação do solo no entorno. As análises indicaram que as ferramentas selecionadas para estudo dos remanescentes florestais foram eficazes não apenas para a análise destes, como também para a identificação das condições gerais da vegetação natural remanescente em cada bacia hidrográfica e as melhores alternativas indicadas para cada caso. Desta forma, identificou-se que as bacias do Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo apresentam características semelhantes como o alto grau de uso e ocupação do solo e predomínio de áreas urbanizadas, com remanescentes florestais de tamanho predominantemente médio e um pouco mais distantes uns dos outros. Por sua vez, as bacias do Atibaia e Jaguari encontram-se em uma condição de maior fragilidade ambiental devido à alta declividade e erodibilidade do solo, associada ao alto número de remanescentes, especialmente de tamanho muito pequeno, o que evidencia o alto processo de fragmentação florestal que têm ocorrido nestas bacias. Desta forma, para cada um destes grupos são necessárias ações específicas de gestão e manejo.

**Palavras-chave:** bacias hidrográficas; qualidade ambiental; remanescentes florestais; métricas de paisagem.

## ABSTRACT

SILVA, Alessandra Leite da. **Analysis of the Environmental Quality of Forest Remnants through landscape metrics: A study in the city of Campinas / SP.** 2020. 173 f. Master's Thesis (Master in Urban Infrastructure Systems) – Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Infraestrutura Urbana, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas, 2020.

Green areas, especially forest, play a significant role in the rural and urban environment as they provide services of climate regulation, reduce runoff, favor erosion control, protect and contribute to the balance of ecosystems, among others functions. Nevertheless, in many cities, natural vegetation is now fragmented and restricted to some remnants which are increasingly suffering from anthropogenic pressures from the external environment. Evaluating these remnants is therefore essential to understand their current condition and to promote subsidies for their conservation. Faced with this, the present study aims to evaluate the environmental quality of forest remnants distributed in the six watersheds of the municipality of Campinas (Anhumas, Atibaia, Capivari, Capivari-Mirim, Jaguari and Quilombo) and verify which variables are most associated with it. For this, the forest remnants present in the six watersheds were mapped and analyzed according to a series of landscape metrics previously selected from the literature, such as: remaining vegetation cover, area (total and nuclear), border index, distance from nearest neighbor, proximity to roads, water production and use and occupation of the surrounding land. The analyzes indicated that the tools selected to study forest remnants were effective not only for their analysis, but also for identifying the general conditions of the remaining natural vegetation in each watershed and the best alternatives indicated for each case. Thus, it was found that the Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim and Quilombo basins have similar characteristics such as the high degree of land use and occupation and predominance of urbanized areas, with predominantly medium-sized forest remnants farther apart from each other. In turn, the Atibaia and Jaguari basins are in a condition of greater environmental fragility due to the high slope and erodibility of the soil, associated with the high number of remnants, especially very small size, which shows the high fragmentation process that have occurred in these basins. Thus, for each of these groups specific management actions are required.

**Key-words:** watersheds; environmental quality; forest remnants; landscape metrics.

# LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Localização: município de Campinas e bacias hidrográficas .....	52
<b>Figura 2.</b> Bioma nas bacias hidrográficas do município de Campinas/SP.....	55
<b>Figura 3.</b> Classes geomorfológicas nas bacias hidrográficas do município de Campinas/SP .....	57
<b>Figura 4.</b> Classes geomorfológicas nas bacias hidrográficas do município de Campinas	58
<b>Figura 5.</b> Geologia das bacias hidrográficas do município de Campinas/SP .....	60
<b>Figura 6.</b> Geologia detalhada das bacias hidrográficas do município de Campinas/SP ..	63
<b>Figura 7.</b> Distribuição geográfica das classes de solos nas bacias hidrográficas do município de Campinas/SP.....	64
<b>Figura 8.</b> Declividade nas bacias hidrográficas do município de Campinas/SP .....	67
<b>Figura 9.</b> Classes de uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas do município de Campinas.....	69
<b>Figura 10.</b> Classes de uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas do município de Campinas.....	70
<b>Figura 11.</b> Fitofisionomia da vegetação remanescente nas bacias hidrográficas do município de Campinas/SP.....	72
<b>Figura 12.</b> Percentuais das fitofisionomias que compõem a vegetação remanescentes nas seis bacias hidrográficas do município de Campinas .....	74
<b>Figura 13.</b> Distribuição geográfica dos remanescentes florestais nas seis bacias hidrográficas do município de Campinas .....	75
<b>Figura 14.</b> Síntese dos procedimentos executados.....	78
<b>Figura 15.</b> Grau de erodibilidade do solo nas bacias hidrográficas do município de Campinas/SP .....	88
<b>Figura 16.</b> Classificação dos remanescentes florestais de acordo com o tamanho (métrica AREA) – Atibaia e Jaguari.....	97
<b>Figura 17.</b> Classificação dos remanescentes florestais de acordo com o tamanho (métrica AREA) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo .....	98
<b>Figura 18.</b> Relação entre o percentual de remanescentes florestais e o percentual de área ocupada por eles.....	100
<b>Figura 19.</b> Percentual de área central (AC) versus área de borda nos remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP.....	101
<b>Figura 20.</b> Área total versus Área Central (AC) nos remanescentes florestais das bacias hidrográficas do Anhumas, Atibaia e Capivari.....	103

<b>Figura 21.</b> Área total versus Área Central (AC) nos remanescentes florestais das bacias hidrográficas do Capivari-Mirim, Jaguari e Quilombo.....	104
<b>Figura 22.</b> Variação do Índice de Forma (SHAPE) nos remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP .....	105
<b>Figura 23b.</b> Classificação dos remanescentes florestais de acordo com o Índice de Forma (métrica SHAPE) – Atibaia e Jaguari .....	106
<b>Figura 24.</b> Classificação dos remanescentes florestais de acordo com o Índice de Forma (métrica SHAPE) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo.....	107
<b>Figura 25.</b> Índice de Circularidade (IC) nos remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP.....	109
<b>Figura 27.</b> Classificação dos remanescentes florestais de acordo com o Índice de Circularidade (métrica IC) – Atibaia e Jaguari .....	110
<b>Figura 26.</b> Classificação dos remanescentes florestais de acordo com o Índice de Circularidade (métrica IC) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo.....	111
<b>Figura 28.</b> Distância do vizinho mais próximo (ENN) nos remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP .....	113
<b>Figura 29.</b> Classificação dos remanescentes florestais de acordo com a Distância do Vizinho mais Próximo (métrica ENN) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo	114
<b>Figura 30.</b> Classificação dos remanescentes florestais de acordo com a Distância do Vizinho mais Próximo (métrica ENN) – Atibaia e Jaguari.....	115
<b>Figura 31.</b> Percentual de área central (AC) versus área de borda nos remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP.....	116
<b>Figura 32.</b> Classificação dos remanescentes florestais de acordo com a Conectividade (métrica CONNECT) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo.....	117
<b>Figura 33.</b> Classificação dos remanescentes florestais de acordo com a Conectividade (métrica CONNECT) – Atibaia e Jaguari.....	118
<b>Figura 34.</b> Remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP e logradouros (métrica PROXVIAS) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo.....	121
<b>Figura 35.</b> Remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP e logradouros (métrica PROXVIAS) – Atibaia e Jaguari .....	122
<b>Figura 36.</b> Rodovias e ferrovias nas bacias hidrográficas de Campinas.....	123
<b>Figura 37.</b> Distância entre os remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP e o curso d'água mais próximo (PROXRIOs).....	125
<b>Figura 38.</b> Remanescentes florestais e cursos d'água das bacias hidrográficas de Campinas/SP (métrica PROXRIOs) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo.	126

<b>Figura 39.</b> Remanescentes florestais e cursos d'água das bacias hidrográficas de Campinas/SP (métrica PROXRIO) – Atibaia e Jaguari.....	127
<b>Figura 40.</b> Percentual de remanescentes florestais produtores de água (AGUA) nas bacias hidrográficas de Campinas/SP.....	128
<b>Figura 41.</b> Remanescentes florestais e nascentes nas bacias hidrográficas de Campinas/SP (métrica AGUA) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo .....	129
<b>Figura 42.</b> Remanescentes florestais e nascentes nas bacias hidrográficas de Campinas/SP (métrica AGUA) – Atibaia e Jaguari.....	130
<b>Figura 43.</b> Remanescentes florestais e uso e ocupação do solo no entorno (métrica BORDA) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo.....	133
<b>Figura 44.</b> Remanescentes florestais e uso e ocupação do solo no entorno (métrica BORDA) – Atibaia e Jaguari.....	134
<b>Figura 45.</b> Remanescentes florestais e grau de erodibilidade do solo (métrica EROD) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo .....	136
<b>Figura 46.</b> Remanescentes florestais e grau de erodibilidade do solo (métrica EROD) – Atibaia e Jaguari.....	137
<b>Figura 47.</b> Remanescentes florestais e grau de declividade do solo (métrica DECLIV) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo .....	139
<b>Figura 48.</b> Remanescentes florestais e grau de declividade do solo (métrica DECLIV) – Atibaia e Jaguari.....	140
<b>Figura 49.</b> Gráficos de perfil de autovalores da PCA .....	142
<b>Figura 50.</b> Gráficos carga fatorial da PCA.....	143
<b>Figura 51.</b> Qualidade Ambiental IQrem dos remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP.....	147
<b>Figura 52.</b> Qualidade ambiental dos remanescentes da bacia do Anhumas .....	149
<b>Figura 53.</b> Qualidade ambiental dos remanescentes da bacia do Atibaia .....	151
<b>Figura 54.</b> Qualidade ambiental dos remanescentes da bacia do Capivari.....	154
<b>Figura 55.</b> Qualidade ambiental dos remanescentes da bacia do Capivari-Mirim.....	156
<b>Figura 56.</b> Qualidade ambiental dos remanescentes da bacia do Jaguari .....	158
<b>Figura 57.</b> Qualidade ambiental dos remanescentes da bacia do Quilombo .....	161

# LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Dados gerais das bacias hidrográficas do município de Campinas/SP .....	53
<b>Tabela 2.</b> Geologia das bacias hidrográficas do município de Campinas/SP .....	60
<b>Tabela 3.</b> Detalhamento da geologia nas bacias hidrográficas do município de Campinas/SP .....	61
<b>Tabela 4.</b> Classes de solo identificadas no município de Campinas/SP .....	64
<b>Tabela 5.</b> Classes de solo por bacia hidrográfica no município de Campinas/SP .....	65
<b>Tabela 6.</b> Especificações das imagens SRTM consultadas para elaboração dos mapas de declividade .....	66
<b>Tabela 7.</b> Declividade nas bacias hidrográficas do município de Campinas .....	67
<b>Tabela 8.</b> Reclassificação do uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas.....	68
<b>Tabela 9.</b> Classes de uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas do município de Campinas.....	70
<b>Tabela 10.</b> Fitofisionomia da vegetação natural no município de Campinas/SP.....	73
<b>Tabela 11.</b> Área total das bacias hidrográficas e áreas abrangidas por vegetação natural .....	76
<b>Tabela 12.</b> Métricas de paisagem calculadas para cada bacia hidrográfica por meio da extensão Patch Analyst.....	79
<b>Tabela 13.</b> Classes de tamanho dos fragmentos florestais .....	82
<b>Tabela 14.</b> Forma dos fragmentos florestais segundo Índice de Circularidade.....	84
<b>Tabela 15.</b> Grau de erodibilidade do solo de acordo com pedologia .....	87
<b>Tabela 16.</b> Critérios de avaliação dos indicadores nos fragmentos florestais .....	89
<b>Tabela 17.</b> Escala de pesos para comparação pareada, segundo método AHP .....	92
<b>Tabela 18.</b> Escala de pesos para comparação pareada, segundo método AHP.....	92
<b>Tabela 19.</b> Classificação da qualidade ambiental dos remanescentes florestais de acordo com Índice <i>IQrem</i> .....	93
<b>Tabela 20.</b> Resultados do diagnóstico dos remanescentes florestais nas bacias hidrográficas de Campinas/SP.....	94
<b>Tabela 21.</b> Classificação dos remanescentes florestais de acordo com o tamanho (métrica AREA).....	97
<b>Tabela 22.</b> Relação entre o percentual de remanescentes florestais e o percentual de área ocupada por eles.....	99

<b>Tabela 23.</b> Dados relativos às métricas Área Central (AC) e Índice de Área Central (CAI) dos remanescentes florestais das bacias hidrográficas.....	102
<b>Tabela 24.</b> Dados relativos à métrica SHAPE dos remanescentes florestais das bacias hidrográficas.....	105
<b>Tabela 25.</b> Dados relativos à métrica IC dos remanescentes florestais das bacias hidrográficas.....	109
<b>Tabela 26.</b> Dados relativos à métrica ENN dos remanescentes florestais das bacias hidrográficas.....	112
<b>Tabela 27.</b> Dados relativos à métrica PROXVIAS dos remanescentes florestais das bacias hidrográficas .....	120
<b>Tabela 28.</b> Dados relativos à métrica PROXRIOS dos remanescentes florestais das bacias hidrográficas .....	124
<b>Tabela 29.</b> Classificação das áreas no entorno dos remanescentes florestais – percentual de remanescentes por classe (métrica BORDA) .....	131
<b>Tabela 30.</b> Classificação da erodibilidade do solo nos remanescentes florestais – percentual de remanescentes por classe (métrica EROD) .....	135
<b>Tabela 31.</b> Classificação da declividade do solo nos remanescentes florestais – percentual de remanescentes por classe (métrica DECLIV) .....	138
<b>Tabela 32.</b> Autovetores e autovalores da PCA .....	141
<b>Tabela 33.</b> Relação entre as Componentes Principais e os indicadores analisados .....	144
<b>Tabela 34.</b> Valores AHP de comparação pareada entre os indicadores selecionados...	145
<b>Tabela 35.</b> Valores ponderados da comparação pareada entre os indicadores .....	146
<b>Tabela 36.</b> Qualidade Ambiental <i>IQrem</i> dos remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP.....	146

# LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 1.</b> Principais métricas empregadas nos estudos de fragmentação de paisagem	38
<b>Quadro 2.</b> Referencial teórico para classificação dos indicadores.....	90

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	17
<b>2. OBJETIVOS E HIPÓTESE BÁSICA</b> .....	21
<b>2.1 Hipótese</b> .....	21
<b>2.2 Objetivo Geral</b> .....	21
<b>2.3 Objetivos Específicos</b> .....	21
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	22
<b>3.1 Planejamento Ambiental Urbano e a Fragmentação de Ecossistemas Naturais</b> .....	22
<b>3.2. Infraestrutura Verde Urbana</b> .....	29
3.2.1 Contextualização e Conceitos .....	29
3.2.2 Infraestrutura Verde Urbana e Serviços Ecossistêmicos .....	32
<b>3.3 Ecologia de Paisagem, Métricas de Paisagem e Análise Espacial</b> .....	36
3.3.1 Métricas de Área e Forma .....	39
3.3.2 Métricas de Proximidade .....	42
3.3.3 Indicadores de Uso e Ocupação do Solo .....	44
<b>3.4 Análise Multicritério para Avaliação da Qualidade Ambiental</b> .....	45
<b>4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO</b> .....	51
<b>4.1 Localização geográfica e informações gerais</b> .....	51
<b>4.2 Geoindicadores</b> .....	55
4.2.1 Bioma .....	55
4.2.2 Geomorfologia .....	57
4.2.3 Geologia .....	59
4.2.4 Pedologia .....	63
4.2.5 Declividade .....	66
<b>4.3 Uso e Ocupação do Solo</b> .....	68
<b>4.4 Levantamento dos Remanescentes Florestais</b> .....	71
<b>5. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	77
<b>5.1 Visão Geral dos Procedimentos Adotados</b> .....	77
<b>5.2 Mapeamento dos Remanescentes Florestais</b> .....	79
<b>5.3 Cálculo das Métricas de Paisagem</b> .....	79
5.3.1 Tamanho dos Remanescentes Florestais (AREA) .....	82
5.3.2 Área nuclear/ Área Central (AC) e Índice de Área Central (CAI) .....	83
5.3.3 Índice de Forma (SHAPE) .....	83
5.3.4 Índice de Circularidade (IC) .....	84
5.3.5 Distância do Vizinho mais Próximo (ENN) .....	84

5.3.6	Conectividade/ Isolamento (CONNECT) .....	85
5.3.7	Proximidade entre Remanescentes Florestais e a Malha Viária (PROXVIAS) 86	
5.3.8	Proximidade a Curso d'água (PROXRIO) .....	86
5.3.9	Produção de Água (AGUA) .....	86
5.3.10	Uso e Ocupação do Solo na Borda (BORDA) .....	87
5.3.11	Grau de erodibilidade do solo (EROD) .....	87
5.3.12	Declividade (DECLIV) .....	88
<b>5.4 Metodologia para Avaliação da Qualidade Ambiental nos Remanescentes Florestais..... 89</b>		
5.4.1	Análise de Componentes Principais (PCA) .....	89
5.4.2	Seleção e Classificação dos Indicadores .....	90
5.4.3	Aplicação do Método AHP .....	91
5.4.4	Cálculo do Índice de Qualidade Ambiental ( <i>IQrem</i> ).....	92
<b>6. RESULTADOS E DISCUSSÃO ..... 94</b>		
<b>6.1 Diagnóstico dos remanescentes florestais: Métricas de Paisagem..... 94</b>		
6.1.1	Tamanho dos Remanescentes Florestais (AREA) .....	96
6.1.2	Área nuclear/ Área Central (AC) e Índice de Área Central (CAI) .....	101
6.1.3	Índice de Forma (SHAPE).....	105
6.1.4	Índice de Circularidade (IC).....	108
6.1.5	Distância do Vizinho mais Próximo (ENN) .....	112
6.1.6	Conectividade/ Isolamento (CONNECT) .....	115
6.1.7	Proximidade entre Remanescentes Florestais e a Malha Viária (PROXVIAS) 119	
6.1.8	Proximidade a Curso d'água (PROXRIO) .....	123
6.1.9	Produção de Água (AGUA) .....	127
6.1.10	Uso e Ocupação do Solo na Borda (BORDA) .....	131
6.1.11	Grau de erodibilidade do solo (EROD) .....	134
6.1.12	Declividade (DECLIV) .....	138
6.1.13	Análise de Componentes Principais (PCA) .....	140
<b>6.2 Qualidade ambiental dos remanescentes florestais..... 145</b>		
6.2.1	Índice de Qualidade Ambiental <i>IQrem</i> .....	145
6.2.2	Qualidade ambiental nas bacias hidrográficas .....	148
6.2.2.1	Bacia hidrográfica do Anhumas .....	148
6.2.2.2	Bacia hidrográfica do Atibaia .....	151
6.2.2.3	Bacia hidrográfica do Capivari .....	153
6.2.2.4	Bacia hidrográfica do Capivari-Mirim .....	156

6.2.2.5	Bacia hidrográfica do Jaguari .....	158
6.2.2.6	Bacia hidrográfica do Quilombo .....	160
<b>7.</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>163</b>
<b>8.</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>166</b>

## 1. INTRODUÇÃO

O termo infraestrutura, quando associado ao ambiente urbano, normalmente faz referência aos sistemas de transporte, de rede elétrica, de abastecimento de água e esgotamento sanitário, de equipamentos urbanos, dentre outras obras construídas, ou seja, refere-se à chamada “infraestrutura cinza” (CAMARGO *et al.*, 2013). Entretanto, existe ainda um outro sistema que compõe as cidades, trata-se da infraestrutura verde. Apesar de ser um termo recente, a ideia de infraestrutura verde remonta a cerca de 150 anos atrás quando o arquiteto americano Frederick Law Olmsted instituiu o sistema Emerald Necklace (Colar de Esmeraldas) em Boston, EUA com o intuito de estabelecer um sistema interconectado de parques e corredores verdes que promovessem processos e funções ecossistêmicas essenciais, tais como a prevenção de inundações e purificação das águas, além de serviços culturais à cidade (HERZOG, 2016; BENEDICT; McMAHON, 2006; CHICA; TAVARES, 2012).

Atualmente, o conceito de infraestrutura verde urbana diz respeito a uma rede interconectada de áreas naturais como cursos d’água, zonas úmidas, bosques, habitats de vida selvagem, parques, áreas de conservação, florestas, cinturões verdes e outros espaços que dão suporte à vida natural, contribuindo para a manutenção dos processos ecológicos naturais, preservação de espécies, manutenção da qualidade do ar e do clima e promoção de qualidade de vida. (BENEDICT; McMAHON, 2006; CAMARGO *et al.*, 2013). Desta forma, a infraestrutura verde visa promover a integração de áreas naturais nos densos meios urbanos e pode ser um fator chave para a construção de um ambiente urbano biodiverso, resiliente e protegido (HERZOG, 2016; HERZOG; ROSA, 2010).

Como visto, este conceito engloba também as florestas e remanescentes florestais. De acordo com Pippi e Trindada (2013), as florestas urbanas caracterizam-se por estarem localizadas em porções territoriais pertencentes ou próximas às áreas urbanas e periurbanas e que, portanto, estão altamente sujeitas as influências antrópicas. Por estarem integradas às áreas urbanas, os remanescentes florestais apresentam um papel fundamental neste ambiente, pois através de suas funções sociais, estéticas e ecológicas contribuem para a amenização de impactos ambientais oriundos do próprio processo de urbanização (TOLEDO; SANTOS, 2008).

Um destes impactos está relacionado ao clima urbano. O ambiente urbano é composto majoritariamente por superfícies impermeáveis, ruas e edificações; esta condição gera um efeito de calor antropogênico caracterizado como ilhas de calor urbanas, que são constatadas principalmente nas regiões com maior intensidade de ocupação e concentração de atividades antrópicas (LEAL; BIONDI; BATISTA, 2014). Neste contexto, as áreas verdes urbanas e estratos naturais são bastante relevantes, pois devido à sua alta cobertura vegetativa, em comparação às demais classes de uso do solo, fornecem serviços de regulação climática que contribuem para a melhoria do clima urbano (BARÓ *et al.*, 2014). Estudos mostram que a presença de florestas provoca quebra nos padrões de altas temperaturas provocadas pelas ilhas de calor; podendo ser identificadas nestas áreas as menores médias de temperatura bem como as maiores médias de umidade relativa. Desta forma, garantindo a manutenção de temperaturas mais amenas há geração de maior conforto térmico à população (LEAL; BIONDI; BATISTA, 2014; MARTINI *et al.*, 2017; BARGOS; MATIAS, 2011).

Associados aos fenômenos de ilhas de calor surgem no ambiente outros problemas, tais como aqueles relacionados à qualidade e quantidade de água. Estudos apontam que a maioria das bacias hidrográficas que mais sofrem com problemas de qualidade de água são aquelas que passaram por um intenso e acelerado processo de ocupação, tendo sua vegetação drasticamente reduzida (CAMARGO *et al.*, 2013; CHAVES; SANTOS, 2009). Menezes *et al.* (2016) evidenciaram que mesmo em meio a uma bacia urbanizada existem nítidas diferenças entre a qualidade de água em áreas próximas a nascentes que abrigam remanescentes florestais quando comparado ao restante do rio ou ribeirão, e isto deve-se a função do efeito filtro da vegetação. Além disso, os remanescentes de vegetação promovem interceptação das águas de chuva, reduzindo o percentual de escoamento superficial; favorecem o controle dos processos erosivos e contribuem para o controle das inundações (BARGOS; MATIAS, 2011; FRANCO *et al.*, 2007; SANCHOTENE, 2004 *apud* TOLEDO; SANTOS, 2008).

Vale ressaltar também que além de contribuírem para a manutenção do equilíbrio nos meios atmosférico e hídrico as áreas vegetais, em especial os ecossistemas naturais, apresentam integração harmoniosa entre a cobertura vegetal e os atributos do solo, decorrente de processos de ciclagem de nutrientes e acumulação e decomposição da matéria orgânica. Considerando, portanto, que

muitas vezes, as intervenções antrópicas geram impactos ambientais consideráveis sobre as propriedades do solo, as áreas florestais apresentam função importantíssima (SILVA *et al.*, 2007 *apud* CARDOSO *et al.*, 2011).

De fato, os sistemas de infraestrutura verde, em especial áreas florestais remanescentes ajudam a proteger e restaurar os ecossistemas naturais e fornecem uma estrutura para o desenvolvimento futuro. Entretanto, para que estes remanescentes sejam, de fato, funcionais e promovam ao ambiente urbano os benefícios citados são necessários planejamento e gerenciamento de longo prazo (BENEDICT; McMAHON, 2006). Holt *et al.* (2015) destaca que não apenas a composição da cobertura do espaço verde que é importante, mas também sua localização espacial; desta forma, o primeiro passo para um gerenciamento adequado das estruturas florestais e espaços livres vegetados dentro da cidade consiste no levantamento e mapeamento destas áreas. A partir daí o planejamento e a gestão das mesmas poderão e deverão ser realizados tanto nos níveis regional, quanto municipal e local (bairros), a fim de estabelecer uma rede multifuncional de áreas interligadas de vegetação que contribua para reestruturar o mosaico da paisagem urbana (PIPPI; TRINDADA, 2013; HERZOG, 2016).

Apesar disso ainda existe uma grande carência de informações quantos aos remanescentes florestais, que auxiliem na sua conservação e/ou restauração, prejudicando o sucesso das ações deste tipo. Para reduzir este problema é necessário investimento em projetos que promovam a avaliação de parâmetros ecológicos adequados, a fim de subsidiar a melhor tomada de decisão e, por fim, conduzir ao almejado desenvolvimento sustentável. Dada estas condições, ressalta-se a importância do estabelecimento de metodologias de identificação e caracterização de remanescentes florestais presentes em áreas urbanas e periurbanas, que atuem como um instrumento útil e de potencial auxílio à gestão ambiental e urbanística dos municípios (ZAU, 1998).

Neste sentido, a análise dos padrões da fragmentação florestal pode ser feita utilizando-se das métricas da paisagem. Estas são consideradas como base para análises que visam quantificar a estrutura da paisagem, pois fornecem suporte científico para evidenciar a quantidade e qualidade dos remanescentes (SILVA; SOUZA, 2014). Além disso, Oliveira *et al.* (2015) destacam que a utilização de técnicas de geoprocessamento associadas a critérios de gestão ambiental auxilia na execução de um planejamento ambiental adequado, possibilitando maior

discussão a respeito dos remanescentes florestais urbanos e proporcionando a identificação de áreas prioritárias para a implantação das estratégias de manejo e recuperação mais adequadas.

Desta forma, o presente estudo se propôs a avaliar a qualidade ambiental de remanescentes florestais nas bacias hidrográficas no município de Campinas/SP a partir de métricas de paisagem, a fim de verificar se as condições atuais de uso e ocupação do solo das bacias, bem como outros fatores associados a pressões antrópicas ou a condições naturais, têm interferência sobre a condição atual destes remanentes. Este diagnóstico funciona como um importante subsídio para as ações de gestão e manejo da vegetação natural remanescente promovidas pelo poder público.

## **2. OBJETIVOS E HIPÓTESE BÁSICA**

### **2.1 Hipótese**

A qualidade ambiental de remanescentes florestais pode ser avaliada utilizando as métricas de paisagem obtidas por meio de geoprocessamento em bacias hidrográficas.

### **2.2 Objetivo Geral**

Este trabalho tem como objetivo geral avaliar a qualidade ambiental dos remanescentes florestais distribuídos nas seis bacias hidrográficas do município de Campinas/SP de modo auxiliar na gestão ambiental e recuperação de áreas degradadas.

### **2.3 Objetivos Específicos**

- Analisar a homogeneidade da distribuição espacial de remanescentes florestais na área objeto de estudo;
- Avaliar quanti-qualitativamente os remanescentes florestais, por meio de indicadores de métricas da paisagem, considerando as possíveis correlações entre eles;
- Avaliar se as ferramentas utilizadas para avaliação da qualidade ambiental dos remanescentes florestais foram eficientes e identificar os melhores indicadores;
- Verificar as diferenças entre as bacias hidrográficas de Campinas quanto à qualidade ambiental dos remanescentes florestais.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Planejamento Ambiental Urbano e a Fragmentação de Ecossistemas Naturais

A urbanização é considerada uma das alterações de origem antropogênica sobre a estrutura do meio ambiente mais significativas. O rápido aumento da área construída proveniente da urbanização está associado a inúmeras mudanças sociais, econômicas e ambientais ao longo dos anos, tanto em termos quantitativos quanto qualitativos (PATRA *et al.*, 2018). E isso não se restringe apenas à cidade central, mas engloba também outros espaços urbano-rurais que estão ligados funcionalmente à cidade (HERSPERGER *et al.*, 2018).

Especialmente quando este fenômeno ocorre de forma não sistemática e não planejada, a sustentabilidade do desenvolvimento é ameaçada, resultando em efeitos negativos sobre os componentes ambientais. Especialmente em países em desenvolvimento, o rápido processo de urbanização está transformando consideravelmente a paisagem urbana, levando a mudanças no uso e ocupação do solo e promovendo intensa pressão sobre os recursos naturais (PATRA *et al.*, 2018).

Na China, por exemplo, como destacado por Wu *et al.* (2018), a rápida urbanização ocorrida nos últimos quarenta anos foi responsável por uma explosão populacional que resultou na exaustão dos recursos naturais, várias formas de poluição e que, conseqüentemente, tem comprometido a capacidade urbana de alcançar o desenvolvimento sustentável.

Dentre as mais graves e adversas implicações para a ecologia local provenientes da urbanização acelerada e sem o adequado planejamento está o aumento das áreas construídas e a conseqüente redução das áreas de vegetação natural, áreas úmidas, corpos d'água e terras agricultáveis (PATRA *et al.*, 2018). O aumento das áreas impermeáveis leva à diminuição da recarga dos aquíferos, promovendo a queda no nível d'água subterrânea e na quantidade disponível, aumentando a demanda de água em nível comercial e doméstico e, conseqüentemente, colocando graves ameaças à sustentabilidade do processo de urbanização (PATRA *et al.*, 2018; WU; TAN, 2012).

Em locais onde há pouca disponibilidade de água superficial para consumo, o aumento da demanda de água leva à necessidade da busca por novas alternativas, dentre as quais muitas vezes estão as águas subterrâneas. O aumento do consumo destas águas pode resultar em seu esgotamento ou no rebaixamento do nível das mesmas, como vem sendo verificado na Índia e em regiões da costa oriental chinesa, ambas, regiões que passaram por um intenso processo de urbanização nas últimas décadas (WU; TAN, 2012; PATRA *et al.*, 2018).

Wu e Tan (2012) destacam ainda outros dois fatores pelos quais se verifica o crescimento da demanda de água urbana; o primeiro deles é o maior número de usuários urbanos oriundo da expansão da população urbana total; o segundo é o aumento do consumo de água per capita, resultado da melhora das condições econômicas da população. Diante destas circunstâncias, os recursos hídricos passam a ser explorados de forma excessiva, afetando o equilíbrio entre a oferta e a demanda de água urbana e resultando, conseqüentemente, na diminuição da qualidade da urbanização (WU; TAN, 2012).

Além disso, o aumento de áreas construídas, cujos materiais principais são asfalto e concreto, promove maior retenção do calor e da radiação, resultando na alteração do microclima e aumento das temperaturas (PATRA *et al.*, 2018). Como verificado por Patra *et al.* (2018), as mudanças no padrão de uso e ocupação do solo responsáveis pelo decréscimo da cobertura vegetal, demonstram ter relação direta com a crescente tendência de aumento das temperaturas médias e com o declínio de precipitação, tanto temporal quanto espacialmente. Isto porque, conforme verificado pelos autores, o gradiente espacial da zona de altas temperaturas e do declínio das chuvas seguiu exatamente o mesmo padrão da urbanização crescente; de forma que a mesma pôde ser considerada fator preponderante para o aumento da temperatura e diminuição das chuvas na área de estudo.

Outras conseqüências da urbanização sem o adequado planejamento são: aumento da evapotranspiração; aumento da concentração de gases do efeito estufa e da poluição atmosférica; distúrbios nos ecossistemas naturais e perda de biodiversidade (PATRA *et al.*, 2018; WU *et al.*, 2018). Sendo assim, diante de tantas questões ambientais que têm sido enfrentadas como resultado dos danos sofridos pelos ecossistemas naturais devido o fenômeno da urbanização, atualmente uma das questões-chave para promover um desenvolvimento urbano sustentável é a

necessidade de coordenar a relação entre a urbanização e meio ambiente (WU *et al.*, 2018); a isto pode-se denominar-se “planejamento”.

Deve-se considerar que o planejamento das cidades trabalha sob duas ótimas distintas, mas correlacionadas. Primeiramente, o mesmo parte do objetivo de ordenar a ocupação de espaços não ocupados, de forma a melhor organizar as dinâmicas de ocupação; por outro lado, é necessário também considerar os locais já ocupados e com dinâmicas estabelecidas, a fim de propor uma gestão adequada. Desta forma, o planejamento e a gestão são os conceitos-chave para a dinâmica das cidades (FRAGA; GAVRILOFF, 2014).

Para desenvolver um planejamento urbano sustentável, que garanta o desenvolvimento das cidades como um ambiente urbano saudável aliado à conservação dos recursos naturais, segundo a literatura (PATRA *et al.*, 2018; WU *et al.*, 2018; WU; TAN, 2012), alguns princípios básicos devem ser seguidos. A seguir são elencados alguns deles:

- (1) Promover um planejamento espacial integrado que considere as condições ambientais locais e a disponibilidade de recursos hídricos, a fim de gerenciar o crescimento populacional e o uso do solo de forma racional, a curto e longo prazo;
- (2) Promover um desenvolvimento urbano integrativo entre as áreas rurais e urbano-rurais para, de fato, alcançar um desenvolvimento social e econômico;
- (3) Instituir uma estrutura de monitoramento ambiental dinâmico, a fim de acompanhar o grau de degradação ambiental, evitando seu aumento;
- (4) Desenvolver planos e programas que estejam focados não na velocidade da urbanização, mas em sua qualidade;
- (5) Promover a (re)estruturação da cidade para modelos mais ecológicos, que promovam menor consumo de energia e de recursos naturais;
- (6) Estabelecer planos de gestão sustentável das águas, tanto superficiais quanto subterrâneas, incentivando, por exemplo, a redução do uso industrial de água, através de melhorias na estrutura industrial local e incentivo a indústrias de alta tecnologia, com baixo consumo de água e reduzido potencial poluidor;
- (7) Promover um planejamento regional que atue como ferramenta de gestão para casos pertinentes, a exemplo, nos casos onde é necessário

a realocação de recursos hídricos intermunicipais e regulação do abastecimento de água; assegurando, porém, a correta compensação desta transferência do direito de uso da água ação, seja entre cidades ou da área rural para urbana;

- (8) Controlar o bombeamento excessivo de água subterrânea e tomar medidas que contribuam para a recarga das águas subterrâneas;
- (9) Promover o aumento da cobertura vegetal em áreas urbanas, através do florestamento e reflorestamento compensatório, dada sua eficaz atuação como mecanismo de resfriamento natural e evapotranspiração, dissipador de CO<sub>2</sub> e como ferramenta essencial para a recarga de águas subterrâneas e conservação do solo.

De forma geral, o planejamento estratégico desenvolvido na escala urbana se configura como documentos, tanto escritos quanto cartográficos, norteadores de um desenvolvimento regional, que devem incluir a previsão do crescimento econômico e habitacional e a classificação para as áreas potenciais para desenvolvimento urbano, bem como a delimitação de áreas que devam ser protegidas a fim de garantir a sustentabilidade dos recursos naturais e culturais (HERSPERGER *et al.*, 2018). Em outras palavras, como ressalta Andersson *et al.* (2014), para desenvolver um planejamento urbano eficaz é necessário compreender as sinergias que existem entre os fatores ecológicos e os fatores sociais.

De acordo com Ruffato-Ferreira (2018), essa compreensão do ambiente urbano integrado ao ambiente natural está consolidando-se cada vez mais. Tal relação entre meio antropogênico e meio natural no ambiente urbano é evidenciada pelos recursos mais comuns disponíveis neste ambiente. Segundo Castro-Coma e Martí-Costa (2016), estes podem ser tanto recursos materiais (terra, moradia, infraestruturas, equipamentos, espaços públicos, espaços verdes) quanto imateriais (informação, conhecimento, cultura, segurança...); naturais (água, ar, biodiversidade) e artificiais (conhecimento social, cultural ou coletivo); universais (cujo acesso deve ser garantido a todos) e produzidos localmente; abundantes e escassos, e assim por diante (CASTRO-COMA; MARTÍ-COSTA, 2016).

Conceitos relacionadas aos recursos hídricos, microclima urbano, qualidade do ar, entre outros, como visto anteriormente, são aspectos ambientais associados à dinâmica da cidade e que ressaltam a necessidade da garantia de qualidade

ambiental para a cidade como um todo. Além disso, é importante ressaltar que a cidade sustentável, além de outras características, traz como diferencial o fato de que em seu território a tomada de decisão é partilhada entre o governo, os cidadãos e demais interessados (RUFFATO-FERREIRA *et al.*, 2018).

No Brasil, a partir de 1980, quando a variável ambiental passou a ser incluída mais fortemente nas políticas públicas, novos recortes de planejamento regional começaram a se desenvolver, como exemplo, a bacia hidrográfica como unidade de planejamento e de gerenciamento. O recorte regional por bacias hidrográficas surge então como um modelo de governança que pode democratizar a papel do Estado, tornando o planejamento mais inclusivo ao garantir a participação de outros atores que também produzem e incidem no espaço. Além disso, o planejamento regional por bacias hidrográficas apresenta um grande diferencial, pois possibilita a integração entre sistemas antrópicos e naturais, aproximando-se, desta forma, de uma condição mais próxima à sustentabilidade (PERES; CHIQUITO, 2012).

Entretanto, de forma geral, as paisagens urbanas evoluíram sob influências extremamente complexas de mudanças no uso e ocupação do solo, tanto em termos de tipologia quanto de grau de uso e ocupação, de forma que, no ambiente urbano atual uma das principais características é a fragmentação das paisagens. Desta forma, o parcelamento do solo é um dos motivos pelos quais o processo de fragmentação da paisagem vem causando tanto a redução das áreas de cobertura vegetal quanto a distribuição fragmentada das mesmas; neste processo alguns habitats foram sustentados, mas muitos foram alterados consideravelmente (ANDERSSON *et al.*, 2014; CHAVES; SANTOS, 2009).

A estrutura de uma paisagem que sofre pelo processo de fragmentação é caracterizada por um mosaico de fragmentos, ou manchas, que variam em quantidade, forma, tamanho, tipo e heterogeneidade. Na maioria das vezes, estes fragmentos estão inseridos em áreas predominantemente antropizadas (MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016). Desta forma, evidencia-se que a expansão das atividades antrópicas intensifica as pressões sobre as áreas com vegetação natural, resultando no fenômeno de fragmentação florestal (SAITO *et al.*, 2016).

De acordo com definição do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2003), a fragmentação diz respeito “a divisão em partes de uma dada unidade do ambiente” e consiste, portanto, em separações físicas de um habitat natural anteriormente contínuo, provocando consideráveis alterações na paisagem natural, que tende a

tornar-se semelhante a um mosaico. Em muitas regiões do país e do mundo, os fatores que mais tem contribuído para a modificação da paisagem natural e principalmente para a transformação de grandes áreas de floresta em um mosaico de fragmentos com características e níveis de regeneração diferentes, é o forte crescimento das atividades agropecuárias e a expansão dos projetos urbanos (MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016; SAITO *et al.*, 2016; OLIVEIRA *et al.*, 2015).

Massoli, Statella e Santos (2016) enfatizam que a fragmentação florestal é um dos principais fatores que mais interferem na sustentabilidade dos recursos naturais, da biodiversidade e, portanto, na qualidade de vida da sociedade. Uma das principais e mais significativas consequências da fragmentação florestal promovida pelos usos da terra é o efeito de borda. Por estarem dispersos como manchas em uma paisagem de mosaico, os fragmentos florestais passam sofrer distúrbios oriundos da combinação dos fatores naturais e antrópicos que agem na área limítrofes entre o fragmento e seu entorno; distúrbios aos quais dão-se o nome de efeitos de borda (BLUMENFELD *et al.*, 2016).

Como destacam Blumenfeld *et al.* (2016), muitos estudos sobre o efeito de borda em fragmentos florestais relacionam estes efeitos, em tipo e intensidade, aos padrões físicos dos fragmentos florestais, como tamanho, disposição e formato dos mesmos. Isto é, de fato, muito importante, pois até mesmo a influência humana pode estar condicionada ou limitada, por exemplo, pela condição de localização de determinado fragmento que facilite ou dificulte o acesso a ele. Porém, além disso, verifica-se ainda que diferentes tipos de vizinhança provocam manifestações de efeitos de borda de forma e em extensões distintas nos fragmentos florestais (BLUMENFELD *et al.*, 2016).

Os resultados obtidos por Blumenfeld *et al.* (2016) em seu estudo com indicadores bióticos e abióticos nas bordas de um fragmento florestal em Cotia/SP apontaram que, em geral, as bordas fronteiriças às tipologias agrícola e urbana se diferenciam da borda limítrofe à floresta, sendo que ocupação urbana foi a que apresentou maior diferença à região limítrofe à floresta, indicando, portanto, que neste ambiente os efeitos de borda são mais intensos.

Desta forma a melhor estratégia para a conservação dos fragmentos é por meio da manutenção de sua integridade ecológica, criando condições para que haja fluxo gênico entre populações que se encontram isoladas nestas áreas. E uma das

alternativas que auxiliam para que esta condição seja alcançada são os corredores ecológicos; trata-se de estruturas ambientais aplicadas a áreas degradadas pelo desenvolvimento humano, em termos de fragmentação florestal e perda de conectividade entre habitats. Sua finalidade, portanto, é conservar e recuperar a biodiversidade, facilitando a movimentação dos indivíduos em busca de alimento e favorecendo a variabilidade genética da flora e da fauna. (OLIVEIRA *et al.*, 2015).

Para a implantação de corredores ecológicos deve-se priorizar áreas que já possuam fragmentos, de forma a minimizar os custos de implantação e aproveitá-las como *stepping stones* (trampolins), acelerando o processo de restauração (SAITO *et al.*, 2016). Neste sentido, apesar dos fragmentos florestais de maior área apresentarem uma significância maior, aqueles de menor área tem também uma função essencial para a conectividade destas paisagens. Como destacado por Moro e Milan (2016),

Do ponto de vista ecológico, grandes manchas podem atuar como áreas de origem e manter a biodiversidade, enquanto pequenas manchas podem atuar como degraus ou corredores de migração, refúgios ou fornecer locais para a nucleação.

Apesar de geralmente haver predomínio de pequenas manchas florestais em paisagens altamente fragmentadas, como identificado no estudo conduzido por Moro e Milan (2016), estas áreas funcionam como degraus, refúgios ou fontes de nucleação florestal, que contribuem para garantir os fluxos biológicos. Enquanto isso, as manchas maiores podem atuar como refúgio para diversas espécies, em especial àquelas que necessitam de grandes extensões de habitat e são sensíveis à fragmentação (MORO; MILAN, 2016).

Diante disso, Oliveira *et al.* (2015) cita a importância do estabelecimento de áreas de reserva legal nestes locais em potencial, já que esta é uma alternativa que não apenas possibilita a conectividade entre os fragmentos como também pode subsidiar a criação de Unidades de Conservação na região. Moro e Milan (2016) reforçam, porém, a necessidade de investimento não apenas no aumento do número de áreas protegidas, mas principalmente na manutenção e no aumento do tamanho delas. Além disso, reforçam a importância do estabelecimento de políticas públicas que envolvam os proprietários de terra, exigindo deles a proteção destas áreas florestais que, mesmo pequenas, são extremamente importantes para a manutenção dessas conexões paisagísticas (MORO; MILAN, 2016).

## 3.2. Infraestrutura Verde Urbana

### 3.2.1 Contextualização e Conceitos

Neste contexto, destaca-se o conceito de infraestrutura verde que está substancialmente embasado sob o princípio de interconexão entre os espaços verdes visando a conservação dos ecossistemas naturais e preservação das funções ecossistêmicas providas pelos mesmos.

A discussão a respeito da infraestrutura verde teve origem no final do século XIX e início do século XX, quando o arquiteto norte-americano Frederick Law Olmsted estabeleceu em Boston, EUA, um sistema interconectado de parques e corredores verdes denominado como Emerald Necklace (Colar de Esmeraldas). O objetivo era estruturar um sistema que fornecesse serviços ecossistêmicos, paisagísticos, sociais e culturais à cidade, garantindo prevenção às enchentes, purificação das águas e depuração de efluentes, áreas para recreação, etc. (BENEDICT; McMAHON, 2006; HERZOG, 2016; CHICA; TAVARES, 2017).

A ideia de Olmsted baseava-se no pressuposto de que “nenhum parque individualmente, não importa quão grande ou quão bem planejado, poderia prover aos cidadãos as influências benéficas da natureza” (LITTLE, 1995). De acordo com Benedict e McMahon (2006) muitos estudiosos reconhecem que a maneira mais eficaz de promover a preservação de plantas, animais e processos ecológicos naturais é estabelecer um sistema de conservação interconectado que combata a fragmentação de habitats.

Desta forma, em 1999, sob liderança do *The Conservation Fund* (Fundo de Conservação) e US Forest Service (Serviço de Florestas dos Estados Unidos) nos Estados Unidos, um grupo de estudo em infraestrutura urbana desenvolveu um conceito para o termo, com o intuito de estabelecer este princípio no país. Definiu-se então a infraestrutura verde como sendo:

(...) uma rede interconectada de cursos d'água, áreas úmidas, florestas, habitats de vida selvagem e outras áreas naturais; corredores verdes, parques e outras áreas de conservação; fazendas, ranchos e florestas; áreas selvagens e outros espaços abertos que mantêm processos ecológicos naturais, sustentem os recursos hídricos e atmosféricos e contribuem para a saúde e a qualidade de vida das comunidades (...) BENEDICT e McMAHON (2006).

Assim sendo, a infraestrutura verde surgiu baseada em dois princípios básicos: promover a interligação entre parques e outras áreas verdes, visando o

benefício das pessoas e a preservação da biodiversidade, e combater a fragmentação de habitats (BENEDICT e McMAHON, 2006). Estudos mais atuais definem ainda infraestrutura verde como sendo as áreas de vegetação presentes nos ambientes urbanos e/ou em entorno que são responsáveis pelo fornecimento de serviços ecossistêmicos urbanos, denominados UES (Urban Ecosystem Services) (CALDERÓN-CONTRERAS; QUIROZ-ROSAS, 2017).

Desta forma, dado seu caráter multifuncional que envolve fatores geológicos, hidrológicos, bióticos, sociais, metabólicos e até mesmo econômicos, a infraestrutura verde é de essencial importância para os ambientes urbanos, pois contribui para a resiliência das cidades à medida em que atua reduzindo os impactos das mudanças climáticas, aumentando a biodiversidade, protegendo os processos da paisagem e promovendo impactos socioeconômicos positivos, inclusive a melhora na saúde da população. Além disso, devido a estes benefícios, a infraestrutura verde contribui para a diminuição da pegada urbana global e, por fornecer localmente os serviços ecossistêmicos necessários às suas populações, reduz a dependência dos serviços produzidos externamente. (HERZOG, 2016; HERZOG; ROSA, 2010; CALDERÓN-CONTRERAS; QUIROZ-ROSAS, 2017).

Justamente por estes motivos, a infraestrutura verde vem sendo incorporada aos planos de longo prazo em muitas cidades ao redor do mundo e será essencialmente necessária para o desenvolvimento de um futuro urbano resiliente, no qual a paisagem natural atua como ferramenta para a melhoria do visual da cidade, bem como da qualidade de vida urbana (HERZOG; ROSA, 2010; HERZOG, 2016; CALDERÓN-CONTRERAS; QUIROZ-ROSAS, 2017; CAMARGO *et al.*, 2013). Herzog (2016) destaca que, no ambiente urbano, o principal objetivo da infraestrutura verde é promover a reestruturação da paisagem em várias escalas, estabelecendo uma rede interligada de áreas de vegetação e áreas permeáveis, a exemplo: ruas verdes e corredores ciliares conectando parques e outras áreas de vegetação remanescente.

Um ponto importante destacado por O'Brien *et al.* (2017), porém, é que, em geral, muitos estudos voltados à infraestrutura verde não trazem uma diferenciação das tipologias de infraestrutura verde e os benefícios relacionados. Neste sentido, Calderón-Contreras e Quiroz-Rosas (2017) acrescentam ainda que a maioria das abordagens tradicionais de sustentabilidade urbana visam apenas promover o aumento da quantidade de infraestrutura verde sem, porém, considerar a

importância da mesma no fornecimento dos serviços ecossistêmicos. Sendo necessário, para tanto, que se aumente não apenas a quantidade de infraestrutura verde como também a qualidade da mesma; implicando, desta forma, no uso mais eficiente dos “espaços verdes” nas cidades. Segundo eles:

Construir resiliência urbana requer examinar e melhorar as múltiplas funções e o potencial da infraestrutura verde urbana para fornecer serviços ecossistêmicos que atendam às demandas urbanas (CALDERÓN-CONTRERAS; QUIROZ-ROSAS, 2017).

O ideal é que esta infraestrutura seja planejada antes do estabelecimento da ocupação urbana, de forma a promover uma ocupação sustentável que assegure a conservação de áreas frágeis e de grande valor ambiental, contribuindo também para o aumento da biodiversidade, proteção dos fluxos d'água e manutenção do contato integrado entre natureza e ser humano (HERZOG; ROSA, 2010; HERZOG, 2016). Entretanto, isto muitas vezes não é possível, considerando o estado de consolidação das cidades. Passa-se então a ser necessário incluir novas abordagens no planejamento do ambiente urbano, de forma não somente a promover a infraestrutura verde, como também reduzir a pressão do desenvolvimento urbano e crescimento populacional sobre a mesma (CALDERÓN-CONTRERAS; QUIROZ-ROSAS, 2017).

Neste contexto, Capotorti *et al.* (2019) desenvolveram uma proposta de consolidação de um sistema de infraestrutura verde que “combine a prestação de serviços de regulação com a restauração e reconexão ecológica de florestas urbanas e árvores, em um contexto altamente urbanizado”. A proposta se aplicou a uma área de 3000 ha em um setor urbano da região metropolitana de Roma, e apoiou-se também em um projeto piloto desenvolvido pelo grupo de trabalho European Mapping and Assessment of Ecosystem and their Services (Mapeamento e Avaliação do Ecossistema Europeu e seus Serviços), que apresenta alguns critérios e indicadores para delinear os ecossistemas urbanos.

Desta forma, segundo eles, o planejamento do sistema de infraestrutura verde deve pautar-se em três pilares básicos: (i) a identificação das prioridades de conservação e/ou restauração, (ii) das demandas socioeconômicas e (iii) das políticas já existentes para o desenvolvimento sustentável. A partir daí o projeto deverá promover:

iv) uma abordagem de planejamento integrado para espaços verdes e infraestrutura cinza;

- v) um foco especial na conectividade, em diferentes escalas e para diferentes funções humanas, de biodiversidade, hídricas e climáticas;
- vi) um objetivo multifuncional, para uma resposta sinérgica aos vários desafios urbanos;
- vii) a inclusão da sociedade para atender às necessidades atuais locais (CAPOTORTI *et al.*, 2019).

Como visto, um dos primeiros pilares destacados pelos autores, e de suma importância, é a priorização das áreas de conservação e restauração. Esta priorização é essencial para uma gestão eficiente, que garanta a efetividade dos benefícios fornecidos pela infraestrutura verde no ambiente urbano e periurbano (CAPOTORTI *et al.*, 2019).

### **3.2.2 Infraestrutura Verde Urbana e Serviços Ecosistêmicos**

Quando bem planejada, implementada e monitorada, a infraestrutura verde atua como um importante instrumento de suporte à resiliência das cidades, ou seja, contribui para aumentar sua capacidade de superar situações adversas e garantir sua capacidade de resposta e recuperação, além de promover um ambiente urbano mais sustentável e melhor qualidade de vida nas cidades (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2017; HERZOG; ROSA, 2010). Carvalho (2016) destaca as áreas verdes no ambiente urbano inclusive como sendo um dos fatores que garantem preferência para ocupação urbana, visto que, além de promover conforto ambiental às zonas no entorno, as áreas verdes contribuem para valorização da vista, manutenção da privacidade e satisfação do ideário social.

No âmbito da implementação de estratégias voltadas à infraestrutura verde e suas contribuições para o ambiente urbano, Baró *et al.* (2014), sugerem que as políticas públicas elaboradas nesta temática se apresentem de forma integrada, considerando metas de sustentabilidade e a diversidade de serviços ecossistêmicos. Entretanto, estudos apontam que, de forma geral, a qualidade da infraestrutura verde urbana atual, em escala local, é principalmente de baixa a média, implicando consideravelmente na provisão dos serviços ecossistêmicos (CALDERÓN-CONTREAS; QUIROZ-ROSAS, 2017). Elmqvist *et al.* (2015) inclusive mencionam que poucos estudos que avaliam economicamente os benefícios da infraestrutura verde urbana consideraram a grande variedade de serviços ecossistêmicos por ela fornecida, sendo essa uma informação essencial

que contribuiria em grande escala para o planejamento urbano e paisagista do uso e manejo da terra nas cidades.

Os serviços ecossistêmicos estão relacionados ao bem-estar humano e integrá-los ao planejamento urbano é uma maneira eficaz de garantir sua provisão e potencializar seus benefícios a longo prazo. Isto é ainda mais essencial nas cidades, locais onde os serviços ecossistêmicos se encontram em risco devido à alta concentração de pessoas, grupos e empresas que aumentam ainda mais a demanda pelos mesmos (ANDERSSON *et al.*, 2014). Desta forma, os investimentos na infraestrutura verde urbana e nos serviços ecossistêmicos providos pela mesma, no âmbito das cidades, é não apenas ecológica e socialmente desejável, como também economicamente viável. Isto porque quando tais serviços ecossistêmicos passam a ser reconhecidos e quantificados, passa a ser reconhecida uma enorme gama de beneficiários (ELMQVIST *et al.*, 2015).

Como identificado por Calderón-Contreas e Quiroz-Rosas (2017) em estudo realizado na cidade do México, as florestas urbanas consistem em uma das tipologias de infraestrutura verde provedoras do maior índice de serviços ecossistêmicos. Junto aos grandes parques, as florestas urbanas concentram a melhor qualidade da infraestrutura verde justamente devido seu tamanho e complexa dinâmica que envolve características topográficas, ecológicas e socioeconômicas.

De acordo com a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2005), os serviços ecossistêmicos podem ser classificados em quatro tipologias básicas:

- Serviços de abastecimento: relacionados à produção material e energética; dentre os quais, destacam-se: alimentos, matéria-prima, água doce e recursos medicinais.
- Serviços de regulação: são fornecidos a partir do momento em que os ecossistemas passam a atuar como reguladores de alguma condição ambiental, tal, como por exemplo, do clima e da qualidade do ar;
- Serviços de apoio ou habitat: é uma tipologia básica de serviços ecossistêmicos, visto que, os ecossistemas fornecem local e condições específicas para o desenvolvimento e preservação de diversas espécies;
- Serviços culturais: são especialmente apreciados pelos cidadãos locais que podem se beneficiar estéticamente, espiritualmente e psicologicamente dos ecossistemas naturais.

Dentre os serviços ecossistêmicos providos pelos remanescentes florestais urbanos, o serviço de regulação climática é um dos mais destacados pela literatura. Leal, Biondi e Batista (2014) verificaram empiricamente o efeito do calor antropogênico proveniente da estrutura urbana de Curitiba/PR, caracterizada essencialmente por superfícies impermeáveis. Os autores puderam identificar a existência de ilhas de calor nos locais com maior concentração antrópica, em detrimento de regiões com menor densidade de ocupação. Além disso, constataram que as florestas urbanas contribuíram significativamente para amenização do clima local, promovendo quebra no gradiente das altas temperaturas na área urbana.

Em um estudo também realizado no município de Curitiba/PR, Martini *et al.* (2017) avaliaram o microclima de cinco tipologias distintas de floresta urbana: remanescente florestal, área verde antiga, área verde moderna, arborização de rua e árvore isolada, a fim de identificar e avaliar as variações de temperatura e umidade nestas diferentes tipologias. Os resultados obtidos demonstraram que a despeito da classificação específica, a tipologia “floresta urbana” exerce considerável influência sobre o microclima urbano; sendo que, neste sentido, os remanescentes florestais foram os que apresentaram resultados mais distintos das demais classificações de áreas verdes, caracterizados pela menor média de temperatura e maior média de umidade relativa.

No que diz respeito especialmente aos componentes arbóreos que compõem estas áreas florestais remanescentes e outras infraestruturas verde, são destacadas as seguintes funções ecológicas fornecidas pelos mesmos: prevenção de erosão e assoreamento em corpos d'água; redução da compactação do solo pelo efeito da chuva e aumento da infiltração de águas pluviais; fornecimento de habitat; mitigação de ilhas de calor; etc. (BARÓ *et al.*, 2014; HERZOG; ROSA, 2010).

De forma geral, os remanescentes florestais urbanos apresentam uma relevante multifuncionalidade para o fornecimento de serviços ecossistêmicos para a cidade. De forma resumida, destacam-se: a eficaz contribuição para a regulação da temperatura urbana, como já destacado; contenção das encostas; mitigação do escoamento de águas pluviais e conseqüente redução de enchentes; redução da poluição atmosférica; garantia de habitat para a biodiversidade urbana; e ainda, o

fornecimento de serviços culturais, de recreação, lazer e esporte (BARÓ *et al.*, 2014; HERZOG; ROSA, 2010).

De fato, as cidades apresentam grande potencial para integrar os serviços ecossistêmicos nos projetos urbanos espaciais, a fim de promover a restauração dos ecossistemas degradados e para fortalecer a integração entre projetos de uso da terra e de estruturas verdes urbanas; entretanto, este potencial é ainda pouco explorado (ANDERSSON *et al.*, 2014). Além disso, é importante considerar, como ressaltado por Holt *et al.* (2015), que a multifuncionalidade da paisagem urbana ainda apresenta limitações, de forma que apenas determinados serviços ecossistêmicos podem ser fornecidos simultaneamente em determinados locais.

A despeito disto, é imprescindível que determinadas tipologias de serviços ecossistêmicos sejam fornecidas no próprio perímetro da cidade, de forma a potencializar sua utilização e facilitar o acesso aos mesmos, como é o caso dos serviços como a recreação em meio a natureza, redução de ruído, absorção de poluentes hídricos e atmosféricos, dentre outros (ANDERSSON *et al.*, 2014).

Desta forma, o papel do planejamento urbano é essencial para determinar quais são os serviços ecossistêmicos demandados prioritários, qual a disponibilidade atual de espaços verdes remanescentes e como e em que distribuição espacial os mesmos podem contribuir para o fornecimento de tais serviços, de forma eficaz e acessível (HOLT *et al.*, 2015). Isto porque, no ambiente urbano a geração dos serviços ecossistêmicos está condicionada às complexas interações que existem entre: os processos ecológicos naturais; as atividades humanas que demandam tais serviços; e, por fim, a organização, que atua gerenciando os dois fatores supracitados, por meio do planejamento e gestão locais (ANDERSSON *et al.*, 2014).

Percebe-se que a infraestrutura verde urbana tem a capacidade de fornecer uma multiplicidade de serviços para o ambiente urbano. Entretanto, para que isso de fato aconteça, é essencial o monitoramento da vegetação natural, tanto com relação à sua composição, quanto em termos temporais e distribuição espacial. A distribuição espacial é inclusive um critério fundamental o estabelecimento de uma rede funcional de serviços ecossistêmicos nas cidades; isto porque, tanto serviços recreativos quanto de bem-estar somente serão usufruídos pela população se estiverem acessíveis à mesma (HOLT *et al.*, 2015; ANDERSSON *et al.*, 2014; LAWLEY *et al.*, 2016).

### 3.3 Ecologia de Paisagem, Métricas de Paisagem e Análise Espacial

Como visto, as áreas florestais remanescentes são fundamentais para mitigar a fragmentação da paisagem no ambiente urbano e podem ser utilizadas para diversos fins, dependendo da sua forma de planejamento, de seus objetivos, gestão, manejo, suas características ambientais e necessidades comunitárias (PIPPi; TRINDADA, 2013). Tanto a caracterização da fragmentação de paisagens naturais quanto a avaliação dos efeitos que este fenômeno exerce são pontos essenciais e preliminares para um planejamento adequado para a restauração de áreas fragmentadas (JESUS *et al.*, 2015).

Os primeiros métodos para monitoramento da vegetação, nas dimensões quanti e qualitativa, foram os métodos de verificação em campo, que continuam a ser aplicados até hoje. No entanto, com o advento da tecnologia, os métodos de sensoriamento remoto estão sendo cada vez mais empregados para avaliar as propriedades da vegetação (LAWLEY *et al.*, 2016). Mas, como destaca Lawley *et al.* (2016), se por um lado os métodos de sensoriamento remoto permitem avaliar os indicadores de vegetação em larga escala e identificar as alterações com maior rapidez, as avaliações em campo fornecem importantes medidas de atributos biofísicos e dados ecológicos detalhados. Sendo assim, combinar estas duas formas de avaliação é muito eficaz, pois permite compreender melhor os complexos padrões e processos espaciais da vegetação, considerando seus aspectos estruturais, funcionais e de composição.

Como ressaltado por Gaviria e Montealegre (2010), considerar os aspectos de composição, diversidade e estrutura das áreas fragmentadas é essencial para identificar os padrões desta paisagem e propor as medidas de manejo mais adequadas para a conservação da mesma. Neste contexto, as florestas e remanescentes florestais podem ser caracterizados como Unidades de Paisagem. Considerando mais especificamente as florestas urbanas, ressalta-se que estas recebem esta denominação devido sua localização em áreas urbanas ou próximas a elas e que, por este motivo, estão mais sujeitas às influências e intervenções antrópicas (PIPPi; TRINDADA, 2013).

Portanto, um instrumento bastante interessante para o estudo destas unidades de paisagem é o estudo da Ecologia de Paisagem; trata-se da ciência que, dentre outros tópicos, estuda a fragmentação florestal e cujo objetivo é avaliar

as relações entre determinado ambiente e a sociedade que atua sobre ele, modificando-o (HENKES, BARCELLOS, 2004 *apud* MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016). De acordo com Metzger (2003) *apud* Oliveira *et al.* (2015) visto que a Ecologia de Paisagem trata das relações entre os processos ecológicos e os padrões espaciais, é necessário então a quantificação destes padrões; processo realizado através das métricas de paisagem.

Neste sentido, as métricas de paisagem se mostram como instrumentos eficazes para análise espacial de paisagens, especialmente quando aliadas a conceitos de planejamento de paisagem sustentável (CABRAL; SANTOS; AUGUSTO, 2011); visto que, a estrutura de uma paisagem contribui não apenas para definir as características espaciais da mesma como também influencia suas funções ecológicas (DiBARI, 2007 *apud* CABRAL; SANTOS; AUGUSTO, 2011).

Desta forma, nota-se que as métricas de paisagem são instrumentos eficazes tanto para a avaliação de paisagens urbanas quanto naturais. Alguns exemplos disso são os estudos de Aguilera, Valenzuela e Botequilha-Leitão (2011), Almeida *et al.* (2016) e Cabral, Santos e Augusto (2011). Os autores aplicaram métricas de paisagem selecionadas pertinentes a cada objeto e propósito de estudo, sendo respectivamente:

- (1) para a avaliação das características espaciais da expansão urbana na Área Metropolitana de Granada, Espanha, utilizando também da simulação de cenários para prever os padrões de urbanização para o ano de 2020 (AGUILERA; VALENZUELA; BOTEQUILHA-LEITÃO, 2011);
- (2) para a consolidação de um índice que avaliasse a provisão de serviços ecossistêmicos por marismas na região de Algarve, Portugal, a fim de garantir a defesa costeira e os parâmetros que necessitam ser otimizados para que o índice de defesa costeiro possa ser mantido ou melhorado (ALMEIDA *et al.*, 2016);
- (3) e, por fim, para quantificar as mudanças estruturais e funcionais ocorridas na paisagem de áreas pertencentes a Reserva Ecológica Natural (REN) nos municípios de Sintra e Cascais, Portugal, em decorrência da expansão urbana, considerando três anos distintos, 1989, 1994 e 2001 (CABRAL; SANTOS; AUGUSTO, 2011).

Quanto à seleção das métricas pertinentes, Cabral, Santos e Augusto (2011) ressaltam a importância da seleção de métricas que sejam, preferencialmente, independentes e que consigam quantificar coerentemente a paisagem analisada. Algumas métricas, porém, se destacam na maioria dos estudos (FERNANDES *et al.*, 2017; FERNANDES; FERNANDES, 2017; LIMA; FRANCISCO; BOHRER, 2017; ALMEIDA *et al.*, 2016; MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016; JESUS *et al.*, 2015; FENGLER *et al.*, 2015; MORAES; MELLO; TOPPA, 2015; SILVA; SOUZA, 2014; PIROVANI *et al.*, 2014; FREITAS, 2012; CABRAL; SANTOS; AUGUSTO, 2011; AGUILERA; VALENZUELA; BOTEQUILHA-LEITÃO, 2011; CALEGARI *et al.*, 2010). Estas métricas puderam ser classificadas de acordo com sua tipologia em “métricas de área e forma”, “métricas de proximidade” e “indicadores de uso e ocupação”. As principais destas serão apresentados no **Quadro 1**.

**Quadro 1.** Principais métricas empregadas nos estudos de fragmentação de paisagem

<b>Tipologia</b>	<b>Métricas/ Indicadores</b>
<b>Área e Forma</b>	Área da paisagem
	Intensidade de fragmentação
	Cobertura vegetal remanescente
	Número fragmentos
	Área dos fragmentos/ Área média
	Percentual de paisagem ocupada pelos mesmos
	Coefficiente de variação de tamanho dos fragmentos
	Índice do maior fragmento
	Área core
	Dimensão fractal
	Número de áreas centrais adjuntas
	Índice de área central médio
	Total de bordas
	Densidade de bordas
	Índice de forma/ Média do índice de forma
Índice de circularidade	
<b>Proximidade</b>	Proximidade entre fragmentos de vegetação e áreas urbanas
	Proximidade entre fragmentos de vegetação e áreas edificadas
	Proximidade entre fragmentos de vegetação e malha viária
	Distância média do vizinho mais próximo
	Conectividade
<b>Uso e ocupação</b>	Percentual de classes de cobertura do solo
	Uso e ocupação do solo na borda
	Porcentagem de floresta em áreas protegidas
	Suporte ao desenvolvimento da vegetação nativa

Fonte: Adaptado de Silva (2017).

Como citado, as métricas de paisagem são ferramentas bastante eficazes na análise da degradação de recursos naturais e também na compreensão do padrão espacial dos fragmentos florestais (MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016). Aliadas ao uso de geotecnologias e do sensoriamento remoto, elas promovem uma análise integrada da paisagem, permitindo avaliar espacialmente o fenômeno da fragmentação florestal, de forma a promover um planejamento ambiental da área que assegure não apenas a conservação da biodiversidade, como também leve em conta o ambiente socioeconômico da região (OLIVEIRA *et al.*, 2015). Aplicadas aos fragmentos florestais, as métricas de paisagem atuam como indicadores que permitem a avaliação da configuração da paisagem e o diagnóstico das condições dos remanescentes, a fim de conduzir a tomada de decisão em relação aos mesmos (JESUS *et al.*, 2015).

### 3.3.1 Métricas de Área e Forma

No aspecto da fragmentação florestal, uma das primeiras métricas a serem avaliadas é o *número de fragmentos*, visto que esta métrica reflete diretamente o grau de retalhamento da paisagem (MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016). No estudo realizado por Fernandes *et al.* (2017), por exemplo, a vegetação nativa ocupa 23,79% da área total da bacia hidrográfica objeto de estudo e é a classe de uso e ocupação que apresenta o maior número de fragmentos, indicando a alta fragmentação desta classe.

Avaliando a paisagem no entorno de uma Reserva Particular do Patrimônio Natural em Cafundó-ES, Saito *et al.* (2016), constataram que entre os anos de 1970 e 2007 houve um aumento no número de fragmentos da classe florestal. Entretanto, esse aumento não foi resultado da implantação de novas áreas de floresta, pelo contrário, resulta de um processo de fragmentação desta paisagem que é evidenciado ainda pela redução da área florestal (de 13,0306 km<sup>2</sup> para 12,9256 km<sup>2</sup>), redução da área média dos fragmentos e aumento da distância média entre eles.

Massoli, Statella e Santos (2016) evidenciaram ainda uma situação bastante semelhante ao estudarem a microbacia Sepotubinha no Estado do Mato Grosso. Constataram que houve uma redução de 42% da área florestal na microbacia ao mesmo tempo em que houve um aumento de 789 no número de fragmentos, do

ano de 1990 para 2014. O que demonstra que os fragmentos grandes presentes em 1990 foram subdivididos em inúmeros outros, porém de menor tamanho. Como ressaltam Fernandes *et al.* (2017), é necessário analisar o número de fragmentos considerando também a área total da classe e o percentual deles na paisagem, visto que uma diminuição no número de fragmentos tanto pode indicar que houve união entre eles quanto que houve extinção de remanescentes.

Desta forma atuando também como um importante indicador do fenômeno de fragmentação está a *área* dos fragmentos. De acordo com Moro e Milan (2016), a área de um fragmento é um parâmetro muito importante para explicar as variações de riqueza de biodiversidade, visto que quanto menor a área de um fragmento florestal, maior é a influência de fatores externos, o que acaba afetando os processos internos do ecossistema. No estudo que realizaram em Campos Gerais/ MG, identificaram que quase 90% das manchas florestais são menores que 10 ha, o que corresponde a menos de 10% da paisagem total. Barbalho, Silva e Giustina (2015) destacam ainda que a redução significativa no tamanho dos remanescentes contribui diretamente para a baixa conectividade da paisagem. Além disso, “a maior frequência de fragmentos pequenos revela que a maioria dos fragmentos da paisagem apresentam maior risco de extinção local” (MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016).

Neste sentido, a redução de ecossistema efetivo, pode ser bem significativa quando se considera a presença do efeito de borda que atua sobre os fragmentos. Para a avaliação deste aspecto destaca-se a métrica *área nuclear* ou *área central* dos fragmentos, que consiste na área central de um remanescente florestal desconsiderando sua faixa marginal, sujeita aos efeitos de borda. Isto porque, na área marginal (área de borda), devido o contato com outras matrizes de uso e ocupação, é onde ocorrem as principais mudanças estruturais, ecológicas e microclimáticas nos remanescentes (MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016)

O estudo de Jesus *et al.* (2015) em Sergipe demonstrou haver uma redução de cerca de 32% na área efetiva de ecossistema florestal, quando considerado um raio mínimo de borda de 35m em cada fragmento. Ademais, isto implica em uma redução em 20% no número de fragmentos. Massoli, Statella e Santos (2016) constataram que, de 1990 para 2014, houve uma redução de 39,26% da área nuclear de habitat florestal na paisagem analisada, o que afeta diretamente as

espécies sensíveis que possuem requisitos ecológicos específicos, como área de mata bem preservada e ausência de efeito de borda.

Muitos autores chegaram a esta mesma conclusão quanto a este aspecto: o alto número de fragmentos associado a alta densidade de bordas e baixo valor médio de área total e área central indicam que grande número de fragmentos estejam fortemente sujeitos ao efeito de borda, especialmente fragmentos pequenos, nos quais a área central é muito próximo a zero (FERNANDES *et al.*, 2017). Diante dos resultados obtidos em um estudo com fragmentos florestais da Mata Atlântica, Crouzeilles *et al.* (2014) ressaltaram que mesmo em paisagens com vegetação nativa entre 30 e 50% já é notória a influência negativa do número de fragmentos, indicando um alerta para efeitos de fragmentação potencialmente perigosos.

De acordo com Pirovani *et al.* (2014), o impacto do efeito de borda está ainda relacionado à *forma* do fragmento, aumentando à medida em que aumenta a relação perímetro/área e, conseqüentemente, a irregularidade do formato do fragmento. Isto porque, a forma de um fragmento está associada à relação de perímetro e área, através da qual é possível avaliar se o fragmento apresenta formato mais ou menos circular e, portanto, mais regular ou não. Fragmentos irregulares estão associados a fragmentos com formas mais complexas e, portanto, áreas mais recortadas, nas quais é reduzida a área central e maior a propensão à existência de área de borda (MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016; SAITO *et al.*, 2016; OLIVEIRA *et al.*, 2015; JESUS *et al.*, 2015).

Isto ocorre porque, diferentemente de fragmentos nos quais o formato é regular e a área central encontra-se mais distante das bordas, em fragmentos com alta proporção de bordas existe grande interação entre o ecossistema remanescente e a matriz que o circunda. Desta forma, os fragmentos tornam-se mais vulneráveis aos efeitos de borda e às atividades antrópicas e, portanto, mais susceptíveis a novas fragmentações (MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016; SAITO *et al.*, 2016; OLIVEIRA *et al.*, 2015; PIROVANI *et al.*, 2014).

Através de um estudo realizado na Bacia do Rio Ubá – RJ, Fernandes e Fernandes (2017) constataram que formatos mais regulares estão associados especialmente a fragmentos pequenos e/ou muito pequenos; isto indica que o aumento do tamanho dos fragmentos geralmente resulta em formatos mais irregulares. Desta forma, conclui-se que apesar dos fragmentos menores serem

altamente suscetíveis ao efeito de borda devido sua área reduzida, nos fragmentos maiores a ocorrência de efeito de borda está associada principalmente à irregularidade da forma do remanescente.

É muito comum na literatura que a regularidade da forma de um fragmento florestal seja avaliada através do índice de circularidade (IC). Este índice correlaciona os valores de área e perímetro de um remanescente de forma a avaliar se a forma do fragmento apresenta tendência mais circular, casos nos quais o índice se aproxima de 1, ou tendência mais alongada conforme o valor do índice diminui e se aproxima de zero. Logo, estes últimos se encontram mais vulneráveis ao efeito de borda e às atividades antrópicas (OLIVEIRA *et al.*, 2015).

### 3.3.2 Métricas de Proximidade

Associada às métricas já citadas, o *isolamento* entre fragmentos florestais é outro indicador bastante avaliado em estudos de fragmentação florestal, pois diz respeito à conectividade de determinada paisagem. O alto grau de isolamento, representado por uma paisagem na qual os remanescentes encontram-se distantes entre si, demonstra as consequências da fragmentação principalmente no que diz respeito às condições de dispersão e deslocamento das espécies. A partir de um determinado grau de isolamento, as populações biológicas começam a apresentar perdas em termos de fluxo biológico (JESUS *et al.*, 2015; MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016).

Alguns estudos indicam que distâncias de até 60 metros são consideradas como baixo isolamento; entre 60 e 120 metros médio isolamento; entre 120 e 200 metros considera-se alto isolamento; e a partir de 200 m é considerado como isolamento muito alto (ALMEIDA, 2008 *apud* MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016). A maior proximidade entre os fragmentos florestais é um fator bastante positivo, visto que indica melhor fluxo de fauna silvestre, sementes e é um facilitador da polinização (FERNANDES *et al.*, 2017).

Assim como o fator número de fragmentos, o isolamento entre remanescentes florestais é uma métrica que não pode ser avaliada isoladamente. Isto porque, como identificado por Massoli, Statella e Santos (2016), este parâmetro pode ser pouco afetado pelo processo de desmatamento ou ainda sofrer aparente melhora; uma vez que pode haver redução do isolamento médio entre os

fragmentos, contudo, associada ao retalhamento de grandes remanescentes em outros de menor tamanho, porém, distância reduzida entre eles.

O estudo de Jesus *et al.* (2015) apontou a grande predominância de fragmentos pequenos e próximos uns aos outros ao constatar que 85% dos remanescentes avaliados apresentavam área inferior a 45 ha e eram estes os que apresentavam maiores condições de proximidade com outros. Em contrapartida, os remanescentes maiores apresentaram também maior distanciamento em relação uns aos outros (JESUS *et al.*, 2015).

Como ressaltam Moro e Milan (2016), a conectividade estrutural e funcional de uma paisagem depende não apenas do grau de isolamento dos remanescentes, mas está associada também a outros fatores como: permeabilidade da matriz, capacidade de percolação, relevo, capacidade da espécie de responder a essas características estruturais, entre outros (METZGER, 1999 *apud* MORO; MILAN, 2016).

Neste sentido, Crouzeilles *et al.* (2014) enfatizam ainda que a probabilidade de conexão entre dois fragmentos depende tanto da capacidade de dispersão das espécies quanto da existência de remanescentes intermediários que possibilitem tal movimentação. De forma que, em geral, as espécies mais afetadas pela configuração da paisagem são aquelas com menor mobilidade, visto que sua capacidade de dispersão é limitada em comparação às demais, o que reduz a probabilidade de conexão entre fragmentos.

Além disso, considerar a distância dos fragmentos florestais para com as fontes de perturbação é essencial. Isto porque, como destaca Valente (2005), as ações de reestruturação de paisagem deverão ser priorizadas nas áreas mais distantes das fontes de distúrbio. Neste contexto, os grandes centros urbanos, por exemplo, destacam-se como fontes de perturbação, visto que representam grandes barreiras aos fluxos biológicos (METZGER, 2003 *apud* VALENTE, 2005).

Diante disto, a avaliação da proximidade entre fragmentos florestais e áreas edificadas e/ou a proximidade entre fragmentos florestais e malha viária fornecem informações de grande utilidade que contribuem para gestão ambiental local. Segundo Fengler *et al.* (2015), quanto maior a proximidade dos fragmentos com as áreas edificadas e/ou malha viária, maior é a perturbação ambiental sobre as áreas florestais; de forma estes efeitos tornam-se pouco consideráveis apenas a partir dos 200 m de distância.

Desta forma, considerar as características da matriz da paisagem na qual estão inseridos os remanescentes é essencial para compreender a condição atual sob o qual está este fragmento e as principais pressões aos quais o mesmo está sujeito.

### **3.3.3 Indicadores de Uso e Ocupação do Solo**

Diante do exposto anteriormente fica evidente a importância da avaliação do uso e ocupação do solo nas áreas de estudos como parte da análise da paisagem em estudos direcionados à remanescentes florestais. De forma bastante evidente, o fator antrópico é determinante no histórico de perturbação e degradação dos remanescentes florestais; desta forma, considerar a relação das comunidades do entorno com os remanescentes florestais é também essencial para melhor compreender a estrutura e dinâmica dos mesmos (VIANA; PINHEIRO, 1998)

Oliveira *et al.* (2015) avaliando os fragmentos florestais de São Gabriel do Oeste-MS, identificaram que os mais sensíveis consistem naqueles que apresentam área inferior a 99 ha, que são aqueles que apresentam constante atividade antrópica no entorno, o que contribui para reduzir sua área vegetada, tornando-os ainda mais isolados. Vale lembrar que a pressão antrópica se manifesta através de variadas vertentes; o estudo de Jesus *et al.* (2015), por exemplo, identificou pressões sob a paisagem oriundas da agricultura, pecuária e pastagem, como também provenientes da considerável diminuição de matas ciliares e pressão antrópica sobre áreas de nascentes, sendo estas resultado de conflitos de uso do solo.

Fernandes e Fernandes (2017), no estudo realizado na bacia hidrográfica do córrego Ponte de Terra/ DF, identificaram que 63,32% da bacia está sob uma matriz de natureza antrópica, o que consiste em um fator prejudicial para manutenção dos fragmentos florestais, devido o maior efeito de borda associado. Além disso, esta interferência pode ser verificada não apenas nos remanescentes florestais como também na disponibilidade de água, em termos de quantidade e qualidade, em casos, por exemplo, nos quais há predominância de pastagem em regiões de nascentes dos cursos d'água (FERNANDES; FERNANDES, 2017).

No estudo conduzido por Chaves e Santos (2009), constatou-se que o aumento de fragmentação da paisagem da bacia avaliada havia se dado

prioritariamente devido o parcelamento do solo para implantação de condomínios, construção de casas e pelo aumento da densidade da malha viária. Os autores identificaram a relação direta entre a fragmentação florestal e o uso e ocupação do solo, verificando o aumento linear do grau de fragmentação da paisagem (avaliado pelo índice  $F_p$ ) em função do grau de uso e ocupação do solo (calculado através do índice  $LUI_m$  - Índice de uso e ocupação do solo modificado).

Saito *et al.* (2016), por sua vez, identificaram que a fragmentação florestal no entorno da RPPN Cafundó/ ES poderia estar interligada ao aumento das áreas de pastagem, cafezais e área agrícola. Contudo, apesar disso, a avaliação do uso e ocupação no entorno desta área permitiu identificar um fator positivo: a diminuição da classe solo exposto, que veio a se tornar campo sujo. De acordo com os autores, isto representa aumento das áreas de regeneração, visto que a proximidade de áreas de campo às áreas florestais auxilia no processo de regeneração e expansão das mesmas.

### **3.4 Análise Multicritério para Avaliação da Qualidade Ambiental**

Muitos estudos com respeito à caracterização da fragmentação florestal e remanescentes florestais têm sido realizados utilizando métricas da paisagem. Entretanto ainda são escassas metodologias que combinem todos ou considerável parte destes indicadores em um único índice para a avaliação da qualidade ambiental dos remanescentes florestais. A seguir são apresentados alguns estudos que têm seguido a tendência de elaboração de índices de qualidade por meio de métodos multicritérios. Nem todos estão relacionados especificamente a remanescentes florestais, entretanto, demonstram a viabilidade do desenvolvimento de índices semelhantes, o que ressalta ainda mais a necessidade de implementação de índice integrado para a avaliação da qualidade ambiental dos fragmentos florestais.

Como já mencionado, o crescimento populacional e os problemas ambientais resultantes da intensiva ação antrópica no meio natural, como o manejo inadequado da terra e as mudanças climáticas, têm aumentado as pressões sobre os recursos naturais, colocando a vegetação nativa em estado ameaçado e provocando a degradação dos serviços ecossistêmicos naturais (LAWLEY *et al.*, 2016). Além disso, o acesso às infraestruturas urbanas, possibilitado pela expansão

das áreas urbanizadas, tem gerado também, além dos problemas ambientais, desequilíbrios sociais na paisagem urbana, contribuindo, desta forma, para a diminuição da qualidade de vida nas cidades (GAVRILIDIS *et al.*, 2016).

A falta de planejamento das cidades aliada a uma gestão urbana precária e desequilíbrios sociais afetam a qualidade da paisagem e os padrões de qualidade de vida. A qualidade da paisagem, bem como a qualidade de vida da população urbana, tem efeitos inclusive sobre a produtividade das pessoas, visto que o aumento da qualidade da paisagem pode aumentar o conforto mental e o estado de felicidade (GAVRILIDIS *et al.*, 2016). Diante disso, um dos objetivos do desenvolvimento sustentável é justamente promover a melhora na qualidade de vida dos seres humanos, garantindo a sustentabilidade do bem-estar ao longo do tempo; este fator está fundamentalmente relacionado a dimensão ambiental e a preservação dos recursos ambientais (STREIMIKIENE, 2015).

Neste contexto, o estudo de Gavrilidis *et al.* (2016) concentrou-se na avaliação da qualidade da paisagem de uma cidade com pouco mais que 200 mil habitantes no sudeste da Romênia, por meio do cálculo do Índice de Qualidade da Paisagem (*Urban Landscape Quality Index – ULQI*). Para o cálculo do índice os autores utilizaram a combinação de duas metodologias: avaliação visual em campo por especialistas e pesquisas de campo com os habitantes locais.

Para a avaliação visual da qualidade da paisagem os autores construíram uma *check-list* de elementos a serem verificados em campo, distribuídos em seis componentes da paisagem urbana que receberam um peso variando de 1 (indicador de menor impacto) a 5 (maior impacto). As componentes consideradas e seus pesos respectivos foram: conjunto das edificações (5); edifícios residenciais coletivos (4); moradias individuais (4); infraestruturas urbanas (3); infraestruturas verdes (2); e outros elementos da paisagem (1), como rios, lagos e florestas. Desta forma, o Índice de Qualidade da Paisagem consistiu na relação entre o valor da somatória de cada componente, considerado seu peso associado, sobre o valor total ideal (GAVRILIDIS *et al.*, 2016).

De forma análoga, Streimikiene (2015) se propuseram a selecionar indicadores ambientais relevantes e a partir dos mesmos construir um índice que avalie a qualidade de vida nos Estados bálticos (Estônia, Letônia e Lituânia). Em seu estudo, o autor classificou os indicadores ambientais em três categorias: (1) indicadores de qualidade ambiental, que abrangem os meios como solo, ar e água;

(2) indicadores de comportamento ambientalmente responsável, que estão associados a economia de recursos e energia, como o uso de fontes renováveis de energia e reciclagem de resíduos; e, (3) indicadores de consumo de serviços ambientais, que incluem áreas de florestas per capita, captação total de água doce, acesso às áreas verdes, dentre outros.

A partir da integração de tais indicadores, o autor pôde construir um índice de qualidade de vida. Entretanto, diferentemente do estudo de Gavrilidis *et al.* (2016), para a construção deste índice, todos os indicadores foram tratados de forma igualitária, não se aplicando, portanto, pesos específicos para cada um deles. Segundo o próprio autor, a definição de pesos para indicadores como tais demanda a expertise de pesquisadores e especialistas da área (STREIMIKIENE, 2015). Justamente por isso se destaca a necessidade de que mais pesquisas na área sejam desenvolvidas.

Estudos como tais demonstram serem úteis para avaliação da paisagem urbana, principalmente em cidades e situações nas quais não se dispõem de um banco de dados pré-organizados e ferramentas mais robustas, ou como uma análise preliminar de determinada paisagem urbana, a fim de guiar o planejamento e gestão local, melhorando a habitabilidade e a sustentabilidade da cidade (GAVRILIDIS *et al.*, 2016). Além disso, permitem avaliar a eficácia das políticas públicas na melhora da qualidade de vida de uma região, como no caso do estudo de Streimikiene (2015), no qual foi possível identificar que dentre os três países bálticos o que apresentou melhor índice de qualidade de vida, entre os anos de 2004 e 2010, foi a Lituânia, justamente devido às políticas implementadas na Lituânia após sua adesão à União Europeia (STREIMIKIENE, 2015).

Já no que diz respeito especificamente aos recursos naturais, para alcançar sua conservação e apoiar uma tomada de decisão racional é essencial que desenvolva estudos que promovam uma avaliação quanti e qualitativa das propriedades ambientais de determinado ecossistema e/ou paisagem tais como fragilidade, status de conservação, exploração de recursos e necessidades de reabilitação (VILLA; McLEOD, 2002 *apud* MACEDO *et al.*, 2018). Diante desta necessidade, muitos estudos têm sido desenvolvidos com o objetivo de avaliar a vulnerabilidade e fragilidade de ecossistemas e paisagens.

Como exemplo tem-se o índice de vulnerabilidade ambiental aplicado por Choudhary, Boori e Kupriyanov (2018) em seu estudo em uma região da Astrakhan,

Rússia. O estudo considerou os fatores geomorfologia, geologia, pedologia, vegetação e uso e ocupação do solo, a partir dos quais a área de estudo pôde ser classificada em regiões de vulnerabilidade ambiental baixa, razoável, moderada, alta e extrema. A partir de tais análises os autores puderam identificar o alto nível de fragilidade ao qual estão sujeitas as áreas naturais da região. Isto deve-se especialmente às atividades econômicas desenvolvidas no local e à ocupação desordenada que culminou em problemas ambientais como: consumo excessivo de recursos naturais, desmatamento e degradação florestal, erosão do solo, condições climáticas adversas (CHOUDHARY; BOORI; KUPRIYANOV, 2018).

Como visto, a avaliação da vulnerabilidade ambiental de determinada paisagem está diretamente associada a fatores físicos e geomorfológicos da mesma. No estudo de Liao, Li e Hou (2013) os principais indicadores empregados para consolidação de um índice de vulnerabilidade foram: inclinação, índice NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), sensibilidade de erosão do solo, sensibilidade de desertificação da terra, sensibilidade de salinização do solo, índice LSCI (Landscape Structure Composite Index), isolamento, dimensão fractal e fragmentação. Vale destacar que tais indicadores foram selecionados por serem pertinentes ao estudo da vulnerabilidade em áreas de mineração e, portanto, nem todos podem ser aplicados coerentemente a outras regiões e ecossistemas.

Para a savana neotropical brasileira, por exemplo, diante da grande produção de sedimentos finos que tem atingido e ameaçado os ecossistemas de água doce, reservatórios e os serviços ecossistêmicos prestados pelos mesmos, Macedo *et al.* (2018) desenvolveram um índice de fragilidade ambiental (EFI) baseado em indicadores de geoclimáticos relacionados à produção de sedimentos, como precipitação, variação de elevação e inclinação, geologia, e indicadores de pressões antropogênicas tais como: cobertura natural, densidade de estradas, distância de estradas e centros urbanos.

A avaliação da vulnerabilidade ambiental é ainda mais eficaz quando consideradas também as áreas que apresentam função ecológica e sua distribuição espacial, bem como o escopo de planejamento urbano estabelecido pelos órgãos de planejamento e gestão. Neste sentido as ferramentas de GIS se mostram bastante eficazes, de forma que contribuem eficientemente não apenas para a avaliação da vulnerabilidade ecológica como também para a formulação e

implementação de um plano de desenvolvimento ecológico (LIAO; LI; HOU, 2013; MACEDO *et al.*, 2018).

A fim de construir um índice detalhado e que reflita de forma mais fiel possível a realidade é importante que os estudos de vulnerabilidade e fragilidade ambiental sejam baseados não apenas em aspectos teóricos, mas que incluam e sejam apoiados por relações de dados locais e bancos de dados SIG espaciais e de acesso aberto. Além disso, contar com o auxílio de análises pertinentes, tais como a análise multicritério (ex. AHP) é essencial, visto que a Análise Hierárquica de Processo (AHP) é um dos métodos pelos quais os índices de fragilidade ambiental podem ser modificados e adaptados para se tornarem funcionais também em outros países e contextos ecológicos (MACEDO *et al.*, 2018).

O estudo de Macedo *et al.* (2018), por exemplo, demonstrou a eficácia da aplicação de medições de campo em escala local aliadas a dados espaciais de paisagem para avaliação da fragilidade ambiental em córregos, bacias hidrográficas e reservatórios. Sendo tal índice de grande utilidade para previsão da propensão de corpos hídricos à erosão e sedimentação. Neste caso, o índice se mostrou essencial considerando sua aplicação no Brasil, onde apesar da grande disponibilidade de recursos de água doce que promovem importantes serviços ecossistêmicos é grande a ameaça por pressões antrópicas, mas pode ser adaptado para outras localidades.

Com relação especificamente às áreas florestais remanescentes, os principais estudos identificados na literatura estão vinculados à análise da disponibilidade de habitat (*Habitat Availability*). Este conceito refere-se à quantidade de habitat disponível às espécies em determinada paisagem, a depender não apenas da quantidade de áreas, como também da conectividade da mesma (DALLOZ *et al.*, 2017; SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007). De acordo com Saura e Pascual-Hortal (2007), um habitat deve ser abundante e bem conectado para que seja considerado disponível para um animal ou população.

Desta forma, esta avaliação é, geralmente, realizada através de metodologia de Saura e Pascual-Hortal (2007), que estabelece o Índice de Probabilidade de Conectividade (*Probability of Connectivity Index – PC*), a fim de avaliar a probabilidade de dispersão entre dois fragmentos. Os autores ressaltam que o índice PC apresenta importantes características quando comparado a outros índices semelhantes, pois permite, simultaneamente, detectar a importância de

determinados fragmentos, considerando os fragmentos adjacentes, respondendo à fragmentação de habitat e de forma a reagir também à perda de fragmentos isolados (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007).

A metodologia é executada através do software Conefor Sensinode, especialmente desenvolvido para tal finalidade, e considera os seguintes fatores: isolamento médio (PI), número de fragmentos (NP) e tamanho dos fragmentos (PS) (DALLOZ *et al.*, 2017; CROUZEILLES *et al.*, 2014; SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007). Ao aplicarem o método em um estudo com fragmentos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro, Crouzeilles *et al.* (2014) identificaram que a relação entre a cobertura nativa e a disponibilidade de habitat, demonstrada pelo índice PC é exponencial; indicando que a disponibilidade de habitat tende a aumentar exponencialmente à medida que há aumento da cobertura nativa.

Em paisagens com baixa cobertura nativa (entre 10% e 30%), a disponibilidade de habitat depende, além da cobertura da vegetação, do número de fragmentos disponíveis para as espécies tanto de mobilidade curta como média e longa. Já em paisagens com baixíssimo percentual de cobertura natural (< 10%), a disponibilidade de habitat depende expressamente do tamanho dos fragmentos, também para todas as espécies. Isto porque, nestas áreas, o isolamento é tão alto que mesmo para espécies com alta mobilidade, não há maior disponibilidade de habitat (CROUZEILLES *et al.*, 2014).

Os autores afirmam que o índice PC se tem mostrado apropriado para ser utilizado como um instrumento auxiliar a tomada de decisões no planejamento de conservação da paisagem e análise de mudanças, principalmente se comparado a índices que avaliam apenas a conectividade estrutural e não podem ser considerados ecologicamente realistas. Entretanto, ressaltam que existem muitos escopos diferentes de estudo, como a avaliação da conectividade de um fragmento de habitat individual ou previsão da dinâmica populacional etc. e o índice pode não ser o mais indicado para todos os casos (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007).

## 4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

### 4.1 Localização geográfica e informações gerais

O município de Campinas está localizado no interior do Estado de São Paulo, abrangendo uma área total de 794,571 km<sup>2</sup>. De acordo com o último censo do IBGE, em 2010, a população de Campinas era de quase 1,1 milhão de pessoas (BRASIL, 2017).

Como em muitas outras cidades brasileiras, influenciada pelas bases técnicas e agrícolas consolidadas pela cultura canavieira dos tempos coloniais e aliada às favoráveis condições climáticas a produção cafeeira cresceu e se desenvolveu no município de Campinas, sendo não apenas intensa (fato pelo qual o mesmo foi considerado como um dos maiores produtores do país em meados do séc. XIX) como também decisiva para o desenvolvimento urbano, principalmente das áreas centrais (VILELA FILHO, 2006).

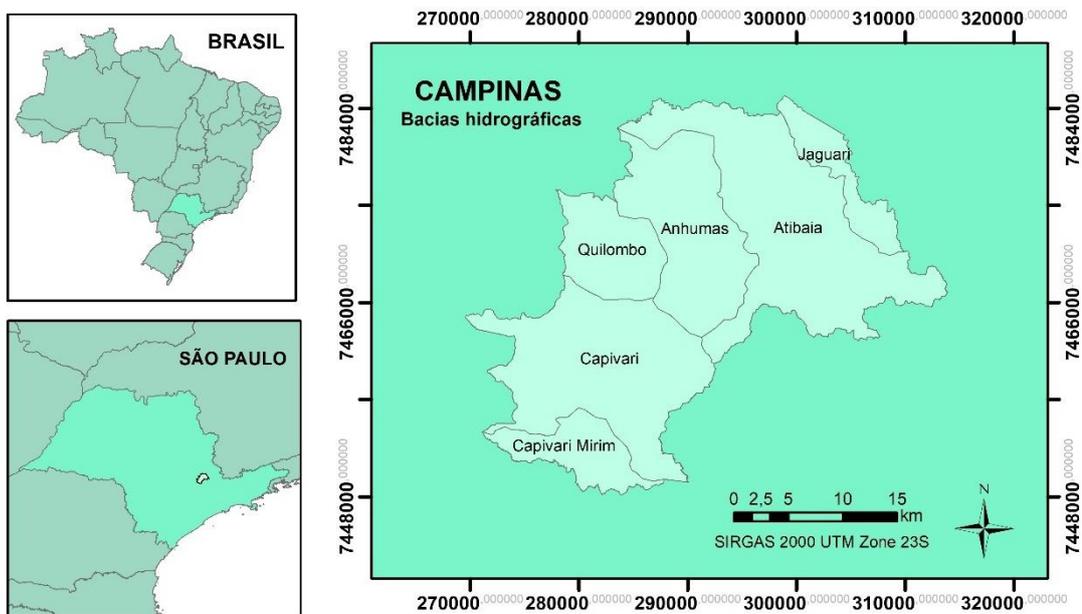
Com o desenvolvimento de uma economia cafeeira, Campinas passou a concentrar um grande contingente de trabalhadores escravos e livres (de diferentes procedências) que eram empregados em plantações e em atividades produtivas rurais e urbanas. A partir da segunda metade do século XVIII teve início então o processo de "modernização" dos seus meios de transporte, de produção e novos estilos de vida (CAMPINAS, 2017).

Entretanto, de forma semelhante ao que aconteceu em grande parte das cidades brasileiras, o crescimento dos centros urbanos não esteve baseado em um planejamento completo e adequado. Em Campinas, no início do século XX, o intenso adensamento da região central levava o poder público a dar importante destaque para as questões de infraestrutura básica e saneamento em detrimento às questões ambientais. Na maioria das vezes, a demanda construtiva superava a ambiental e como resultado houve uma excessiva redução da vegetação, que passou a ceder espaço às ruas e edificações (VILELA FILHO, 2006; COPQUE *et al.*, 2011).

A vegetação remanescente no município está distribuída em seis importantes bacias hidrográficas que possuem diferentes características de uso e ocupação e consequentes impactos ambientais. De acordo Plano Diretor do município são elas as bacias do: Anhumas, Atibaia, Capivari, Capivari-Mirim, Jaguari e Quilombo, que estão apresentadas na **Figura 1**. Vale lembrar que

algumas dessas bacias extrapolam o limite municipal de Campinas, entretanto, para fins deste estudo considerou-se o limite municipal como limite de recorte, ou seja, avaliaram-se as bacias hidrográficas na área dentro do município.

**Figura 1.** Localização: município de Campinas e bacias hidrográficas



A bacia hidrográfica pode ser considerada um sistema físico, delimitado pelo relevo, no qual o volume de água precipitado consiste na *entrada* e a saída é dada pelo o volume de água escoado pelo exutório, considerando as perdas intermediárias que englobam o volume de água evapotranspirado e infiltrado (TUCCI, 2000). De forma geral, a delimitação da bacia hidrográfica se tornou um instrumento essencial para todo o planejamento ambiental, visto que auxilia na gestão dos recursos naturais e concede ao Estado e à sociedade civil melhor reconhecimentos das demandas, maior capacidade de organização e, logo, promovem melhor direcionamento dos esforços e da formulação das políticas públicas (ALBUQUERQUE, 2012).

Embora a literatura nacional e internacional recomende a bacia hidrográfica como unidade de planejamento, no Brasil ainda é comum que esta forma de planejamento seja evidente apenas no planejamento hídrico. Entretanto, as características físicas de uma bacia constituem elementos de grande importância não apenas para avaliação do seu comportamento hidrológico, mas também para

outros componentes ambientais (CAMPINAS, 2013). Desta forma, como ressalta Carvalho (2014), é necessário expandir essa abordagem para que alcance um planejamento ambiental completo e integrado.

Na **Tabela 1** são apresentados alguns dados gerais das bacias hidrográficas do município de Campinas, disponibilizados no Plano Diretor Estratégico do município (CAMPINAS, 2017).

**Tabela 1.** Dados gerais das bacias hidrográficas do município de Campinas/SP

<b>Bacia</b>	<b>Dens. demográfica (hab./km<sup>2</sup>)</b>	<b>Comprimento rede de drenagem (km)</b>	<b>Frequência de rios (nº/km<sup>2</sup>)</b>	<b>Amplitude altimétrica (m)</b>
Anhumas	2.476,00	288,80	2,30	186,30
Atibaia	1.546,00	440,90	2,60	508,70
Capivari	3.776,79	410,70	2,10	209,00
Capivari-Mirim	1.663,54	95,30	2,60	125,80
Jaguari	*	93,20	2,50	422,60
Quilombo	2.270,77	106,30	2,20	149,60

\* sem dados

Fonte: Censo Demográfico 2010 – IBGE. Adaptado pela SVDS (Secretaria do Verde, Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável).

De acordo com o Plano Diretor Estratégico, ao avaliar as bacias hidrográficas de Campinas observa-se a ocorrência de regiões com grande aptidão para a produção de água, como é o caso das bacias dos rios Atibaia e Jaguari. Diante desta potencialidade tais bacias hidrográficas tornam-se, portanto, mais frágeis ao fenômeno da urbanização associado ao adensamento e possível manejo inadequado do solo, que pode resultar em perdas significativas na disponibilidade hídrica tanto em termos de quantidade quanto de qualidade (CAMPINAS, 2017).

Como já citado anteriormente, as bacias hidrográficas de Campinas não são homogêneas e apresentam características distintas umas das outras. A exemplo disto tem-se as bacias do Atibaia e Capivari. O rio Atibaia consiste no principal manancial de abastecimento de Campinas, sendo responsável por atender 93,5% da demanda; o mesmo está localizado em uma Área de Proteção Ambiental (APA), região com um significativo percentual de áreas verdes. Em contrapartida, a bacia do rio Capivari é altamente adensada e responsável por atender 6,4% da demanda de água; concentra quase metade da população de Campinas, sendo que a maior parte de destes habitantes é abastecida com a água captada no rio Atibaia (CAMPINAS, 2013).

Estas são questões que interferem e tem relação direta com o adensamento populacional e os padrões de uso e ocupação do solo; analisando o fato da bacia do rio Capivari não ser autossuficiente em recursos hídricos pode ser um fator limitante para o crescimento e desenvolvimento dessa região (CAMPINAS, 2013).

Diante disso, a Prefeitura Municipal de Campinas já reconheceu a necessidade do estabelecimento diretrizes especialmente voltadas as áreas à proteção das bacias hidrográficas e que considere parâmetros como: hidrografia, vegetação, uso do solo, susceptibilidade a erosão, dentre outros (CAMPINAS, 2017; CAMPINAS, 2013). O Plano Diretor Estratégico (CAMPINAS, 2017) e o Plano Municipal de Saneamento Básico (CAMPINAS, 2013) trazem algumas destas diretrizes previstas, dentre as quais destacam-se:

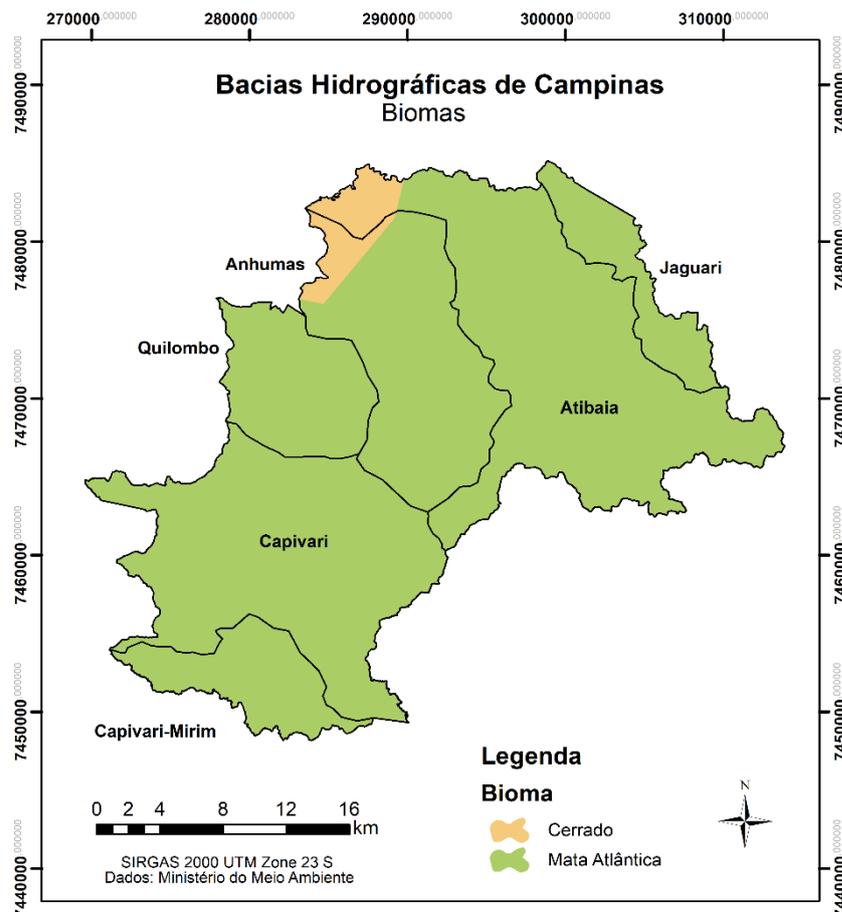
- A implantação de um Plano de Conservação do Solo e Prevenção e Controle da Erosão;
- Promoção do aumento de áreas permeáveis visando a infiltração das águas superficiais, a recarga dos aquíferos e a perenidade dos corpos hídricos;
- Proteção das várzeas rurais, visto serem elementos de relevante importância ambiental que necessitam estarem livres de ocupação antrópica ou atividade produtiva;
- Incentivo ao associativismo rural em microbacias hidrográficas, de forma a garantir a conservação ambiental concomitante com o desenvolvimento econômico;
- Incremento e qualificação das áreas verdes, tanto as de função socioambiental quanto as de função ecológica;
- Implantação de linhas de conectividade e corredores ecológicos que possibilitem a conexão e integração de fragmentos de vegetação natural e, conseqüentemente, garantem maior conservação da biodiversidade do município, conciliando o desenvolvimento econômico com a preservação da riqueza de fauna e flora. Alguns dos objetivos específicos das linhas de conectividade são: recuperar as Áreas de Preservação Permanente e fragmentos florestais; proteger as nascentes; controlar plantas exóticas em ecossistemas naturais; desenvolver pesquisas e monitoramento da flora e da fauna; entre outros.

## 4.2 Geoindicadores

### 4.2.1 Bioma

De acordo com o mapeamento dos biomas brasileiros, produzido em escala 1:5.000.000 e disponibilizado pelo Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2018), o município de Campinas se localiza em uma região transicional entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado. Entretanto, a representação do bioma Cerrado no município de Campinas é bem reduzida (**Figura 2**), sendo identificado apenas no extremo noroeste das bacias hidrográficas do Anhumas e do Atibaia, ocupando 8,8% e 5,6% da área destas bacias, respectivamente.

**Figura 2.** Bioma nas bacias hidrográficas do município de Campinas/SP



O Cerrado consiste em um bioma bastante complexo; segundo Coutinho (1978) *apud* Coutinho (2006), a fisionomia do Cerrado não é única e uniforme, mas caracterizada por três tipologias básicas que se distribuem em mosaico: campestre (campo limpo), savânica (campo sujo) e florestal (cerradão). De forma geral, esta

complexidade fitosionômica é característica de todas as savanas tropicais ao redor do mundo, de forma que o Cerrado deve ser considerado um bioma de savana, quer do ponto de vista fitofisionômico, quer do ponto de vista ecossistêmico (COUTINHO, 2006).

No Brasil, o Cerrado ocupa cerca de 200 milhões de hectares, sendo que no Estado de São Paulo são cerca de 8 milhões de hectares (aproximadamente 33% da área do Estado), distribuídos em uma faixa central de norte a sul o estado, que se prolonga até o Paraná. Existem ainda algumas manchas mais isoladas de Cerrado na região de São José do Rio Preto, Marília, área central no município de Mogi Guaçu e na região administrativa de Campinas (BRASIL, 2013). É esta mancha de Cerrado que abrange as regiões mencionadas das bacias do Anhumas e Atibaia, em Campinas.

A Mata Atlântica, por sua vez, predominante em todas as bacias hidrográficas do município de Campinas consiste em um bioma caracterizado por um conjunto de formações florestais, além de campos naturais, restingas, manguezais e outros tipos de vegetação, que contribuem para a formação de paisagens diversas e ricas em biodiversidade (BRASIL, 2010).

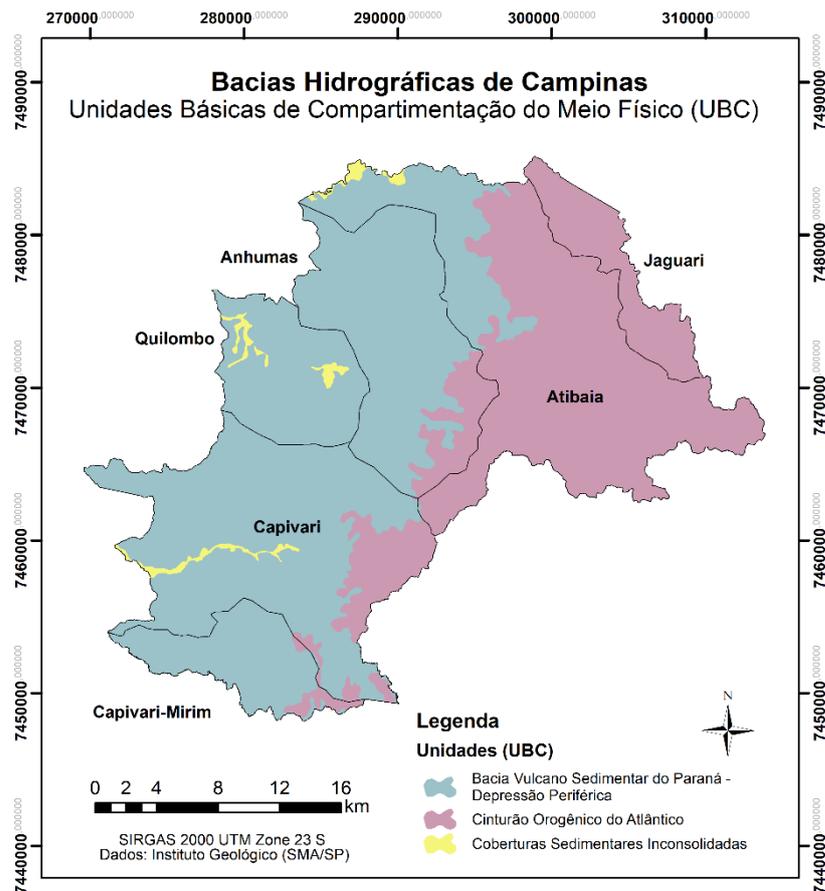
Quando os primeiros europeus chegaram ao Brasil, em 1500, a Mata Atlântica cobria aproximadamente 15% do território brasileiro, abrangendo 17 dos estados atuais, de Norte a Sul do país. Apesar da intensa degradação que sofreu, a Mata Atlântica ainda é um bioma de grande diversidade de flora e fauna, o que a caracteriza como um *hotspot*, “uma área de alta biodiversidade e endemismo e ao mesmo tempo altamente ameaçada de extinção”. A estimativa é de que a Mata Atlântica possua cerca de 33% e 36% de todas as espécies vegetais existentes no Brasil. Entretanto, a fragmentação florestal que reduz este bioma a pequenos remanescentes é a principal ameaça a sua biodiversidade (BRASIL, 2010).

Diante destas condições, são recomendações que se aplicam às seis bacias hidrográficas do município de Campinas que se localizam sob domínio da Mata Atlântica: (1) Reconhecimento das áreas críticas para conservação; (2) Proteção dos habitats naturais, tanto a partir de Unidades de Conservação quanto de remanescentes florestais, a fim de garantir a sobrevivência das espécies; (3) Realizar estudos ecológicos e identificar os centros de diversidade, monitorando as espécies ameaçadas e promovendo estratégias de conservação (COSTA; SANTOS, 2009).

### 4.2.2 Geomorfologia

As classes geomorfológicas às quais pertencem as áreas de estudo foram analisadas a partir do mapeamento das Unidades Básicas de Compartimentação do Meio Físico (UBC) do Estado de São Paulo, que refletem elementos do substrato geológico-geomorfológico-pedológico da paisagem (SÃO PAULO, 2015). A delimitação das UBC foi realizada pela Coordenadoria de Planejamento Ambiental da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo (CPLA/SMA) em parceria com o Instituto Geológico (IG), em escala de 1: 50.000, tendo como referências os mapas geomorfológico de Ross e Moroz (1997 e geológico do Estado de São Paulo, produzido por Perrota *et al.* (2005) (SÃO PAULO, 2015) (**Figura 3**).

**Figura 3.** Classes geomorfológicas nas bacias hidrográficas do município de Campinas/SP

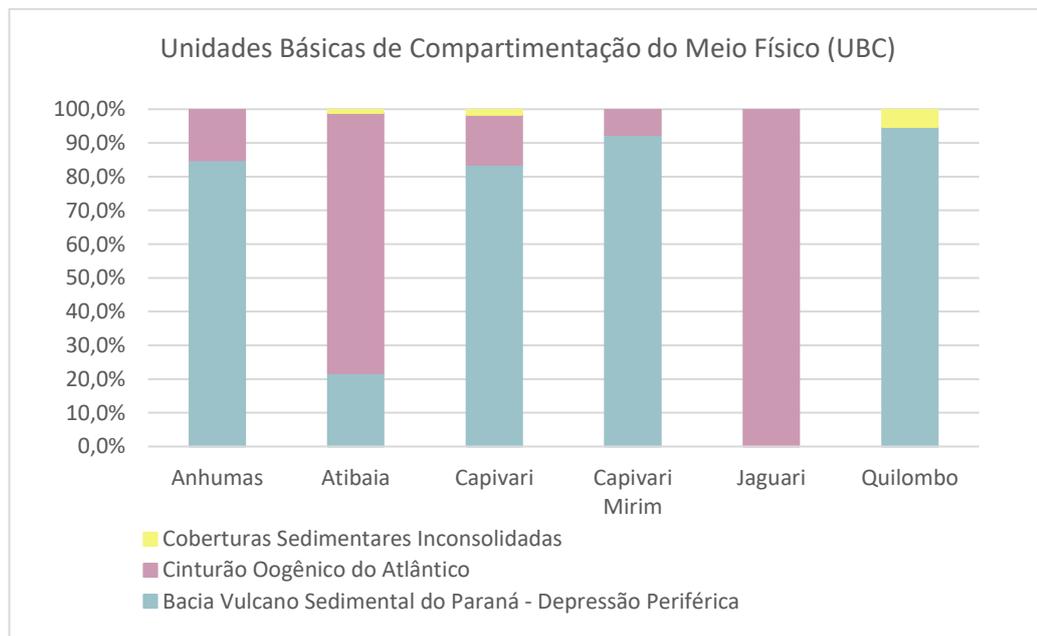


Desta forma, identificou-se que o município de Campinas está predominantemente localizado em uma região geomorfológica transicional, no qual foi possível identificar três Unidades Básicas de Compartimentação do Meio Físico

(UBC): (1) Bacia Vulcano Sedimentar do Paraná – Depressão Periférica; (2) Cinturão Orogênico do Atlântico; e (3) Coberturas Sedimentares Inconsolidadas (Figura 3). Estas três UBC são denominadas unidades morfoestruturais, que correspondes às grandes macroestruturas como escudos antigos, desdobramentos modernos e/ou áreas de sedimentação. Estas unidades morfoestruturais diferenciam-se umas das outras por suas características estruturais, litológicas e geotectônicas associadas as suas gêneses (SÃO PAULO, 2015).

Identificou-se a predominância da Bacia Vulcano Sedimentar do Paraná – Depressão Periférica, que ocupa 60,6% de toda a área do município e é predominante em quase todas as bacias, com exceção do Atibaia e Jaguari. Em seguida tem-se o Cinturão Orogênico do Atlântico, ocupando 38,1% da área total, principalmente nas bacias do Atibaia e Jaguari. E, por fim, as Coberturas Sedimentares Inconsolidadas correspondem a apenas 1,3% da área (**Figura 4**).

**Figura 4.** Classes geomorfológicas nas bacias hidrográficas do município de Campinas



A Bacia Vulcano Sedimentar do Paraná, também denominada como Depressão Periférica, consiste em uma fossa tectônica elipsoidal, com uma extensão de aproximadamente 1.600.000 km<sup>2</sup>, que se encontra encravada na Plataforma Sul-Americana e, além do estado de São Paulo, estende-se por Minas Gerais, Mato Grosso, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul e até mesmo Uruguai, Paraguai e Argentina (ROSS; MOROZ, 1997; SANTOS *et al.*, 2006).

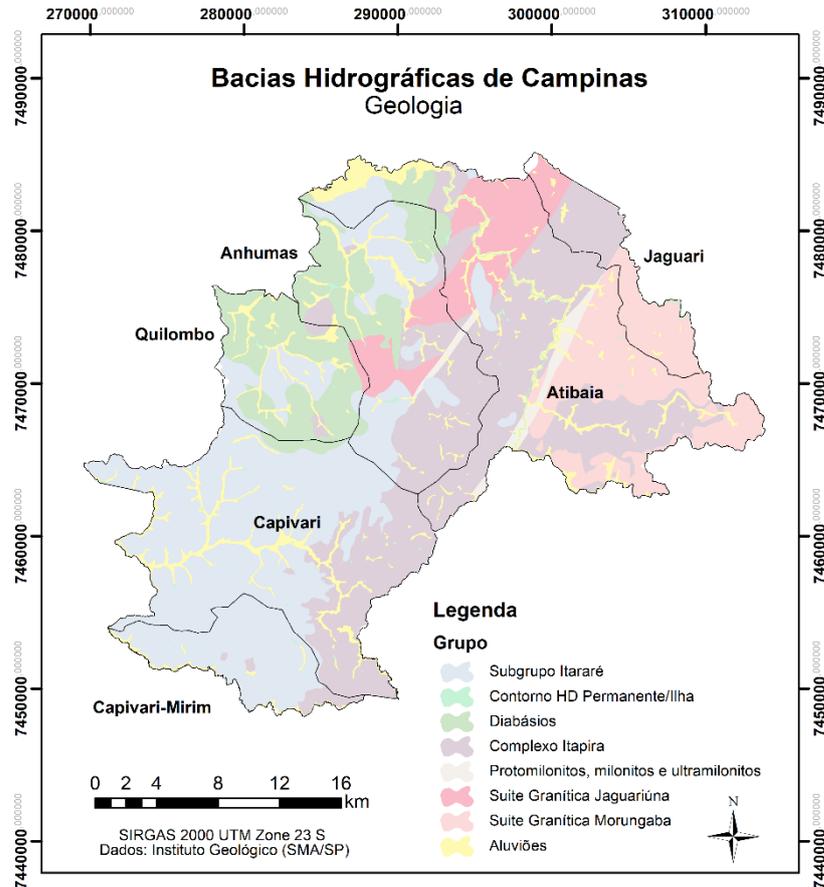
O Cinturão Orogênico do Atlântico, ou Planalto Atlântico, é predominante nas regiões mais a leste do município de Campinas, o que abrange as bacias do Jaguari e do Atibaia. Esta formação desenvolve-se desde o Uruguai até o norte do estado da Bahia e sua gênese está associada à ciclos geotectônicos acompanhados de sedimentação, metamorfismo regional, falhamentos, dobramentos e intrusões (SANTOS *et al.*, 2006). Destaca-se ainda que na região de Planalto Atlântico, há o predomínio de clima úmidos com temperaturas mais amenas enquanto a Depressão Periférica é caracterizada principalmente pelo clima quente de inverno (DAEE, 2005).

As Coberturas Sedimentares Inconsolidadas, por sua vez, aparecem apenas em alguns trechos à oeste das bacias do Atibaia, Quilombo e Capivari. De acordo com a Ficha Técnica: Unidades Básicas de Compartimentação do Meio Físico (UCB) do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2015), este tipo de formação geomorfológica pode ser de três tipos básicos: (1) Planícies Fluviais; (2) Planícies Litorâneas; e, (3) Depósitos Coluvionares associados a encostas montanhosas.

Como a região de estudo não consiste em área litorânea nem montanha, pressupõem-se que as Coberturas Sedimentares Inconsolidadas nas bacias do Atibaia, Quilombo e Capivari correspondem à Planícies Fluviais. Estas planícies consistem em depósitos aluvionares que se formam devido à drenagem atual e, portanto, é um tipo de formação que se distribui ao longo de todo o Estado, em áreas específicas (SÃO PAULO, 2015).

### 4.2.3 Geologia

De acordo com o Mapa Geológico do Município de Campinas executado à escala 1:50.000 e publicado Instituto Geológico do Estado de São Paulo (SMA/SP) (FERNANDES; AZEVEDO SOBRINHO; TEIXEIRA, 1993), a geologia do município pôde ser dividida em oito grupo simplificados (**Figura 5**). A **Tabela 2** apresenta o percentual de ocorrência de cada uma destas classes no município de Campinas.

**Figura 5.** Geologia das bacias hidrográficas do município de Campinas/SP**Tabela 2.** Geologia das bacias hidrográficas do município de Campinas/SP

<b>Geologia (classe)</b>	<b>km<sup>2</sup></b>	<b>%</b>
Subgrupo Itararé	259,47	32,80%
Complexo Itapira	229,36	29,00%
Diabásios	88,51	11,19%
Suite Granítica Morungaba	84,70	10,71%
Aluviões	60,36	7,63%
Suite Granítica Jaguariúna	53,80	6,80%
Protomilonitos, milonitos e ultramilonitos	10,02	1,27%
Contorno HD Permanente/Ilha	4,79	0,61%
<b>Total</b>	<b>791,00</b>	<b>100,00%</b>

Como apresentado na Tabela 2, na área abrangida pelo município de Campinas há o predomínio do Subgrupo Itararé, Complexo Itapira, Diabásios e da Suite Granítica Morungaba. A descrição detalhada das tipologias pertencentes a cada uma dessas classes está apresentada na **Tabela 3**; na **Figura 6** apresenta-se o detalhamento da geologia do município.

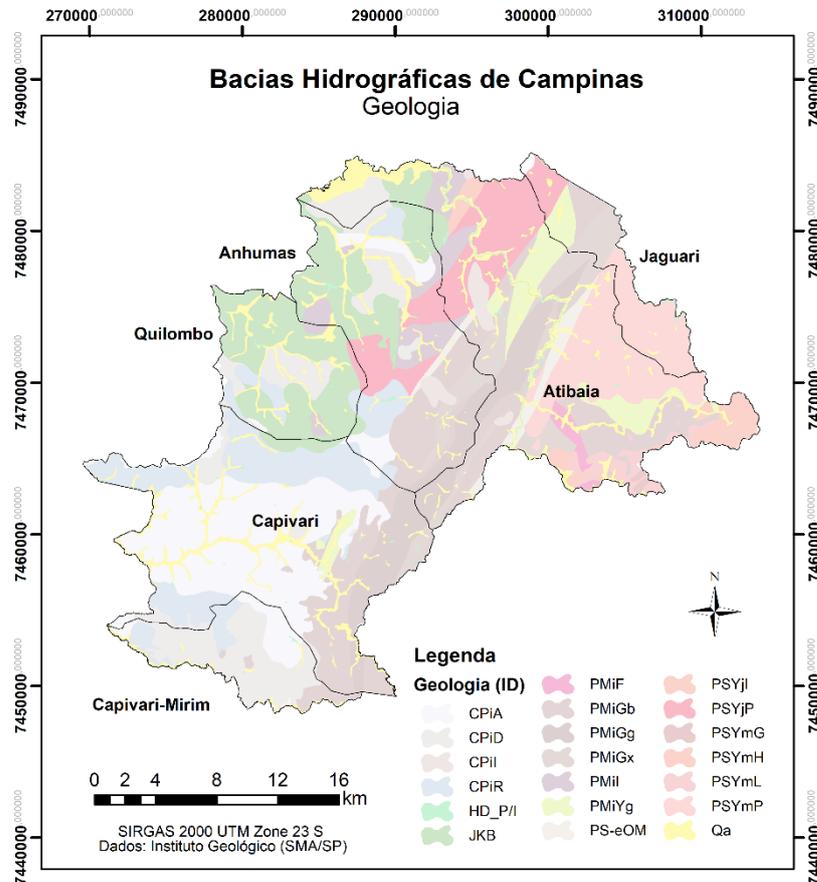
**Tabela 3.** Detalhamento da geologia nas bacias hidrográficas do município de Campinas/SP

Grupo	Tipologia	Descrição
Subgrupo Itararé	CPiA	Constitui-se de três fácies: (1) arenitos médios a grossos arcosianos e conglomerados na base de estruturas de corte e preenchimento; (2) arenitos médios ou grossos com estratificação cruzada acanalada e arenitos médios ou finos com estratificação cruzada tabular; (3) arenitos finos a médios com estratificação cruzada acanalada. Megaintraclastos estão presentes nas três fácies.
	CPiD	Associação faciológica de diamictitos maciços ou com granodecrescência ascendente, lamitos com grânulos estratificados ou com laminação cruzada cavalgante ou plano-paralela, ritmitos areno-silto-argilosos ou silto-argilosos.
	CPiI	Arenitos feldspáticos com estratificação cruzada associados a conglomerados polimíticos; arenito lamítico com grânulos, calhaus e matacões; lamitos com estratificação plano-paralela. Posicionamento estratigráfico indefinido.
	CPiR	Ritmitos turbidíticos Tabcde, muitas vezes incompletos, com níveis Ta, Tb e Tc de arenitos muito finos, silto-argilosos, passando para ritmitos Tde silto-argilosos.
Contorno HD Permanente/Ilha	HD_P/I	Contorno HD Permanente/Ilha
Diabásios	JKB	Diabásios cinza escuros a pretos, finos ou muito finos e maciços, ocorrem predominantemente sob a forma de sills.
Complexo Itapira	PMiF	Hornblenda-biotita granitoide gnáissico facoidal blastomilonítico, cinza, leucocrático médio com megacristais de feldspato achatados esbranquiçados e matriz média a fina inequigranular.
	PMiGb	Gnaisses bandados: (Hornblenda) biotita ou biotita-hornblenda gnaisse de composição tonalítica, diorítica ou anfibolítica cinza médio a escuro; biotita gnaisse equigranular cinza-médio; biotita gnaisse granitoide cinza médio ou claro; granada-anfibólio-biotita gnaisse granitoide cinza rosado ou levemente esverdeado; anfibolitos.
	PMiGg	Granada-biotita gnaisses cinza médios, finos, com intercalações de: biotita gnaisse cinza médio ou escuro de granulação média, equigranular; biotita-gnaisse granitoide médio a grosso.
	PMiGx	Gnaisses xistosos: (Muscovita)-granada-sillimanita-biotita gnaisses xistosos com bandas de: granada-biotita gnaisse; rochas cálcio-silicáticas; anfibolitos esparsos, granito foliado com muscovita e/ou turmalina; grafita xistos; biotita gnaisse granitoide cinza médio; quartzitos.
	PMiI	Gnaisses indiferenciados - intercalam-se métrica e decimetricamente: biotita gnaisse cinza médio, biotita gnaisse granítico, biotita gnaisse fino mesocrático, biotita-anfibólio gnaisse mesocrático, anfibolitos e possíveis rochas cálcio-silicáticas; granada-biotita gnaisses granitoides; gnaisses xistosos.
	PMiYg	Granitos gnáissicos com granada, turmalina e/ou muscovita e raramente sillimanita de cor cinza clara, às vezes róseos, médios ou finos, equigranulares. Ocorrem subordinadamente: gnaisses com olhos de feldspato grossos a médios, com turmalina granada e pouca biotita; biotita gnaisse de aspecto granitoide.
Protomilonitos, milonitos e ultramilonitos	PS-eOM	Protomilonitos, milonitos e ultramilonitos no geral de composição granitoide e com lineação de estiramento pronunciada.

Suite Granítica Jaguariúna	PSYjI	Biotita granitos 3b foliados, rosa acinzentados a cinza rosados de granulação média a grossa, inequigranulares, leucocráticos (Entre 5 a 10% de máficos).
	PSYjP	Hornblenda-biotita granitos 3b porfíricos ou facoidais, foliados, cinza rosados a rosa acinzentados, com megacristais ovalados de feldspato potássico e matriz fina a média, leucocráticos (Entre 10 e 20% de máficos). Subordinadamente ocorre hornblenda-biotita granodioritos ou granitos 3b facoidais, com megacristais de feldspato potássico ósseo e matriz de cor cinza escura (Com 25% de máficos).
Suite Granítica Morungaba	PSYmG	Biotita granitos 3b e granodioritos com granadas, maciços, cinza a rosa-acinzentados, granulação fina ou média, equigranular a levemente inequigranular, holo ou leucocráticos (Entre 5 a 10% de máficos).
	PSYmH	Biotita granitos 3b maciços, róseos, granulação média a fina, equigranular a levemente inequigranular, hololeucocráticos (Menos de 5% de máficos).
	PSYmL	Biotita granitos 3b e quartzo-monzonitos maciços, róseo a róseo-acinzentados, granulação média a grossa, equi a inequigranular, holo a leucocráticos (Entre 5 a 15% de máficos).
	PSYmP	Biotita quartzo-monzonitos e granitos 3b porfíricos róseos, podendo ocorrer granitos 3a cinzento-esbranquiçado a róseos, maciços, e matriz de granulação média a grossa, leuco a hololeucocrático (Entre 5 a 15% de máficos), com megacristais de feldspato potássico e subordinadamente de plagioclásio.
Aluviões	Qa	Aluviões

Fonte: Mapa Geológico do Município de Campinas (FERNANDES; AZEVEDO SOBRINHO; TEIXEIRA, 1993).

**Figura 6.** Geologia detalhada das bacias hidrográficas do município de Campinas/SP



#### 4.2.4 Pedologia

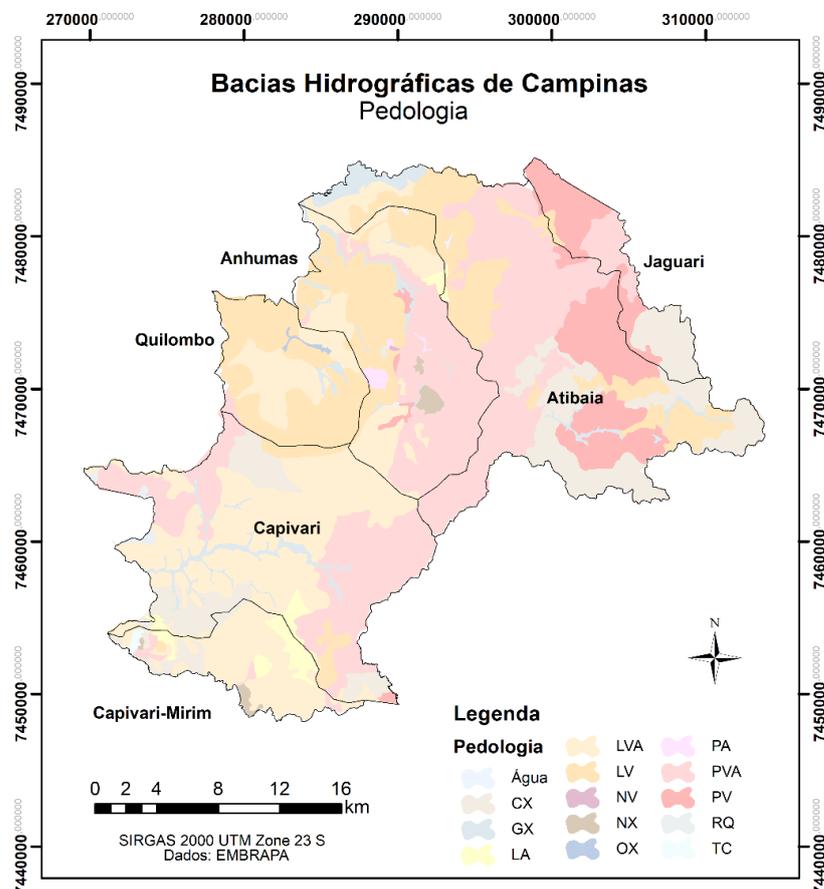
A pedologia nas bacias hidrográficas de Campinas foi analisada a partir do Mapa Pedológico Semidetalhado do Município de Campinas, produzido pela Embrapa e publicado em 2008, à escala de 1: 50.000, e disponibilizado pela Prefeitura Municipal de Campinas, por meio da Secretaria do Verde, Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (CAMPINAS, 2018).

A partir disto, foram identificadas treze (13) diferentes tipologias de solo distribuídas entre as seis bacias hidrográficas de Campinas, conforme classificação da EMBRAPA (2018), apresentado na **Tabela 5**. Entretanto, há predominância das classes Argissolos Vermelhos-Amarelos (29,41%), Latossolos Vermelhos-Amarelos (23,31%), Latossolos Vermelhos (19,71%), Cambissolos Hápicos (11,76%) e, por fim, Argissolos Vermelhos (8,74%).

**Tabela 4.** Classes de solo identificadas no município de Campinas/SP

	Tipologia	%
CX	Cambissolos Háplicos	11,76%
GX	Gleissolos Háplicos	3,13%
LA	Latossolos Amarelos	1,60%
LVA	Latossolos Vermelhos-Amarelos	24,31%
LV	Latossolos Vermelhos	19,71%
NV	Nitossolos Vermelhos	0,02%
NX	Nitossolo Háplico	0,53%
OX	Organossolos Háplicos	0,11%
PA	Argissolos Amarelos	0,29%
PVA	Argissolos Vermelhos-Amarelos	29,41%
PV	Argissolos Vermelhos	8,74%
RQ	Neossolos Quartzarênicos	0,21%
TC	Luvissolos Crômicos	0,11%

A **Figura 7**, por sua vez, apresenta a distribuição geográfica destas classes de solo nas seis bacias hidrográficas que compõem o município de Campinas.

**Figura 7.** Distribuição geográfica das classes de solos nas bacias hidrográficas do município de Campinas/SP

Nas bacias do Anhumas e Atibaia a predominância é de solos PVA (Argissolos Vermelhos-Amarelos), que correspondem a 40,3% e 35,4% de área, respectivamente (**Tabela 5**). De acordo com a EMBRAPA, os Argissolos Vermelhos-Amarelos são solos profundo e muito profundos; bem drenados e com predominância do horizonte superficial A e textura predominante de média a argilosa. Apresentam também baixa fertilidade natural, com reação fortemente ácida (EMBRAPA, 2019).

**Tabela 5.** Classes de solo por bacia hidrográfica no município de Campinas/SP

	Área por classe de pedologia (%)					
	Anhumas	Atibaia	Capivari	Capivari Mirim	Jaguari	Quilombo
Água	0,2%	0,1%	-	-	-	-
CX	0,2%	18,2%	11,9%	10,9%	31,6%	-
GX	3,3%	4,0%	3,8%	-	-	1,8%
LA	0,9%	0,2%	1,6%	13,8%	-	-
LVA	19,6%	2,9%	45,7%	65,2%	-	30,3%
LV	30,4%	21,4%	3,8%	0,8%	2,3%	65,0%
NV	0,1%	-	-	-	-	-
NX	1,9%	-	-	2,8%	-	-
OX	-	-	-	-	-	1,2%
PA	1,5%	-	-	-	-	0,1%
PVA	40,3%	35,4%	32,1%	4,9%	21,9%	1,5%
PV	1,6%	18,0%	0,3%	-	44,2%	-
RQ	-	-	0,8%	-	-	-
TC	-	-	-	1,6%	-	-
<b>TOTAL</b>	<b>100,0%</b>	<b>100,0%</b>	<b>100,0%</b>	<b>100,0%</b>	<b>100,0%</b>	<b>100,0%</b>

Na bacia do Jaguari, por sua vez, a presença dos Argilossos Vermelhos é preponderante, ocupando 44,2% da área total da bacia. Estes solos apresentam coloração avermelhada devido à teores mais altos de óxidos de ferro e geralmente estão associados a áreas de relevo ondulado. Sua fertilidade é variável, a depender de sua tipologia (Alíticos, Alumínicos, Ta distróficos, Distróficos, Eutroféricos e Eutróficos (EMBRAPA, 2019).

Por sua vez, os Latossolos Vermelhos-Amarelos são a classe predominante nas bacias do Capivari (45,7%) e Capivari-Mirim (65,2%). Estes solos são identificados também em áreas extensas ao longo do território nacional e se caracterizam por serem bem drenados, profundos e uniformes em cor, textura e estrutura. Porém, geralmente apresentam baixos teores de fósforo em condições naturais (EMBRAPA, 2019).

Já na bacia do Quilombo, 65,0% da área é ocupada por Latossolos Vermelhos. Semelhantemente aos Argissolos Vermelhos, os Latossolos Vermelhos são caracterizados por sua coloração avermelhada devido aos altos teores de óxidos de ferro. Por serem solos geralmente profundos, porosos e com ocorrência em áreas de relevo plano e suave ondulado são bastante utilizados para fins agrícolas, principalmente para a produção de grãos no Brasil. Em contrapartida, são solos que apresentam baixa quantidade de água disponível às plantas e maior susceptibilidade à compactação (EMBRAPA, 2019).

Além disso, identificou-se que a Bacia do Anhumas é aquela que apresenta maior diversidade de solos. Isto pode estar associado à localização geográfica desta bacia, que se caracteriza-se por ser uma região de transição de biomas e geomorfologias, como apresentado nos itens anteriores.

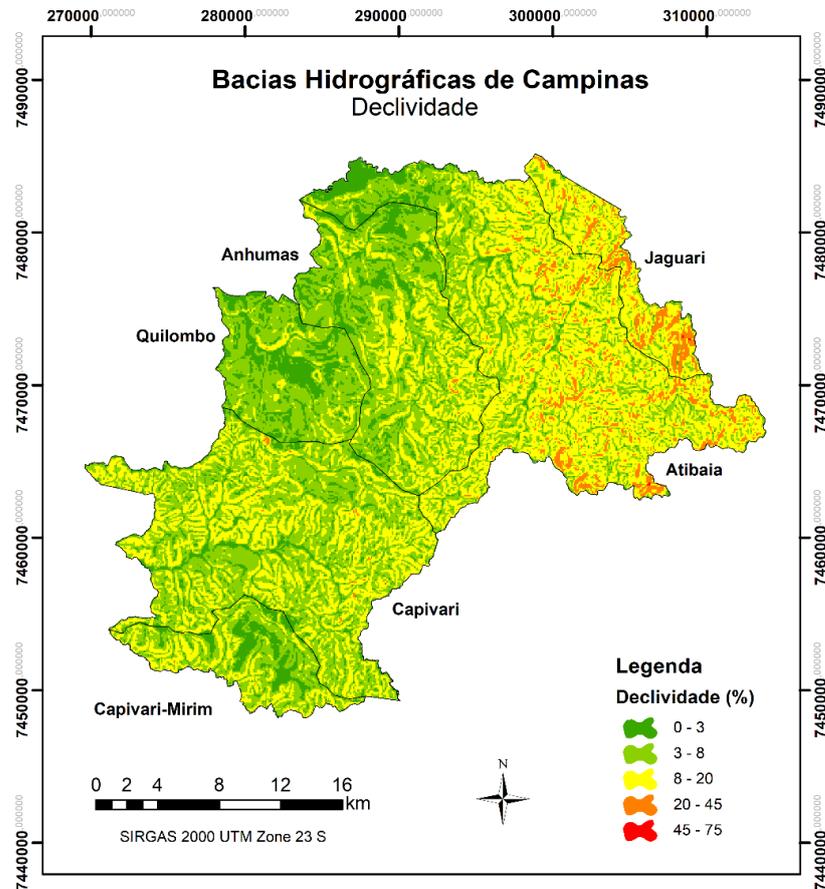
#### 4.2.5 Declividade

A análise da declividade do município de Campinas foi realizada a partir da elaboração de mapas utilizando os dados SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), que consistem em um modelo digital de terreno. Os dados geoespaciais foram obtidos a partir da plataforma EarthExplorer, desenvolvida e mantida pelo United States Geological Survey (USGS, 2019). Os modelos utilizados foram “SRTM 1 Arc-Second Global”, cujas especificações encontram-se na **Tabela 6**.

**Tabela 6.** Especificações das imagens SRTM consultadas para elaboração dos mapas de declividade

Tipo	Imagens SRTM	
	SRTM 1 – Arc-Second Global	
ID	SRTM1S23W048V3	SRTM1S23W047V3
Data de publicação	23-SEP-14	23-SEP-14
Resolução	1-ARC	1-ARC
Coordenadas	-23 , -48	-23 , -47

A partir destes dados e utilizando a ferramenta “Slope” do ArcGIS foi possível avaliar a declividade Campinas e classificar o relevo do município de Campinas em: plano, suave ondulado, ondulado, forte ondulado, montanhoso ou escarpado, segundo classificação da EMPRAPA (1979), conforme apresentado na **Figura 8**.

**Figura 8.** Declividade nas bacias hidrográficas do município de Campinas/SP

O relevo do município de Campinas pode ser classificado majoritariamente como suave ondulado (44,18%) e ondulado (39,68%). Esta condição se reflete especialmente nas bacias do Anhumas, Quilombo, Capivari e Capivari-Mirim. Nas bacias do rio Atibaia e Jaguari o relevo se apresenta um pouco mais acidentado, com declividade entre 45% e 75% em algumas áreas (**Tabela 7**).

**Tabela 7.** Declividade nas bacias hidrográficas do município de Campinas

Declividade (%)	Relevo	Anhumas	Atibaia	Capivari	Capivari-Mirim	Jaguari	Quilombo
0 – 3	Plano	16,73%	8,60%	9,72%	21,88%	2,81%	28,53%
3 – 8	Suave Ondulado	55,09%	29,84%	51,81%	50,20%	15,29%	63,32%
8 – 20	Ondulado	28,03%	55,20%	38,26%	27,88%	61,39%	8,14%
20 – 45	Forte Ondulado	0,14%	6,35%	0,21%	0,03%	20,44%	0,02%
45 – 75	Montanhoso	-	0,01%	-	-	0,07%	-
> 75	Escarpado	-	-	-	-	-	-

### 4.3 Uso e Ocupação do Solo

O uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas do município de Campinas foi avaliado a partir de uma reclassificação do mapa de uso e ocupação do solo da Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 5, da qual o município de Campinas faz parte.

O mapeamento da UGRHI-5 foi executado pela TecnoGeo Informática S/S LTDA – EPP e validado por técnicos da Coordenadoria de Planejamento Ambiental (CPLA) do Estado de São Paulo e do Instituto Geológico (IG), a partir da interpretação visual de recortes da imagem SPOT, ortorretificados, mosaicados, utilizando-se como limite as cartas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), à escala de 1:25.000, com 2,5m de resolução espacial com bandas fusionadas, e cenas no modo multiespectral, dos anos entre 2007 e 2009, e com resolução espacial de 10m (SÃO PAULO, 2013).

De acordo com estes dados, o uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas que compõem o município de Campinas pôde ser caracterizado em dezessete (17) classes distintas. Estas foram então reclassificadas, conforme classes de uso do solo estabelecidas por Chaves e Santos (2009), definindo-as como classes de menor ou maior grau de modificação da paisagem natural, conforme **Tabela 8**.

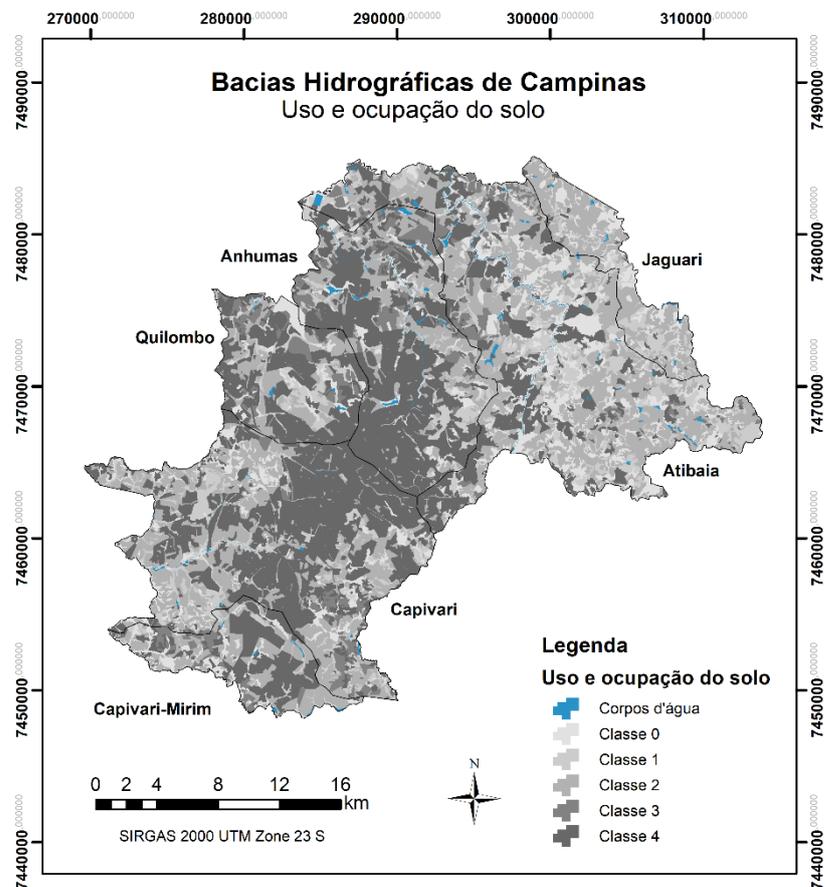
**Tabela 8.** Reclassificação do uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas

<b>Classes de uso e ocupação do solo da UGRHI-5 (Nível II)</b>	<b>Equivalente a classificação de Chaves e Santos</b>	<b>Classe</b>
Mata	Paisagens naturais ou quase naturais, com baixíssimo grau de uso e ocupação do solo, como mata ou cerrado nativo	Classe 0: Paisagem não modificada
Área úmida Campo natural Reflorestamento	Vegetação natural com pequena modificação, baixo grau de uso e ocupação	Classe 1: Pequena modificação
Espaço verde urbano Pastagem	Áreas de transição, com médio grau de uso e ocupação do solo, tais como parques e pastagens plantadas	Classe 2: Modificação média
Cultura perene Cultura semiperene Cultura temporária	Alta modificação da paisagem natural e alto grau de uso e ocupação do solo; caracterizado pelas áreas desmatadas, ruas de terra, pomares	Classe 3: Alta modificação

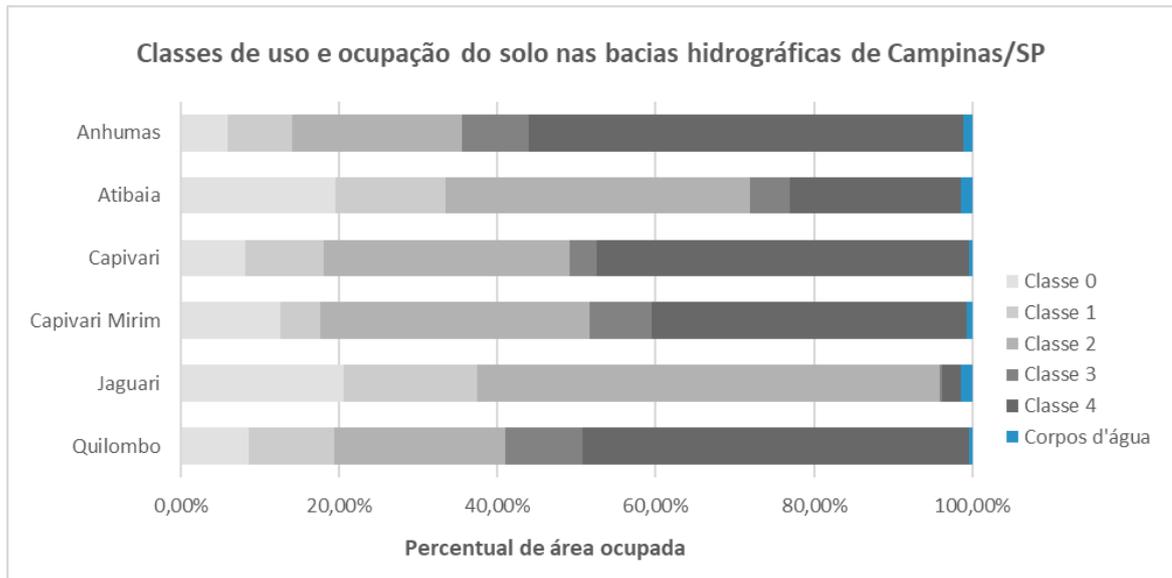
Área edificada	Áreas completamente modificadas, com altíssimo uso e ocupação do solo, como: solo exposto, áreas degradadas, ruas pavimentadas, edificações, etc.	Classe 4: Modificação muito alta
Grande equipamento		
Loteamento		
Solo exposto		
Afloramento rochoso		
Extração mineral		

É notória a predominância das classes de uso e ocupação do solo que correspondem superfícies impermeáveis especialmente nas bacias do Anhumas, Capivari, Quilombo e Capivari-Mirim (**Figura 9**). Nestas bacias, a Classe 4 representa, respectivamente, um total de 54,91%, 47,03%, 48,83% e 39,79% da área. Nas bacias do Atibaia e do Jaguari observa-se que os usos predominantes são aqueles de menor modificação, correspondentes às Classes 2 e Classe 0 (**Figura 10**). A **Tabela 9** apresenta o percentual detalhado das classes de uso e ocupação do solo em cada bacia hidrográfica.

**Figura 9.** Classes de uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas do município de Campinas



**Figura 10.** Classes de uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas do município de Campinas



**Tabela 9.** Classes de uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas do município de Campinas

Classes de uso e ocupação	Bacias Hidrográficas					
	Anhumas	Atibaia	Capivari	Capivari Mirim	Jaguari	Quilombo
Classe 0	5,99%	19,49%	8,21%	12,61%	20,56%	8,63%
Classe 1	8,09%	13,96%	9,90%	5,04%	16,93%	10,78%
Classe 2	21,44%	38,51%	31,01%	34,03%	58,34%	21,57%
Classe 3	8,44%	5,01%	3,47%	7,79%	0,32%	9,77%
Classe 4	54,91%	21,63%	47,03%	39,79%	2,37%	48,83%
Corpos d'água	1,13%	1,40%	0,38%	0,74%	1,48%	0,42%
<b>Total</b>	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%

Estas constatações demonstram a heterogeneidade das bacias hidrográficas de Campinas e evidenciam as relações entre o adensamento urbano, os usos de solo e também as potencialidades de cada bacia. As bacias do Anhumas, Quilombo e Capivari, por exemplo, estão incluídas no perímetro urbano do Campinas e compreendem sua área central (CAMPINAS, 2017), o que é evidenciado pelo alta urbanização e ocupação por classes de uso não naturais e predominantemente impermeabilizadas.

Além disso, de acordo com o Plano Diretor do município, em Campinas a expansão urbana foi marcada pela horizontalidade e periferização dos espaços urbanos, intensificando o processo de conurbação com outros municípios. Isto foi verificado especialmente nos sentidos oeste e sudoeste e ao longo da Rodovia

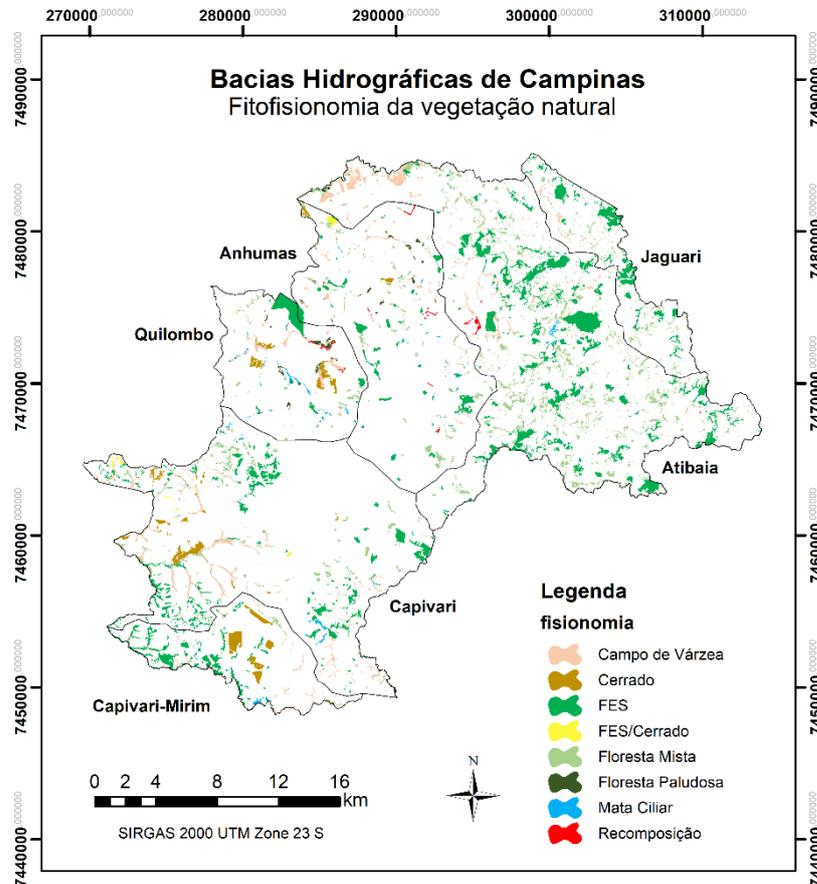
Anhanguera e Rodovia Jornalista Francisco Aguirre Proença, em direção a municípios como Sumaré, Hortolândia e Monte-Mor (CAMPINAS, 2017).

Quanto aos usos predominantes nas bacias do Atibaia e Capivari, verificou-se que as mesmas se encontram majoritariamente em área rural e cuja ocupação do solo principal ainda são as atividades rurais (pastagem e cultivo). Além disso, ainda existe considerável percentual de vegetação remanescente; condição que exerce forte contribuição para que a alta potencialidade destas bacias na produção de água (CAMPINAS, 2013), o que exige, portanto, uma gestão diferenciada destas bacias.

#### **4.4 Levantamento dos Remanescentes Florestais**

O mapeamento dos remanescentes florestais no município de Campinas foi realizado em software GIS (Sistema de Informação Geográfica) com base no levantamento da vegetação natural de Campinas fornecidos pela Prefeitura de Campinas. De acordo com este documento em extensão shapefile, a vegetação natural remanescente de Campinas está subdividida em: (1) Floresta Estacional Semidecidual; (2) Floresta Mista; (3) Floresta Paludosa; (4) Floresta Estacional Semidecidual e Cerrado; (5) Cerrado; e (6) Campo de Várzea (**Figura 11**).

**Figura 11.** Fitofisionomia da vegetação remanescente nas bacias hidrográficas do município de Campinas/SP



De acordo com Cain & Castro (1959) *apud* Martins e Batalha (2001) a fisionomia da vegetação diz respeito à aparência geral de uma vegetação, resultante do predomínio de plantas com características específicas, tais como ervas, arbustos e árvores, por exemplo. Desta forma, pode-se dizer que a fisionomia resulta do predomínio de uma ou mais formas de plantas e, portanto, atua como uma ferramenta descritiva qualitativa da vegetação (MIRANTE, 1995 *apud* MARTINS; BATALHA, 2001).

Os dados apresentados na **Tabela 10** mostram que de toda a vegetação natural presente no município de Campinas mais de 50% é representada por Floresta Estacional Semidecidual, seguido pelas áreas de floresta mista (22,66%) e campo de várzea (15,85%).

**Tabela 10.** Fitofisionomia da vegetação natural no município de Campinas/SP

Fisionomia	Área (ha)	Percentual em relação à vegetação natural remanescente (%)	Percentual em relação a área total do município (%)
Campo de várzea	1.402,587	15,85	1,76
Cerrado	615,710	6,96	0,77
FES	4.450,275	50,28	5,60
FES/ Cerrado	59,279	0,67	0,07
Floresta Mista	2.005,730	22,66	2,52
Floresta Paludosa	111,262	1,26	0,14
Mata Ciliar	136,555	1,54	0,17
Recomposição	70,023	0,79	0,09
<b>Total</b>	<b>8.851,421</b>	<b>100,0</b>	<b>11,14</b>

A Floresta Estacional Semidecidual, predominante no município de Campinas, é uma fisionomia caracterizada por floresta alta e fechada, com estratos bem definidos, alta variedade de lianas e dossel entre 20 a 30m de altura (CAMPINAS, 2018). De acordo com o Manual Técnico da Vegetação Brasileira (BRASIL, 2012) esta é um tipo florestal no qual ocorre dominância de alguns importantes gêneros amazônicos como *Parapiptadenia*, *Peltophorum* e *Cariniana*. Além disso, são os fatores climáticos típicos dos locais de ocorrência desta fisionomia que conferem a ela sua característica de semideciduidade, ou seja, queda parcial das folhas.

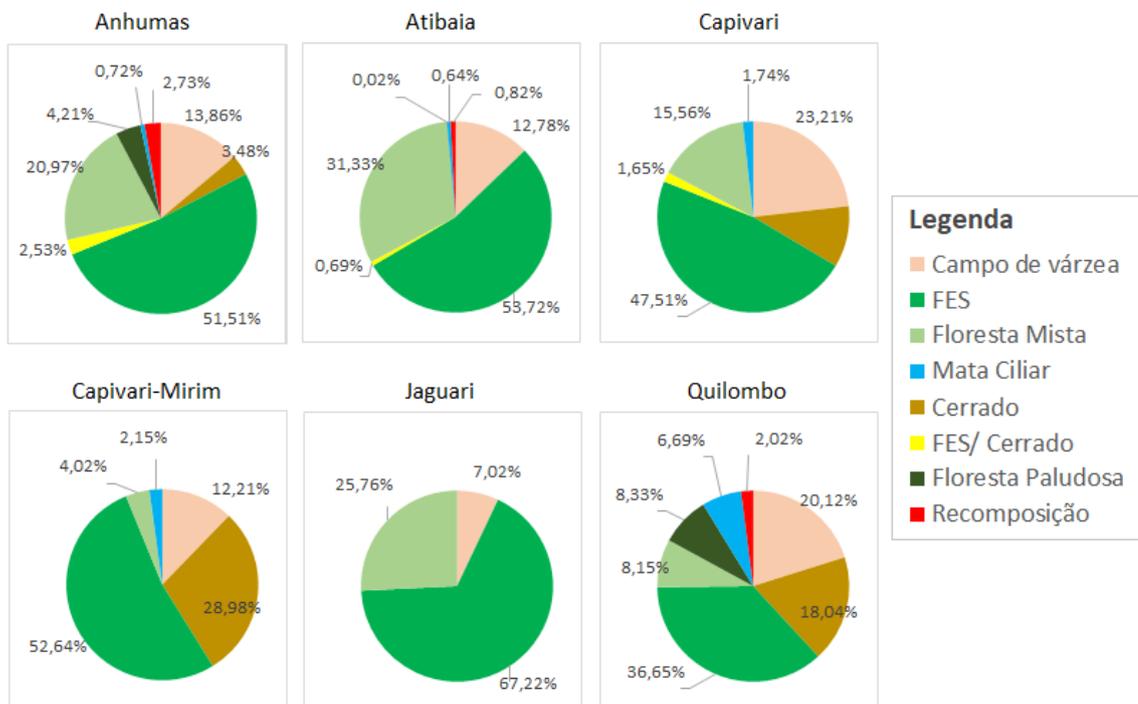
Por sua vez, a floresta mista apresenta uma cobertura vegetal menos densa, caracterizada por trechos de eucaliptos cortados ou abandonados na qual o sub-bosque é composto por espécies nativas e frutíferas comerciais, ou exóticas que não formam maciços (CAMPINAS, 2018). A terceira fisionomia de maior ocorrência em Campinas é o campo de várzea. De acordo com a Prefeitura o mapeamento deste tipo de fitofisionomia em nível municipal era inédito até então. Por localizar-se em áreas de várzea, para as quais existe um menor número de indivíduos morfo e fisiologicamente adaptados, esta região apresenta menor diversidade de indivíduos, e não conta com a presença de vegetação arbórea; apesar disto, é uma região de suma importância, especialmente para a contenção de cheias (CAMPINAS, 2018; SILVA *et al.*, 1992 *apud* GAMA *et al.*, 2005).

Vale destacar também que a vegetação proveniente de recomposição se encontra separada em uma classe específica. Isto pode estar relacionado ao fato destas áreas ainda não apresentarem uma fisionomia consolidada que permita sua

classificação. Como citado por Brancalion *et al.* (2012) apenas a partir do estágio avançado de regeneração é possível que a vegetação seja avaliada quanto a seus aspectos fisionômicos, por exemplo, pela estratificação (presença ou ausência de estratos florestais, sub-bosques, altura do dossel, entre outros.).

A **Figura 12** apresenta a representação destas fitofisionomias na vegetação natural das seis bacias hidrográficas que compõem o município de Campinas. De forma semelhante ao que ocorre no município de forma geral, percebe-se que em todas as bacias a maior representatividade é garantida pela floresta estacional semidecidual (FES), floresta mista e campo de várzea.

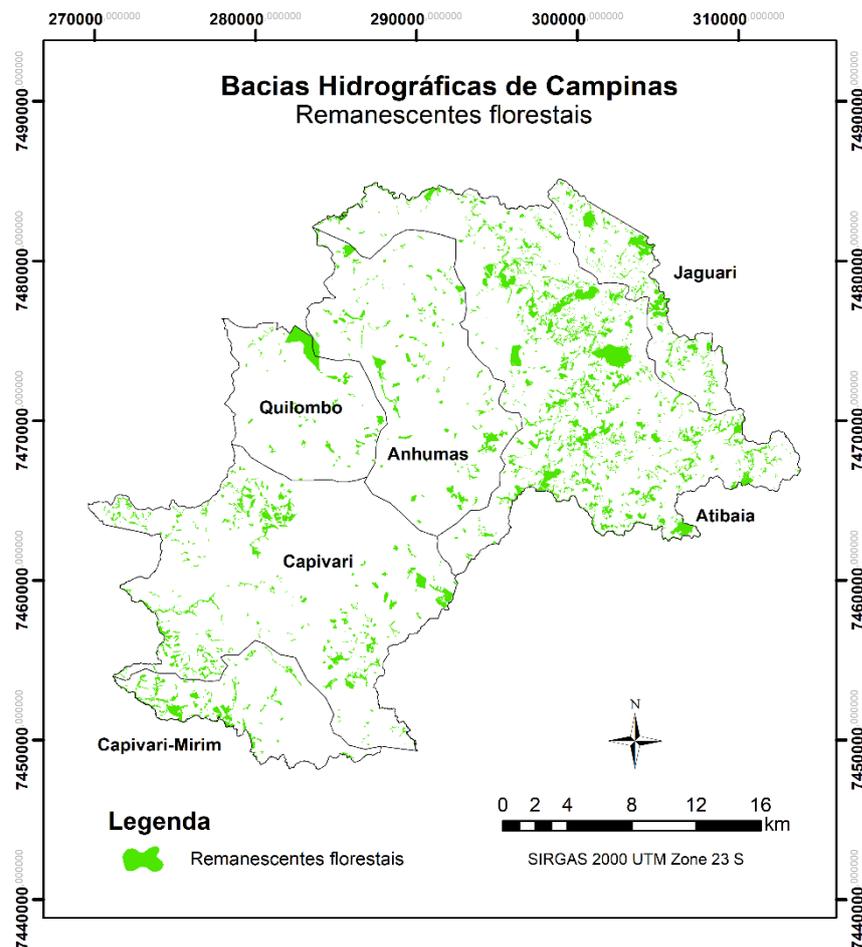
**Figura 12.** Percentuais das fitofisionomias que compõem a vegetação remanescentes nas seis bacias hidrográficas do município de Campinas



Nota-se, porém, que a bacia do Anhumas, apesar de ser aquela com menor percentual de vegetação natural é a única que apresenta representação de todas as classes de fisionomia; isto pode estar associado à sua localização geográfica que permite a ocorrência desde florestas à transicionais e de cerrado. Com relação especificamente ao cerrado, o mesmo não foi identificado nas bacias do Atibaia e Jaguari; estas são as bacias localizadas mais a leste, o que pode confirmar a predominância de cerrado nas regiões mais a oeste do Estado e do município, que se localiza na região de transição entre estes dois biomas.

Considerando o escopo do presente estudo, considerou-se para tanto apenas os remanescentes das tipologias florestais, ou seja: (1) Floresta Estacional Semidecidual; (2) Floresta Mista; (3) Floresta Paludosa; (4) Floresta Estacional Semidecidual e Cerrado. Desta forma, a seleção dos remanescentes de tipologia florestal identificou um total de 2.319 remanescentes florestais distribuídos nas seis bacias hidrográficas do município de Campinas (**Figura 13**).

**Figura 13.** Distribuição geográfica dos remanescentes florestais nas seis bacias hidrográficas do município de Campinas



O maior número de remanescentes florestais foi identificado na bacia do Atibaia; entretanto, a maior proporção de área ocupada por remanescentes foi identificada na bacia do Jaguari, onde os remanescentes ocupam 13,4% da área. No outro extremo tem-se a bacia do Quilombo, apresentando 53 remanescentes florestais, que correspondem a uma área de apenas 2,5% da área da bacia. Os principais detalhes do mapeamento dos remanescentes florestais nas bacias hidrográficas de Campinas estão apresentados na **Tabela 11**.

**Tabela 11.** Área total das bacias hidrográficas e áreas abrangidas por vegetação natural

		Anhumas	Atibaia	Capivari	Capivari-Mirim	Jaguari	Quilombo
<b>Área total da bacia (ha)</b>		14.507,97	25.782,70	21.820,23	5.544,46	4.554,03	7.325,28
<b>Nº remanescentes florestais</b>		176	1368	323	75	324	53
<b>Área ocupada pelos remanescentes florestais</b>	<b>ha</b>	862,24	3.298,19	1.241,26	434,34	610,34	179,60
	<b>%</b>	5,9	12,8	5,7	7,8	13,4	2,5

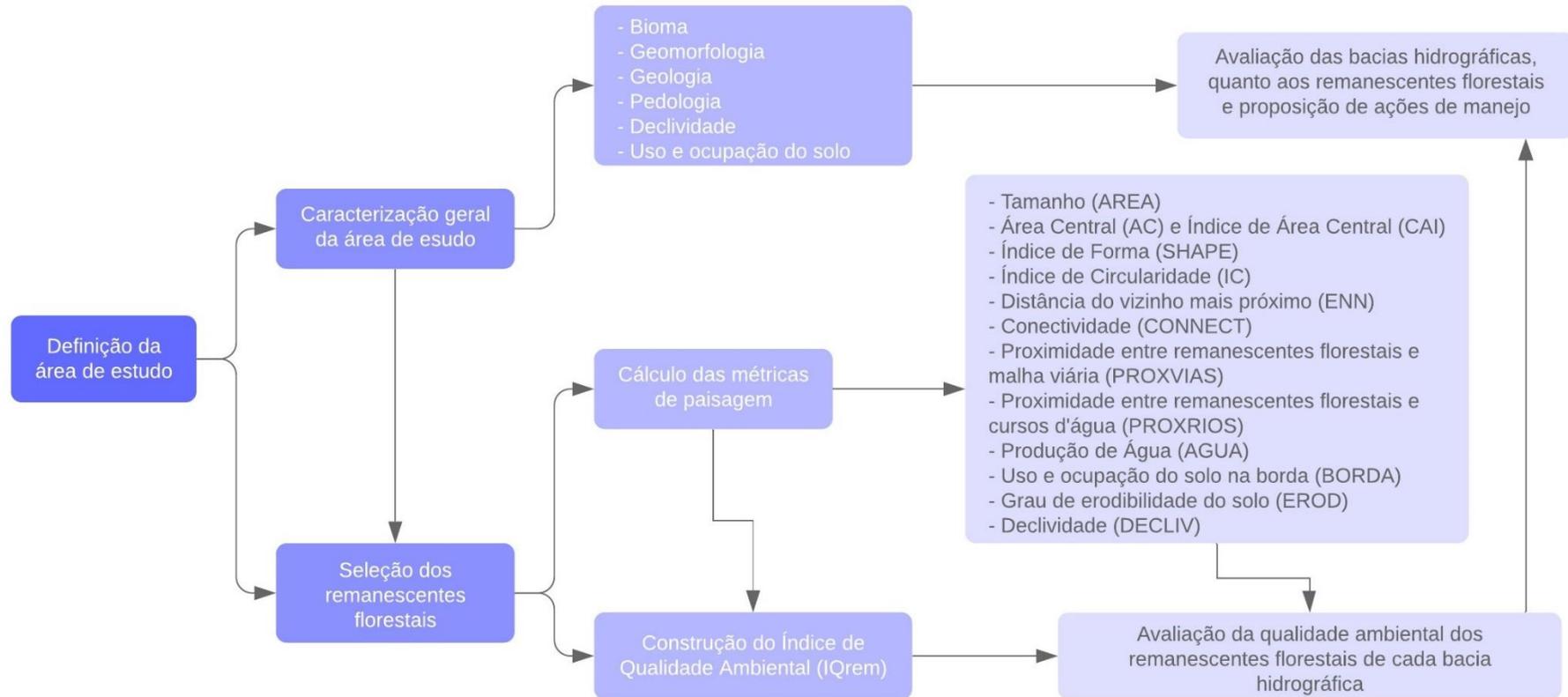
## 5. MATERIAL E MÉTODOS

### 5.1 Visão Geral dos Procedimentos Adotados

De forma geral, os procedimentos executados para avaliação da qualidade ambiental dos remanescentes florestais estão divididos em cinco etapas principais: (1) Mapeamento dos remanescentes florestais; (2) Cálculos das métricas de paisagem; (3) Avaliação da Qualidade Ambiental dos remanescentes; (4) Análise estatística dos dados; e, por fim, (5) Diagnóstico das bacias hidrográficas a partir dos resultados obtidos.

Estas etapas estão mais bem descritas na **Figura 14**.

**Figura 14.** Síntese dos procedimentos executados



## 5.2 Mapeamento dos Remanescentes Florestais

### 5.3 Cálculo das Métricas de Paisagem

As análises dos remanescentes florestais em cada bacia hidrográfica do município foram realizadas por meio das métricas, calculadas por meio de softwares ArcGIS. Na extensão Patch Analyst foram calculadas as seguintes métricas, apresentadas na **Tabela 12**. As mesmas se aplicam à paisagem no geral, no caso, foram aplicadas para uma análise geral das bacias quanto aos remanescentes.

**Tabela 12.** Métricas de paisagem calculadas para cada bacia hidrográfica por meio da extensão Patch Analyst

Tipologia	Métricas de paisagem calculadas no Patch Analyst	
Tamanho	CA	Class Area/ Área da classe
	TLA	Landscape Area/ Área da paisagem
	NumP	Number of Patches/ Número de fragmentos
	MPS	Mean Patch Size/ Tamanho médio dos fragmentos
	MedPS	Median Patch Size/ Tamanho mediano dos fragmentos
	PSSD	Patch Size Standard Deviation/ Desvio padrão do tamanho dos fragmentos
	PSCo	Patch Size Coefficient of Variance/ Coeficiente de variação do tamanho dos fragmentos
Borda	TE	Total Edge/ Total de borda
	ED	Edge Density/ Densidade de borda
	MPE	Mean Patch Edge/ Comprimento médio da borda
	MPAR	Mean Perimeter-Area Ratio/ Relação média perímetro-área
	MSI	Mean Shape Index/ Indicador médio de forma
Forma	AWMS	Area Weighted Mean Shape Index/ Indicador médio de forma ponderado pela área
	MPFD	Mean Patch Fractal Dimension/ Dimensão fractal média dos fragmentos
	AWMPFD	Area Weighted Mean Patch Fractal Dimension/ Dimensão fractal média dos fragmentos ponderada pela área

A seguir estão apresentadas uma breve descrição das métricas supracitadas (MCGARIGAL; MARKS, 1994; MIDDLEBURY GEOGRAPHY DEPARTMENT, 2019):

#### a) Métricas de Tamanho

- i. **Class Area (CA)/ Área da classe:** Área total da classe, neste caso, dos remanescentes florestais. Representa a soma de todas as manchas de remanescentes florestais.

- ii. **Landscape Area (TLA)/ Área da paisagem:** Área total da paisagem em estudo, ou seja, área total da bacia hidrográfica analisada.
- iii. **Number of Patches (NumP)/ Número de fragmentos:** Ou seja, número total de remanescentes florestais na paisagem analisada.
- iv. **Mean Patch Size (MPS)/ Tamanho médio dos fragmentos:** No caso, consiste no tamanho médio dos remanescentes florestais.
- v. **Median Patch Size (MedPS)/ Tamanho mediano dos fragmentos:** Tamanho mediano das manchas, ou seja, dos remanescentes florestais.
- vi. **Patch Size Standard Deviation (PSSD)/ Desvio padrão do tamanho dos fragmentos:** Expressa assim a variação do tamanho dos remanescentes florestais em torno do valor médio.
- vii. **Patch Size Coefficient of Variance (PSCoV)/ Coeficiente de variação do tamanho dos fragmentos:** Expressa o desvio padrão em percentagem (%), ou seja, de quanto foi a variação em percentagem do tamanho dos remanescentes florestais.

#### b) Métricas de Borda

- i. **Total Edge (TE)/ Total de borda:** Comprimento total do perímetro (borda) dos remanescentes florestais.
- ii. **Edge Density (ED)/ Densidade de borda:** Relação entre o perímetro total (TE) dos remanescentes florestais pela área total da paisagem, ou seja, da bacia (TLA). Expresso em m/ha.
- iii. **Mean Patch Edge (MPE)/ Comprimento médio da borda:** Consiste no comprimento médio do perímetro (TE) dos remanescentes florestais. Resulta da divisão do valor total do perímetro da classe (TE) pelo número total de manchas (NumP).

#### c) Métricas de Forma

- i. **Mean Perimeter-Area Ratio (MPAR)/ Relação média perímetro/área:** Semelhante à métrica “Edge Density”, entretanto, neste caso, é calculado pela relação entre o perímetro, área e o número de remanescentes. Expresso em m/ha.

$$MPAR = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{p_{ij}}{a_{ij}} \right)}{NumP} \text{ onde } p_{ij} \text{ e } a_{ij} = \text{perímetro e área dos remanescentes.}$$

- ii. **Mean Shape Index (MSI)/ Indicador médio de forma:** expressa o quanto o fragmento é próximo de um círculo. MSI é um valor acima de 1, sendo que quanto mais próximo de 1 for, indica que mais semelhante a um círculo é a forma do remanescente florestal. Desta forma, MSI corresponde à média do índice de forma (SHAPE) dos remanescentes.

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{p_{ij}}{2 * \sqrt{(\pi * a_{ij})}} \right)}{n_i}$$

- iii. **Area Weighted Mean Shape Index (AWMSI)/ Indicador médio de forma ponderado pela área:** Semelhante ao MSI também expressa o quanto o fragmento é próximo de um círculo, contudo, na métrica AWMSI o índice de forma é ponderado pela área dos fragmentos, de forma que fragmentos maiores pesem mais do que os menores. Quanto mais próximo de 1 for o valor, mais parecida com um círculo é a forma do remanescente.

$$MSI = \sum_{j=1}^n \left( \frac{p_{ij}}{2 * \sqrt{(\pi * a_{ij})}} \right) * \left( \frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right)$$

- iv. **Mean Patch Fractal Dimension (MPFD)/ Dimensão fractal média dos fragmentos:** É uma métrica que também expressa a complexidade de forma do fragmento através de valores que variam de 1 a 2; de forma que valores próximos de 1 representam formas com perímetro simples e valores próximos de 2 indicam formas com perímetros complexas.

$$MPFD = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{2 \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \right)}{n_i}$$

- v. **Area Weighted Mean Patch Fractal Dimension (AWMPFD)/ Dimensão fractal média dos fragmentos ponderada pela área:** De forma semelhante à métrica MPFD, representa a complexidade da

forma dos remanescentes, de modo que valores próximos a 1 estão associados a formas mais simples e valores próximos a 2 mais complexos. Devido as grandes manchas possuírem a tendência de serem mais complexas do que as pequenas manchas, essa métrica analisa a ponderada pela área, ou seja, remanescentes maiores recebem um peso maior que os menores. Portanto, normalmente o resultado será menor do que no MPFD.

$$MPFD = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{2 \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \right)}{n_i} * \left( \frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right)$$

Para o cálculo das métricas individuais em cada remanescente foram calculadas as métricas e indicadores descritos a seguir.

### 5.3.1 Tamanho dos Remanescentes Florestais (AREA)

Com o auxílio de software GIS foram calculadas as áreas de cada remanescente florestal identificado nas bacias hidrográficas mapeadas. Esta é uma métrica muito importante, visto que a riqueza de espécies e a abundância de certas espécies dependem diretamente da dimensão dos fragmentos, de forma que fragmentos maiores apresentam maior diversidade (CALEGARI *et al.*, 2010; LIMA; FRANCISCO; BOHRER, 2017).

Desta forma, esses fragmentos puderam ser classificados de acordo com sua dimensão em cinco classes, segundo proposição de Freitas (2012), conforme apresentado **Tabela 13**. Para a determinação da classe “Adequado” Freitas (2012) baseou-se na relação entre a área de interior e de borda superior a 2,5.

**Tabela 13.** Classes de tamanho dos fragmentos florestais

Classificação	Área (ha)
Muito pequeno	< 0,50
Pequeno	0,50 – 1,00
Médio	1,00 – 5,00
Bom	5,00 – 20,00
Adequado	> 20,00

Fonte: Freitas (2012)

### 5.3.2 Área nuclear/ Área Central (AC) e Índice de Área Central (CAI)

A área nuclear ou área core refere-se à área central de um remanescente florestal desconsiderando-se a faixa marginal, ou seja, aquela sujeita aos efeitos de borda, onde ocorrem também mudanças microclimáticas devido ao seu contato com a matriz da paisagem (MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016). O valor desta faixa de efeito de borda varia na literatura entre de 20 m e 100 m (HERRMANN; RODRIGUES; LIMA, 2005; VALENTE, 2005; PIROVANI *et al.*, 2014).

Para fins deste trabalho, utilizou-se o valor de 60 m adotado por Calegari *et al.* (2010), delimitando-se em software GIS um novo perímetro para cada uma das áreas florestais, descontando 60 m de bordas originalmente delimitadas. Para os novos polígonos, serão calculadas as novas áreas, que consistem na área nuclear.

$$CA \geq 0 \text{ (ha)}$$

A partir deste valor calculou-se o percentual de área dos remanescentes que corresponde à área central. Quanto maior o valor, melhor é a qualidade da paisagem; em contrapartida, menores valores indicam maior efeito de borda (CALEGARI *et al.*, 2010; LIMA; FRANCISCO; BOHRER, 2017).

$$0 < CAI_{MN} < 100 \text{ (\%)}$$

Além disso, calculou-se o número de áreas centrais em cada bacia. Esta métrica refere-se ao número total de áreas centrais ou nucleares identificadas (CALEGARI *et al.*, 2010; FERNANDES; FERNANDES, 2017). De acordo com Calegari *et al.* (2010), apesar de corresponder a área preservada dentro dos fragmentos florestais, o aumento do número de áreas nucleares, assim como o aumento do número de fragmentos, representa maior fragmentação florestal.

$$NDCA \geq 0 \text{ (adimensional)}$$

### 5.3.3 Índice de Forma (SHAPE)

O Índice de forma indica o grau de recorte na forma de um remanescente e está relacionado à área e perímetro do mesmo. Seu cálculo foi realizado de acordo com equação a seguir, metodologia empregada por Calegari *et al.* (2010) e Lima, Francisco e Bohrer (2017). De acordo com os autores, maior valor deste índice implica em fragmentos mais recortados e/ou de menor área; em contrapartida,

valores mais próximos a 1 indicam fragmentos de forma mais simples e, portanto, benéficos para a conservação.

$$SHAPE = \frac{0,25.P_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \quad SHAPE_{MN} \geq 1$$

Onde:  $P_{ij}$  = perímetro do fragmento (m) e  $a_{ij}$  = área do fragmento ( $m^2$ )

### 5.3.4 Índice de Circularidade (IC)

O índice de circularidade (IC) está também associado ao índice de forma e visa identificar o grau de proximidade do formato do remanescente com o de uma circunferência, já que é a forma na qual há uma minimização da área de borda em relação à área total, reduzindo assim os efeitos de borda. Este índice foi calculado por meio da relação entre área e perímetro dos fragmentos florestais, segundo equação abaixo (FENGLER *et al.*, 2015; ETTO *et al.*, 2013):

$$IC = \frac{(2 \cdot \sqrt{\pi \cdot A})}{L}$$

Onde: A = área do fragmento; L = comprimento do fragmento

Desta forma, quando mais próximo a 1 o índice estiver, mais circular é o remanescente; por outro lado, índices distantes de 1 representam fragmentos de formato mais alongado, nos quais maior é a proximidade entre a área central e as bordas e, por fim, maior a sua vulnerabilidade (FENGLER *et al.*, 2015; NETO *et al.*, 2015). Através deste índice foi possível classificar a forma dos fragmentos em alongada, moderadamente alongada e arredondada, de acordo com Nascimento *et al.* (2006), conforme apresentado na **Tabela 14**.

**Tabela 14.** Forma dos fragmentos florestais segundo Índice de Circularidade

Índice de Circularidade (IC)	Forma
< 0,65	Alongada
0,65 – 0,85	Moderadamente alongada
> 0,85	Arredondada

Fonte: Nascimento *et al.* (2006)

### 5.3.5 Distância do Vizinho mais Próximo (ENN)

A distância média do vizinho mais próximo é uma métrica relacionada ao isolamento que indica a distância euclidiana (em metros) de um remanescente florestal ao seu vizinho mais próximo. Essa métrica está relacionada a conectividade da paisagem, visto que a partir de um determinado grau de

isolamento, as populações biológicas dos fragmentos começam a apresentar perdas em termos de fluxo biológico. (MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016; LIMA; FRANCISCO; BOHRER, 2017).

$$ENN > 0 (m)$$

Para cada bacia hidrográfica foi calculada ainda a média das distâncias euclidianas do centro de um fragmento ao centro do vizinho mais próximo, sendo este o índice de distância média do vizinho mais próximo (ENN\_MN). Empregou-se este índice para a avaliação do grau de isolamento da mancha florestal na paisagem de cada bacia hidrográfica, bem como sua fragmentação (LIMA; FRANCISCO; BOHRER, 2017; SILVA; SOUZA, 2014).

$$ENN\_MN > 0 (m)$$

A partir dos valores da distância do vizinho mais próximo (ENN) calculou-se o coeficiente de variação destes valores. É um valor percentual que indica a distância média do vizinho mais próximo. Alto valores indicam alta variabilidade da distância entre os fragmentos e prejudicam, portanto, o fluxo gênico das espécies (CALEGARI *et al.*, 2010). Este índice foi calculado em Excel pela relação entre o desvio padrão e a média dos valores da distância entre os fragmentos, conforme equação abaixo

$$ENN\_CV = \frac{MEDIA}{DESVPAD} \quad 0 \leq ENN\_CV \leq 100 (\%)$$

### 5.3.6 Conectividade/ Isolamento (CONNECT)

A conectividade das áreas florestais remanescentes foi avaliada pela presença ou ausência de intersecções entre elas, por meio da geração em software GIS de buffers de 175 m a partir da borda dos remanescentes. A intersecção entre um ou mais buffers gerados em torno dos fragmentos indicava que o distanciamento entre eles é de, no máximo, 350 m. Considerou-se, portanto, que estas áreas apresentam conectividade, visto que, segundo Pires *et al.* (2004) *apud* Freitas (2012), a trafegabilidade animal fica limitada em torno de 350 m de distância.

### **5.3.7 Proximidade entre Remanescentes Florestais e a Malha Viária (PROXVIAS)**

De acordo com Freitas *et al.* (2013) e Fengler *et al.* (2015) a proximidade entre fragmentos florestais e malha viária é um importante indicador pois quanto maior a proximidade com a malha viária maior será a perturbação ambiental das áreas florestais. Desta forma, foi avaliada a distância entre os remanescentes florestais e a via mais próxima; para tanto, utilizou-se o mapeamento dos logradouros do município de Campinas realizado pela EMDEC em 2013. Segundo Freitas *et al.* (2013) e Fengler *et al.* (2015), para distâncias superiores a 200 m a malha viária não exerce efeitos sobre a vegetação natural. Além disso, segundo os autores quanto menor a distância entre um fragmento e as vias de acesso, maior é sua prioridade de recuperação.

### **5.3.8 Proximidade a Curso d'água (PROXRIO)**

A proximidade entre os fragmentos florestais e cursos d'água foi calculada em ArcGIS avaliando a menor distância entre cada remanescente e o curso d'água mais próximo. Sendo assim, distâncias iguais a zero indicam que o curso d'água passa pelo interior do remanescente. Para tanto, utilizou-se o levantamento de hidrografia realizado em 2003 pelo Instituto Geográfico e Cartográfico (IGC) à escala de 1:10.000 e atualizado pela Secretaria do Verde, Meio Ambiente e do Desenvolvimento Sustentável (SVDS) da Prefeitura de Campinas à escala de 1:5.000 em 2014 (CAMPINAS, 2018).

### **5.3.9 Produção de Água (AGUA)**

Avaliou-se também a produção de água em cada fragmento florestal. Isto inclui a presença de nascentes que estejam dentro da área abrangida pelo fragmento florestal. Para tanto, utilizou-se o levantamento de nascentes realizado em 2003 pelo Instituto Geográfico e Cartográfico (IGC) à escala de 1:10.000 e atualizado pela Secretaria do Verde, Meio Ambiente e do Desenvolvimento Sustentável (SVDS) da Prefeitura de Campinas à escala de 1:5.000 em 2014 (CAMPINAS, 2018).

### 5.3.10 Uso e Ocupação do Solo na Borda (BORDA)

Foram consideradas como áreas no entorno dos fragmentos florestais aquelas que estão em um raio de até 175 m da borda. Para tanto, foram gerados buffers de 175 m para cada fragmento e avaliado o grau de uso e ocupação do solo nesta faixa. Considerou-se a classificação do uso e ocupação nas cinco classes apresentadas no item 4.3. No ArcGIS, por meio da ferramenta “*intersect (3d) the source layer feature*”, foram identificadas quais as classes de maior modificação presentes na área do entorno de cada fragmento, em cada bacia hidrográfica.

### 5.3.11 Grau de erodibilidade do solo (EROD)

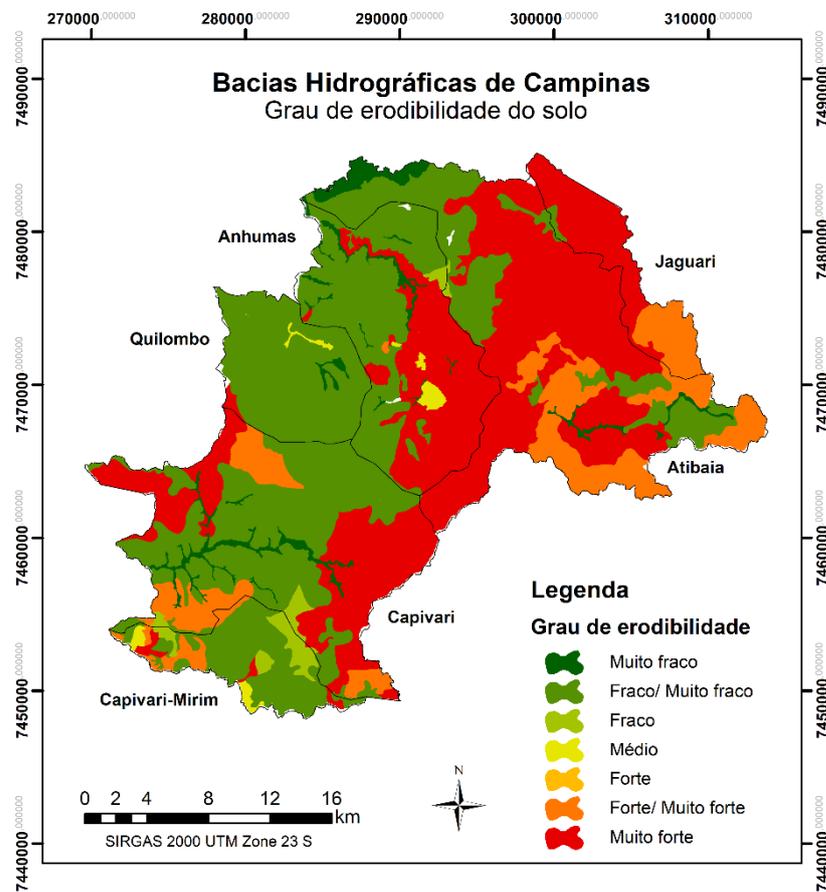
A partir do diagnóstico e análise da tipologia de solos nas bacias hidrográficas, realizados a partir do Mapa Pedológico Semidetalhado do Município de Campinas (EMBRAPA, 2008), verificou-se a tipologia de solo predominante em cada remanescente florestal e o grau de erodibilidade associado ao mesmo, utilizando-se a ferramenta “*intersect (3d) the source layer feature*” do ArcGIS. O grau de erodibilidade dos solos foi considerado a partir de classificação de Salomão (1999) e Ross (2005), pela qual os solos presentes no município de Campinas puderam ser classificados quanto ao grau de erodibilidade em: muito fraco, fraco, médio, forte e/ou muito forte, conforme apresentado na **Tabela 15** e **Figura 15**.

**Tabela 15.** Grau de erodibilidade do solo de acordo com pedologia

<b>Grau de erodibilidade</b>	<b>Tipologia</b>
Muito fraco	Gleissolos Háplicos (GX)
Fraco/ Muito fraco	Latossolos Vermelhos (LV)
	Latossolos Vermelhos-Amarelos (LVA)
Fraco	Latossolos Amarelos (LA)
Médio	Nitossolos Vermelhos (NV)*
	Nitossolos Háplicos (NX)*
	Organossolos Háplicos (OX)*
	Luvissolos Crômicos (TC)*
Forte	-
Forte/ Muito forte	Cambissolos Háplicos (CX)
	Argissolos Vermelhos (PV)
Muito forte	Argissolos Vermelhos-Amarelos (PVA)
	Argissolos Amarelos (PA)
	Neossolos Quartzarênicos (RQ)

\* Não foram identificadas referências para as classes NV, NX, OX e TC. Estas são as classes menos significativas no município de Campinas (0,77%) e, portanto, quando ocorrência predominante de uma delas em um remanescente florestal considerou-se um grau médio de erodibilidade.

**Figura 15.** Grau de erodibilidade do solo nas bacias hidrográficas do município de Campinas/SP



### 5.3.12 Declividade (DECLIV)

Segundo Salomão (1999), não apenas a tipologia do solo, mas também a declividade do terreno também exerce significativa influência sobre o grau de susceptibilidade a erosão de solo, de modo que quanto maior a declividade maior o grau de susceptibilidade a erosão. Desta forma, a partir do mapeamento da declividade no município de Campinas (item 4.2.5) verificou-se o grau de declividade mais alto presente em cada remanescente florestal utilizando-se a ferramenta “intersect (3d) the source layer feature” do ArcGIS.

## 5.4 Metodologia para Avaliação da Qualidade Ambiental nos Remanescentes Florestais

### 5.4.1 Análise de Componentes Principais (PCA)

Visto o presente estudo envolver um grande número de variáveis, a Análise de Componentes Principais (PCA) foi aplicada a fim de agrupar tais variáveis e possibilitar a elaboração de um conjunto reduzido de novas variáveis, as componentes, que expliquem de forma mais simples e direta os resultados obtidos. Esta análise foi aplicada para cada bacia hidrográfica, a fim de determinar se o comportamento e a interação dos indicadores diferem a depender da bacia e quais as métricas mais relevantes em cada uma das bacias.

As variáveis consideradas para esta análise foram todas as métricas supracitadas: AREA; CAI; SHAPE; IC; ENN; CONNECT; PROXRIOS; PROXVIAS; AGUA; BORDA; EROD; DECLIV. Como a PCA consiste em uma análise numérica e algumas dessas métricas não o são, utilizou-se para tanto uma ponderação de valores para cada indicador, conforme apresentado na **Tabela 16**.

**Tabela 16.** Critérios de avaliação dos indicadores nos fragmentos florestais

INDICADOR	PONDERAÇÃO				
	1	3	5	8	10
Tamanho do fragmento (ha) (AREA)	< 0,50	0,50 -1,00	1,00 – 5,00	5,00 – 20,00	> 20,00
Índice de Área Central (CAI)	< 5 %	5 – 30 %	30 – 50 %	50 – 70 %	> 70 %
Índice de Forma (SHAPE)		> 3,00	2,00 – 3,00	1,50 – 2,00	< 1,50
Índice de Circularidade (IC)	-	-	< 0,65	0,65 - 0,85	> 0,85
Distância do vizinho mais próximo (ENN)	-	> 200	120 - 200	60 - 120	< 60
Conectividade (CONNECT)	-	-	não	-	sim
Proximidade à malha viária (PROXVIAS)	-	< 60 m	60 – 120 m	120 – 200 m	> 200 m
Proximidade à curso d'água (PROXRIOS)	-	> 200 m	120 – 200 m	60 – 120 m	< 60 m
Produção de água (AGUA)	-	-	não	-	sim
Grau de uso e ocupação do solo no entorno (BORDA)	Classe 4	Classe 3	Classe 2	Classe 1	Classe 0
Grau de erodibilidade (EROD)*	Muito forte	forte	médio	fraco	Muito fraco
Declividade (DECLIV)	45 – 75 %	20 – 45 %	8 – 20 %	3 – 8 %	0 – 3 %

\* As classificações intermediárias “Muito forte/ forte” e “Fraco/ Muito fraco” receberam ponderação igual a 9 e 2, respectivamente.

As classes utilizadas para ponderação dos indicadores selecionados são baseadas na literatura, como apresentado na **Quadro 2**, seguindo as devidas adaptações, quando necessário.

**Quadro 2.** Referencial teórico para classificação dos indicadores

<b>Indicador</b>	<b>Referencial teórico</b>
Tamanho do fragmento (ha) (AREA)	Freitas (2012)
Índice de Área Central (CAI)	Lima, Francisco, Bohrer (2017)
Índice de Forma (SHAPE)	Autor
Índice de Circularidade (IC)	Nascimento (2006)
Distância do vizinho mais próximo (ENN)	Almeida (2008) <i>apud</i> Massoli, Statella e Santos (2016)
Conectividade (CONNECT)	Autor
Proximidade à malha viária (PROXVIAS)	Adaptado de Fengler <i>et al.</i> (2015), Freitas <i>et al.</i> (2013) e Almeida (2008) <i>apud</i> Massoli, Statella e Santos (2016)
Proximidade à curso d'água (PROXRIO)	Adaptado de Almeida (2008) <i>apud</i> Massoli, Statella e Santos (2016)
Produção de água (AGUA)	Autor
Grau de uso e ocupação do solo no entorno (BORDA)	Chaves e Santos (2009)
Grau de erodibilidade (EROD)	Salomão (1999) e Ross (2005)
Declividade (DECLIV)	Salomão (1999) e Ross (2005)

#### 5.4.2 Seleção e Classificação dos Indicadores

A determinação da qualidade ambiental dos remanescentes florestais foi realizada de acordo com adaptação de método de análise multicriterial empregado por Freitas (2012) e Fengler (2014) na avaliação de fragmentos florestais em microbacia do Rio Jundiá-Mirim, interior de São Paulo. Este método se baseia no princípio de ponderação de valores, no qual existe possibilidade de comparar os pontos avaliados em referência a um ponto considerado como ideal. Freitas (2012) destaca que nos ambientes antropizados o ponto de qualidade ideal é praticamente inatingível; apesar disto, é possível identificar os fragmentos com necessidades mais urgentes, guiando à adequadas soluções de manejo e gestão.

Sendo assim, esta análise foi realizada para cada bacia hidrográfica, a partir de ponderação das métricas avaliadas. Entretanto, algumas das doze métricas analisadas estão relacionadas direta ou indiretamente aos mesmos fatores, como evidenciado pela Análise de Componentes Principais e como é o caso das métricas: Índice de Forma (SHAPE) e Índice de Circularidade (IC); Distância do vizinho mais próximo (ENN) e Conectividade (CONNECT); Proximidade à malha viária

(PROXVIAS) e Grau de uso e ocupação do solo no entorno (BORDA); Grau de erodibilidade (EROD) e Declividade (DECLIV). Sendo assim, optou-se por adotar apenas uma de cada destas métricas. Pelo qual consolidaram-se os critérios de avaliação da qualidade ambiental dos remanescentes as seguintes métricas: AREA, CAI, IC, ENN, PROXRIO, AGUA, BORDA e EROD, com sua respectiva ponderação, conforme apresentado anteriormente na Tabela 16.

É importante destacar, porém, que nem todos os indicadores apresentam o mesmo peso para a consolidação do Índice de Qualidade Ambiental; desta forma, foi aplicado o Método de Análise Hierárquica de Processos (AHP) para identificação dos coeficientes associados a cada indicador.

### 5.4.3 Aplicação do Método AHP

O método AHP consiste em uma metodologia de comparação pareada que visa auxiliar na definição de pesos e determinação do grau de importância de variáveis, através da comparação entre as mesmas, classificando cada uma delas em relação à outra. Desta forma, este método oferece a possibilidade de trabalhar considerações qualitativas e subjetivas aplicadas a processos quantitativos e, portanto, se mostra bastante eficaz para a auxiliar tomada de decisões complexas (REZENDE; MARQUES; OLIVEIRA, 2017).

O método consiste na construção de uma matriz de comparação pareada a partir de uma escala de pesos que possibilite classificar as variáveis com relação umas às outras, conforme apresentado na **Tabela 17**. A matriz de comparação é uma matriz quadrada e com valores recíprocos, tendo valores unitários na diagonal, visto representar a comparação de cada variável a ela mesma (SANTOS *et al.*, 2010 *apud* REZENDE; MARQUES; OLIVEIRA, 2017). Como estão sendo consideradas as oito variáveis apresentadas no item 5.4.2 (AREA, CAI, IC, ENN, PROXRIO, AGUA, BORDA, EROD), a matriz de comparação tem dimensão  $n=8$ .

**Tabela 17.** Escala de pesos para comparação pareada, segundo método AHP

Valores	Recíproco	Definição e Explicação
1	1	<i>Importância igual</i> – os dois fatores contribuem igualmente para o objetivo
3	1/3	<i>Importância moderada</i> – um fator é ligeiramente mais importante que o outro
5	1/5	<i>Importância essencial</i> – um fator é claramente mais importante que o outro
7	1/7	<i>Importância demonstrada</i> – um fator é fortemente favorecido e sua importância foi demonstrada na prática
9	1/9	<i>Importância extrema</i> – A evidência que diferencia os fatores é da maior ordem possível
2,4,6,8		<i>Valores intermediários entre julgamentos</i> – possibilidade de compromissos adicionais

Fonte: Adaptado de Camargo *et al.* (2017) e Gomedede e Barros (2012).

A seguir procedeu-se com a normalização da matriz comparativa e o cálculo do vetor de prioridade ou vetor de Eigen, que consiste no coeficiente associado a cada variável. O mesmo é calculado a partir da média aritmética dos valores de cada um dos critérios, a fim de identificar a contribuição de cada indicador para a qualidade ambiental (GOMEDE; BARROS, 2012).

Para verificar a consistência da dados obtidos e garantir a coerência dos valores, procedeu-se com o cálculo do Índice de Consistência (CI) e a Taxa de Consistência (CR), conforme equações (1) e (2) abaixo, segundo metodologia utilizada por Gomedede e Barros (2012).

$$CI = \frac{\gamma_{max} - n}{n - 1} \quad (1)$$

$$CR = \frac{CI}{RI} < 0,1 \sim 10\% \quad (2)$$

Para que a análise seja considerada coerente é necessário que Taxa de Consistência (CR) seja inferior a 10%, sendo  $\gamma_{max} = \sum(TOTAL * \text{Vetor de Eigen})$  e RI (índice de consistência aleatória) fixado e tabelado por Saaty (1991), conforme **Tabela 18**. Neste caso, como trata-se de doze variáveis, o valor considerado de RI foi de 1,48.

**Tabela 18.** Escala de pesos para comparação pareada, segundo método AHP

Dimensão da matriz	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
RI	0	0	0,58	0,90	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49	1,51	1,48	1,56	1,57	1,59

Fonte: Saaty (1991).

#### 5.4.4 Cálculo do Índice de Qualidade Ambiental ( $IQ_{rem}$ )

A qualidade ambiental  $Q_{rem}$  de cada remanescente florestal foi então avaliada pela somatória da ponderação recebida em cada indicador (Tabela 6),

multiplicada pelo respectivo coeficiente do mesmo, determinado pelo método AHP e representados por  $a'$ ,  $b'$ ,  $c'$ , ...,  $k'$ , conforme equação (3) abaixo:

$$IQ_{rem} = a'.AREA + b'.CAI + c'.IC + d'.ENN + e'.PROXRIOS + f'.AGUA + g'.BORDA + h'.EROD \quad (3)$$

A fim de facilitar comparações e possibilitar a avaliação da qualidade ambiental nestes remanescentes, os valores de  $IQ_{rem}$  foram normalizados para valores entre 0 e 1 segundo equação (4). Utilizando adaptação da metodologia de determinação da qualidade ambiental de fragmentos florestais empregada por Freitas (2012), a classificação dos fragmentos segundo sua qualidade ambiental foi dividida ( $IQ_{rem}$ ) em cinco grupos, de acordo com **Tabela 19**.

$$IQ_{rem} = \frac{(IQ_{frag.} - IQ_{mín.})}{(IQ_{máx.} - IQ_{mín.})} = \frac{(IQ_{rem} - 0)}{(10 - 0)} = \frac{IQ_{rem}}{10} \quad (4)$$

**Tabela 19.** Classificação da qualidade ambiental dos remanescentes florestais de acordo com Índice  $IQ_{rem}$

<b>Pontuação <math>IQ_{rem}</math></b>	<b>Qualidade ambiental</b>
0,00 – 0,20	Muito baixa
0,20 – 0,40	Baixa
0,40 – 0,60	Média
0,60 – 0,80	Alta
0,80 – 1,00	Muito alta

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1 Diagnóstico dos remanescentes florestais: Métricas de Paisagem

O resultado das métricas de paisagem calculadas no Patch Analyst para as bacias hidrográficas de Campinas/SP estão apresentados na **Tabela 20** e permitiram um diagnóstico geral dos remanescentes florestais nestas bacias.

**Tabela 20.** Resultados do diagnóstico dos remanescentes florestais nas bacias hidrográficas de Campinas/SP

Métricas	Bacias hidrográficas do município de Campinas/SP						
	Anhumas	Atibaia	Capivari	Capivari-Mirim	Jaguari	Quilombo	
Tamanho	CA (ha)	862,24	3.298,19	1.241,26	434,34	610,34	179,60
	TLA (ha)	14.507,97	25.782,70	21.820,23	5.544,46	4.554,03	7.325,28
	NumP	176	1.368	323	75	324	53
	MPS (ha)	4,90	2,41	3,84	5,79	1,88	3,39
	MedPS (ha)	1,85	0,40	1,82	1,74	0,22	2,08
	PSSD (%)	18,43	9,21	6,04	11,45	7,84	4,03
	PSCoV	376,13	382,17	157,24	197,74	415,99	118,95
Borda	TE (m)	185.248,88	1.286.614,26	408.520,46	120.857,61	260.296,07	53.131,68
	ED (m/ha)	12,77	49,90	18,72	21,80	57,16	7,25
	MPE	1.052,55	940,51	1.264,77	1.611,43	803,38	1.002,48
Forma	MPAR (m/ha)	529,68	1.349,73	564,50	491,92	1.548,34	440,14
	MSI	1,74	2,12	1,92	1,92	2,13	1,64
	AWMSI	1,77	3,09	2,53	3,10	3,17	1,83
	MPFD	1,36	1,47	1,38	1,37	1,50	1,35
	AWMPFD	1,30	1,40	1,37	1,38	1,41	1,34

Onde CA: Área da classe; TLA: Área da paisagem; NumP: Número de fragmentos; MPS: Tamanho médio dos fragmentos; MedPS: Tamanho mediano dos fragmentos; PSSD: Desvio padrão do tamanho dos fragmentos; PSCoV: Coeficiente de variação do tamanho dos fragmentos; TE: Total de borda; ED: Densidade de borda; MPE: Comprimento médio da borda; MPAR: Relação média perímetro/área; MSI: Indicador médio de forma; AWMSI: Indicador médio de forma ponderado pela área; MPFD: Dimensão fractal média dos fragmentos; AWMPFD: Dimensão fractal média dos fragmentos ponderada pela área.

As métricas CA, TLA e NumP refletem as condições gerais das bacias com relação aos remanescentes florestais. Existe uma considerável variação destas métricas em cada bacia, o que demonstra a heterogeneidade das bacias hidrográficas de Campinas, evidenciando as relações entre o adensamento urbano, os usos de solo e condições de conservação. Entretanto, analisadas isoladamente estas métricas são incapazes de fornecer um diagnóstico das bacias hidrográficas e suas principais fragilidades.

Uma constatação importante a ser feita, por exemplo, é a de que embora as bacias do Jaguari e Atibaia sejam as que abrangem as áreas menos urbanizadas

do município e apresentem os maiores percentuais de área florestal, 13,4% e 12,8%, respectivamente, são estas as bacias cujos remanescentes apresentam o menor tamanho médio (MPS). Além disso, em todas as bacias, incluindo as duas supracitadas, os reduzidos valores de MedPS (tamanho mediano) em comparação a MPS indicam que a maior parte dos remanescentes florestais apresenta área muito inferior à média da bacia. A considerável variação no tamanho dos remanescentes é expressa ainda pelo alto valor do desvio-padrão (PSSD) e coeficiente de variação (PSCoV), sobretudo nas bacias do Anhumas e Capivari-Mirim.

Estas condições, como alto número de fragmentos com tamanho pequeno, refletem o alto grau de fragmentação nestas bacias. Demanboro, Laurentis e Bettine (2013) apontaram ainda que uma das principais características dos remanescentes florestais na bacia do rio Atibaia que corroboram o fenômeno de fragmentação é sua distribuição espacial não homogênea. Esta falta de homogeneidade da paisagem é um dos fatores que influencia diretamente o fluxo biológico entre as espécies que habitam a região, afetando, portanto, a qualidade do ambiente natural (MORO; MILAN, 2016).

Outra consequência da fragmentação florestal é o efeito de borda, manifestado pelos distúrbios e pressões sofridas pelos remanescentes por conta da interface entre o ambiente natural preservado e uma matriz de uso e ocupação antropizada em seu entorno. Quanto a isto, as métricas MPE e ED apontaram que a densidade de bordas é bem maior nas bacias do rio Atibaia e Jaguari, o que pode estar associado ao grande número de remanescentes de tamanho pequeno. Isto acaba aumentando a relação média perímetro/área (MPAR) e, logo, a susceptibilidade dos remanescentes ao efeito de borda.

Com relação à métrica Índice de forma (MSI), observou-se um valor ligeiramente superior também nos remanescentes da bacia do rio Atibaia e Jaguari, indicando maior complexidade de forma destes em relação aos das demais bacias. Entretanto, ao considerar o tamanho do remanescente como um peso ponderador, (onde os remanescentes maiores têm maior peso), a métrica AWMSI (Índice de forma ponderado pela área) indicou que a complexidade de forma dos remanescentes é ainda maior, indicando que os remanescentes maiores são aqueles que apresentam formato ainda mais complexo. Esta condição foi verificada

em todas as bacias, especialmente na bacia do rio Capivari-Mirim, cujo índice sofreu o maior aumento.

De forma semelhante, as métricas MPFD e AWMPFD também estão relacionadas à complexidade da forma dos remanescentes, onde valores próximos a 2 indicam formas mais complexas. Os valores foram bastante semelhantes para os remanescentes das bacias do Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo, variando de 1,35 a 1,38, e para as bacias do Atibaia e Jaguari foram de 1,47 e 1,50. De forma semelhante à métrica AWMSI, era esperado que quando ponderada pela área (AWMPFD) a métrica de dimensão fractal seria maior. Entretanto, isso somente ocorreu para os remanescentes da bacia do Capivari-Mirim, em todas as demais bacias AWMPFD foi inferior a MPFD.

Dada as significativas diferenças geomorfológicas entre as bacias hidrográficas, especialmente das bacias do Atibaia e Jaguari em relação às demais, os resultados das métricas de paisagem descritos a seguir foram apresentados em dois grupos distintos: (1) Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo e (2) Atibaia e Jaguari.

### 6.1.1 Tamanho dos Remanescentes Florestais (AREA)

Com relação ao tamanho dos remanescentes, avaliado pela métrica AREA, constataram-se duas principais condições nas bacias: nas bacias do Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo predominam os remanescentes florestais com área entre 1,00 ha e 5,00 ha, classificados como tamanho médio; enquanto nas bacias do Atibaia e Jaguari os remanescentes florestais em maior número são aqueles de tamanho muito pequeno, inferior a 0,5 ha (**Tabela 21**).

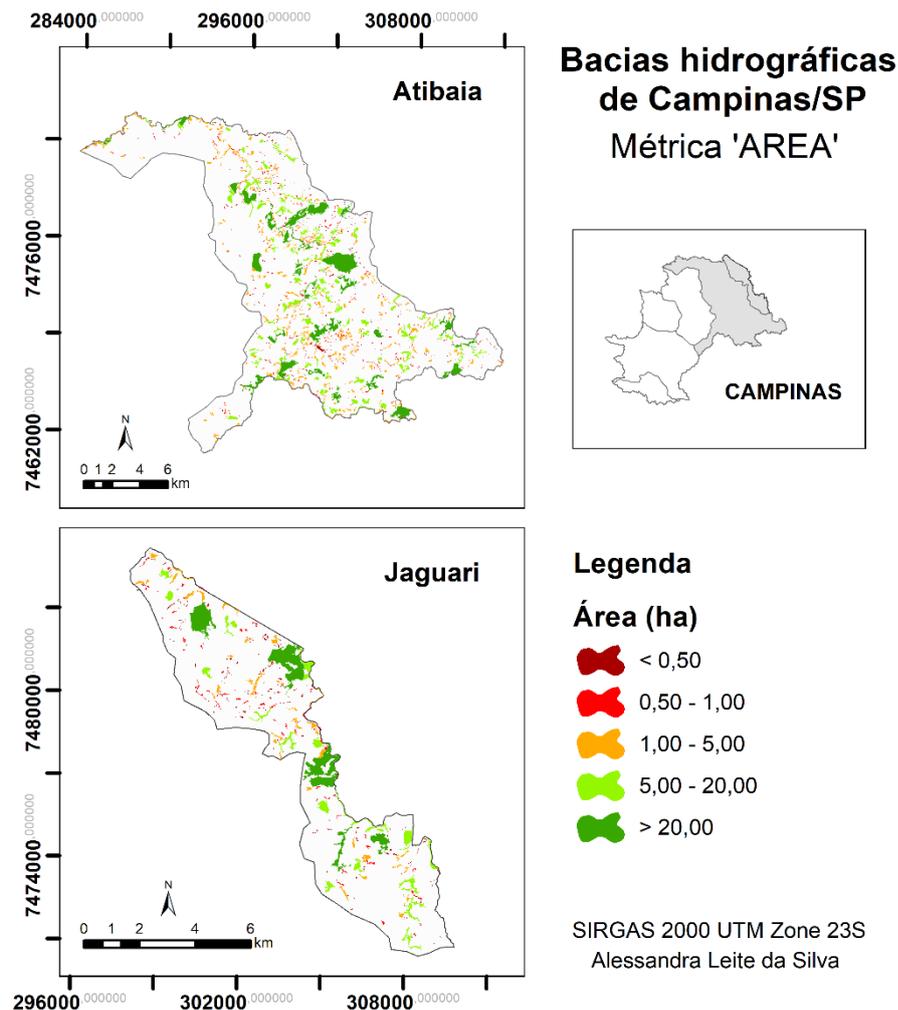
Esta condição pode inclusive indicar redução na área total de vegetação florestal, ou seja, a predominância de muitos remanescentes de tamanho pequeno pode demonstrar que remanescentes grandes têm sido subdivididos em um número maior de fragmentos, porém, de menor tamanho, como verificado por Massoli, Statella e Santos (2016). Esta condição faz sentido, especialmente para a bacia do Jaguari que apesar de ser a menor bacia hidrográfica do município de Campinas é a segunda maior em número de remanescentes, sendo estes de área bem pequena. Entretanto, para confirmar esta hipótese são necessárias análises temporais destes remanescentes.

**Tabela 21.** Classificação dos remanescentes florestais de acordo com o tamanho (métrica AREA)

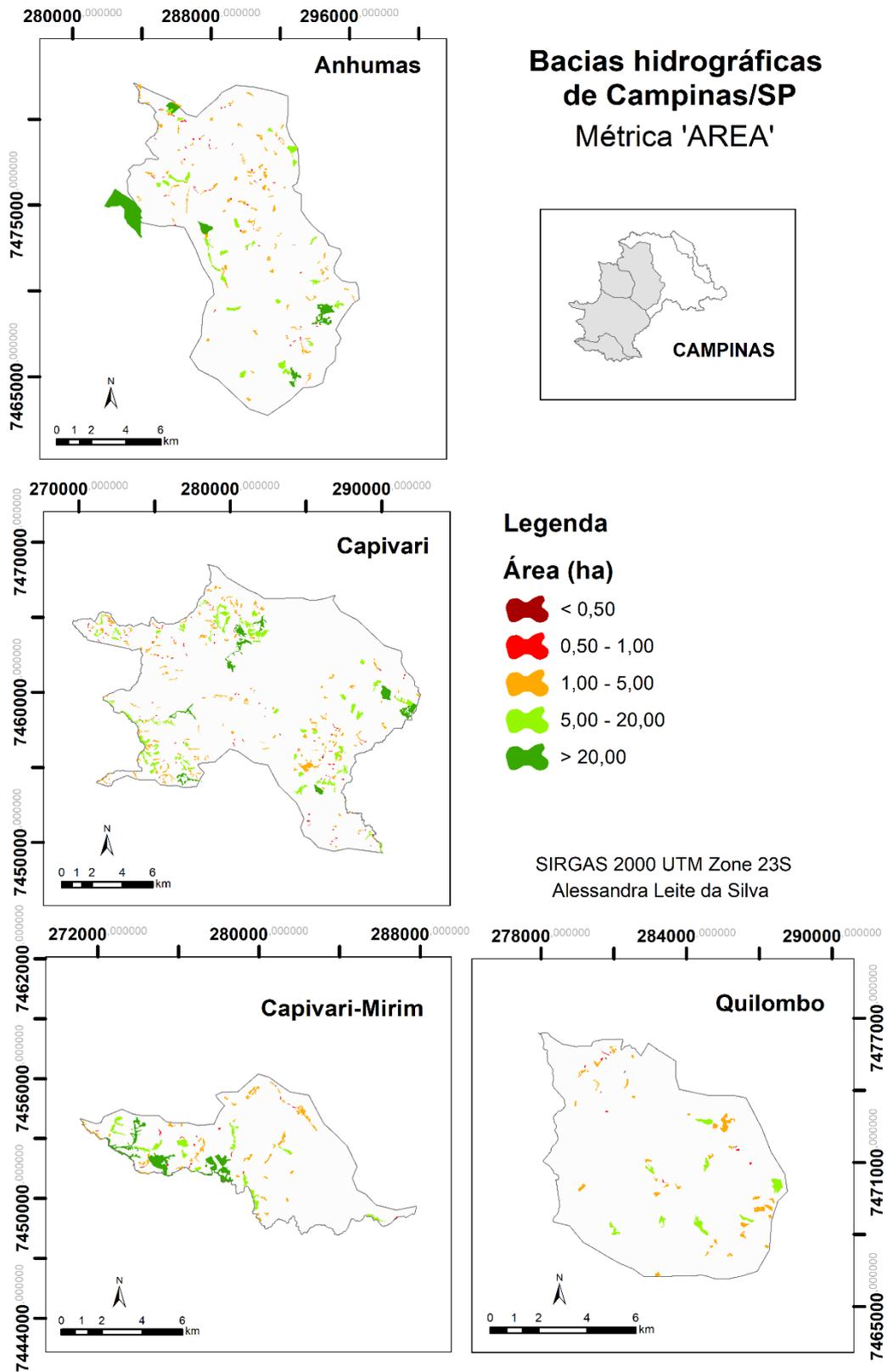
Classificação	AREA (ha)	% remanescentes					
		Anhumas	Atibaia	Capivari	Capivari-Mirim	Jaguari	Quilombo
Muito pequeno	< 0,50	10,80%	53,58%	16,72%	8,00%	66,98%	9,43%
Pequeno	0,50 – 1,00	18,75%	14,84%	17,96%	20,00%	14,20%	13,21%
Médio	1,00 – 5,00	52,84%	22,73%	45,20%	50,67%	11,42%	60,38%
Bom	5,00 – 20,00	14,20%	6,87%	16,10%	16,00%	5,56%	16,98%
Adequado	> 20,00	3,41%	1,97%	4,02%	5,33%	1,85%	0,00%
<b>Total</b>		<b>100,00%</b>	<b>100,00%</b>	<b>100,00%</b>	<b>100,00%</b>	<b>100,00%</b>	<b>100,00%</b>

As **Figuras 16 e 17** apresentam espacialmente a classificação dos remanescentes quanto ao tamanho nas bacias hidrográficas do município.

**Figura 16.** Classificação dos remanescentes florestais de acordo com o tamanho (métrica AREA) – Atibaia e Jaguari



**Figura 17.** Classificação dos remanescentes florestais de acordo com o tamanho (métrica AREA) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo



Apesar da predominância de remanescentes com áreas menores em todas as bacias hidrográficas, estes ainda representam uma contribuição relativamente baixa em termos de área florestal (**Tabela 22**).

**Tabela 22.** Relação entre o percentual de remanescentes florestais e o percentual de área ocupada por eles

Classificação	AREA (ha)	Anhumas		Atibaia		Capivari	
		Nº rem.	Área	Nº rem.	Área	Nº rem.	Área
Muito pequeno	< 0,50	10,80%	0,71%	53,58%	3,76%	16,72%	1,22%
Pequeno	0,50 – 1,00	18,75%	2,82%	14,84%	4,38%	17,96%	3,47%
Médio	1,00 – 5,00	52,84%	26,04%	22,73%	21,58%	45,20%	28,67%
Bom	5,00 – 20,00	14,20%	24,68%	6,87%	28,69%	16,10%	37,40%
Adequado	> 20,00	3,41%	45,75%	1,97%	41,60%	4,02%	29,23%
<b>Total</b>		100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%

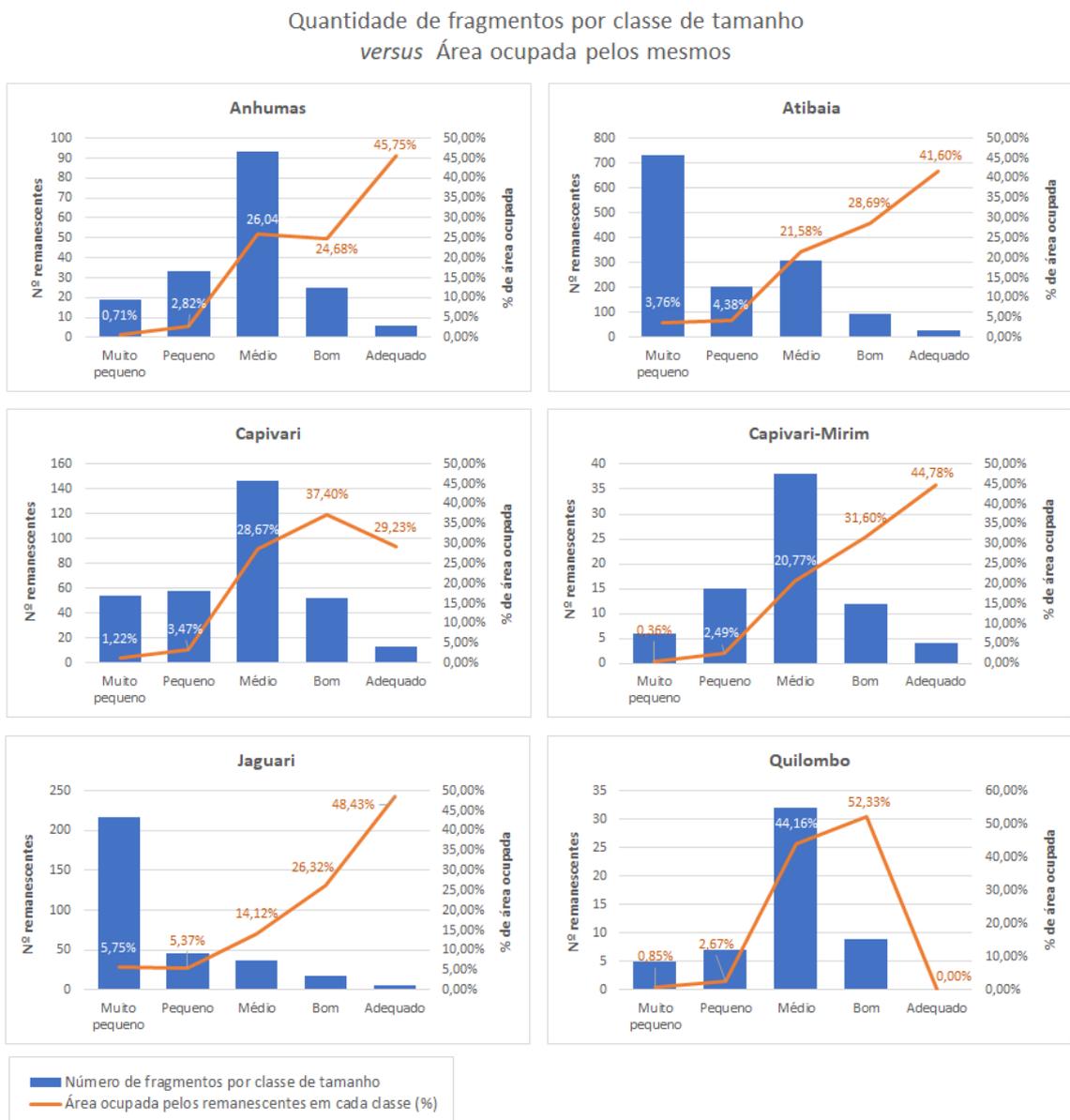
  

Classificação	AREA (ha)	Capivari-Mirim		Jaguari		Quilombo	
		Nº rem.	Área	Nº rem.	Área	Nº rem.	Área
Muito pequeno	< 0,50	8,00%	0,36%	66,98%	5,75%	9,43%	0,85%
Pequeno	0,50 – 1,00	20,00%	2,49%	14,20%	5,37%	13,21%	2,67%
Médio	1,00 – 5,00	50,67%	20,77%	11,42%	14,12%	60,38%	44,16%
Bom	5,00 – 20,00	16,00%	31,60%	5,56%	26,32%	16,98%	52,33%
Adequado	> 20,00	5,33%	44,78%	1,85%	48,43%	0,00%	0,00%
<b>Total</b>		100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%

Na representação gráfica apresentada na **Figura 18** é possível observar a relação inversa entre o número de fragmentos e a área que eles ocupam, ainda mais explícita nas bacias do Atibaia e Jaguari. Como evidenciado também por Fernandes e Fernandes (2017), os fragmentos da classe de tamanhos pequenos tendem a apresentar maior número de manchas, porém, menor representatividade de área.

Esta relação inversa já foi evidenciada também por outros autores, em outros locais e escala de estudo. Um estudo com os remanescentes florestais de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro constatou que aproximadamente 85% dos fragmentos apresentavam área inferior a 100 ha, entretanto, em termos de área correspondiam apenas à 20% da área de vegetação remanescente; em contrapartida, mais de 67% da área florestal remanescente estava distribuída nos poucos remanescentes com mais de 1000 ha (FIDALGO *et al.*, 2009 *apud* CROUZEILLES *et al.*, 2014)

**Figura 18.** Relação entre o percentual de remanescentes florestais e o percentual de área ocupada por eles

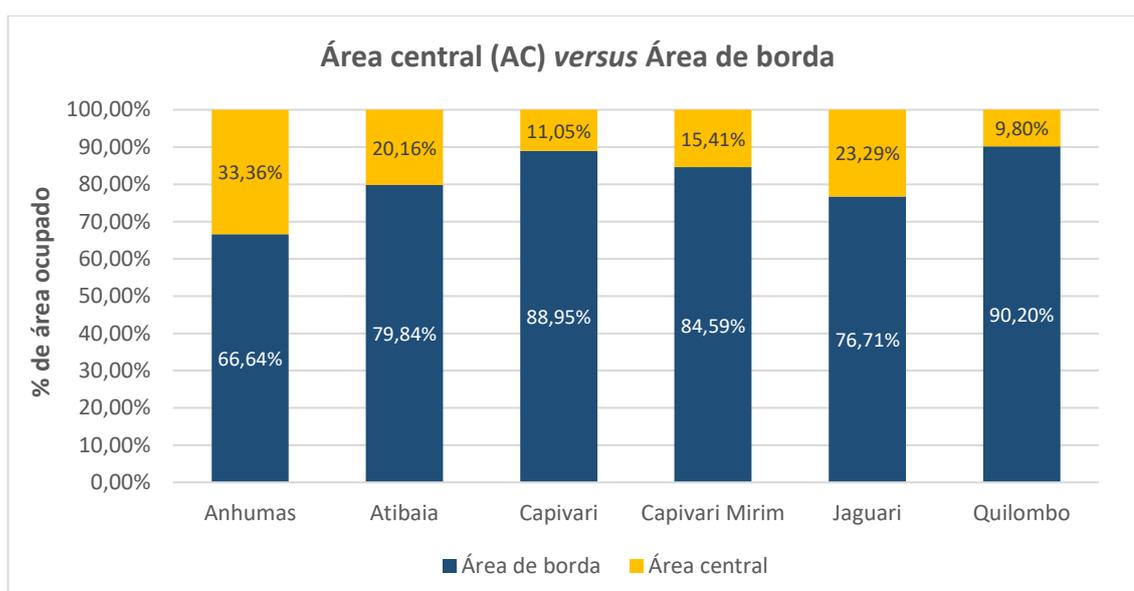


De acordo com Fengler (2014) um intenso processo de fragmentação é evidenciado pela presença de um elevado número de remanescentes ou fragmentos florestais na paisagem; em contrapartida, deduz-se que uma paisagem natural ideal seria aquela onde toda a sua área seria ocupada pela vegetação natural em apenas um maciço florestal (FENGLER, 2014). Desta forma, os remanescentes florestais destas bacias de Campinas tornam-se ainda mais vulneráveis ao efeito de borda, intensificando as alterações de habitat e descaracterizando cada vez mais o ambiente florestal natural (SAMPAIO, 2011; OLIVEIRA *et al*, 2015).

### 6.1.2 Área nuclear/ Área Central (AC) e Índice de Área Central (CAI)

A avaliação das métricas AC e CAI indicaram o baixíssimo percentual de área nuclear em detrimento do alto percentual de área de borda nos remanescentes florestais das bacias hidrográficas analisadas (**Figura 19**). Constatou que o maior Índice de Área Central (CAI) pertence à bacia do Anhumas e equivalente a 33,66%. Ainda assim é um valor consideravelmente pequeno, visto indicar que, além do baixo percentual de vegetação florestal remanescente na bacia, mais de 60% desta área corresponde à área de borda sujeita aos efeitos de borda e, que, portanto, encontram-se fragilizadas e não indicam uma condição de equilíbrio ecológico.

**Figura 19.** Percentual de área central (AC) versus área de borda nos remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP



Esta redução de área florestal remanescente, quando considerada apenas as áreas centrais dos fragmentos, pode ser mais bem compreendida quando considerado o baixo número de áreas centrais (NDCA) apresentado na **Tabela 23**. A métrica NDCA indica o número de remanescentes florestais que apresentam área nuclear superior a zero, ou seja, todos os demais remanescentes não contabilizados aqui são constituídos exclusivamente por área de borda. As maiores reduções em termos de número de remanescentes, considerando a área central, foi nas bacias do Atibaia e Jaguari, cujos valores de NDCA foram 126 e 20.

**Tabela 23.** Dados relativos às métricas Área Central (AC) e Índice de Área Central (CAI) dos remanescentes florestais das bacias hidrográficas

Métricas	Bacias hidrográficas do município de Campinas/SP					
	Anhumas	Atibaia	Capivari	Capivari-Mirim	Jaguari	Quilombo
N. remanescentes	176	1368	323	75	324	53
NDCA	47	126	66	19	20	15
Área total (ha)	862,24	3298,19	1241,26	434,34	610,34	179,60
Área central (AC) (ha)	287,64	664,92	137,16	66,93	142,15	17,60
CAI (%)	33,36	20,16	11,05	15,41	23,29	9,80

Onde: NDCA = número de áreas centrais disjuntas; CAI: Índice de área central.

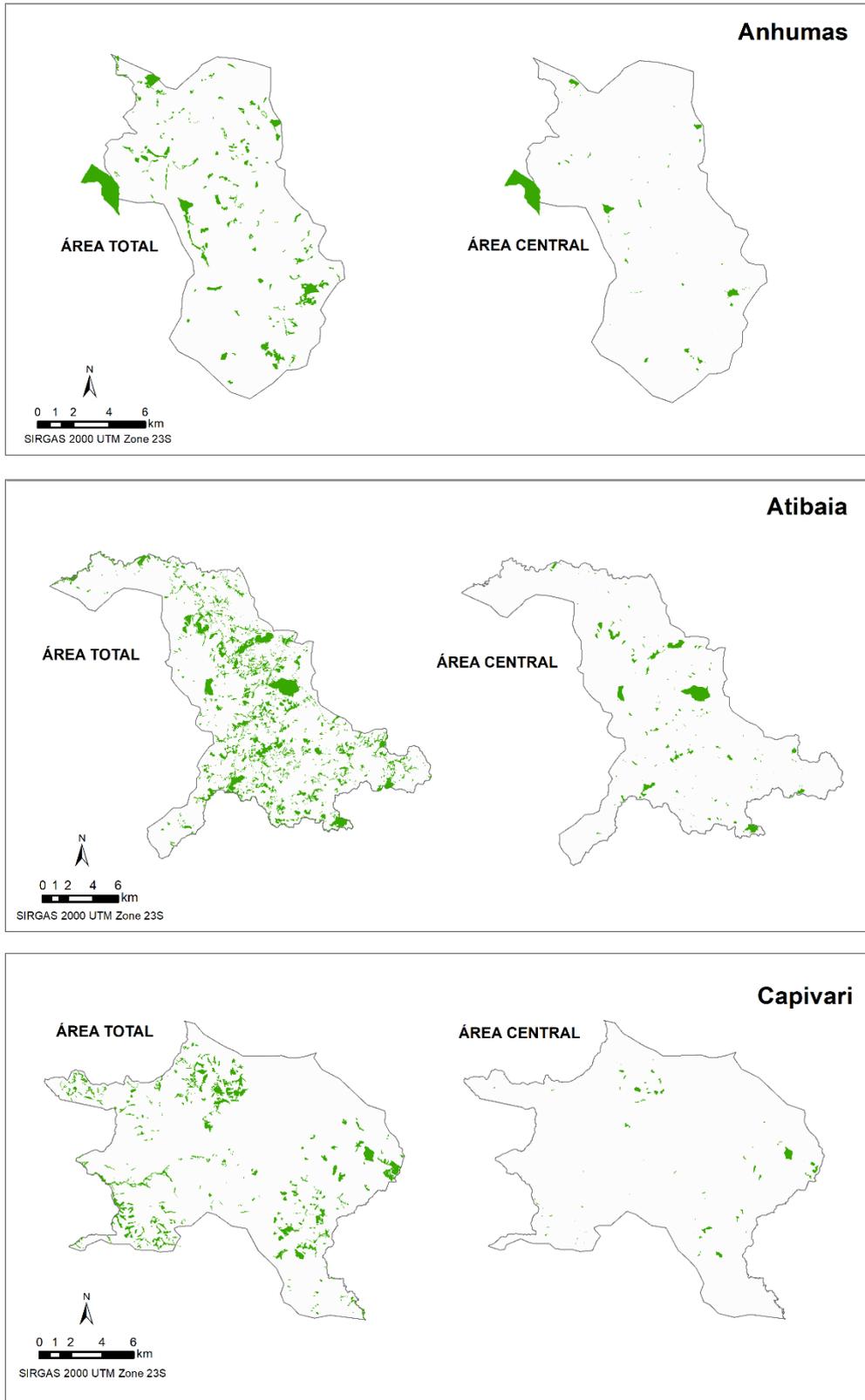
Esta condição pode estar tanto associada a presença predominante de remanescentes muito pequenos, quanto ao formato irregular e alongado dos mesmos (FERNANDES *et al.*, 2017; FERNANDES; FERNANDES, 2017; JESUS *et al.*, 2015)

Os baixos índices de área central (CAI) constatados, especialmente nas bacias do Capivari e Quilombo, são uma condição que afeta diretamente inúmeras espécies sensíveis que possuem requisitos ecológicos específicos, como área preservadas e ausência do efeito de borda. (MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016; JESUS *et al.*, 2015). Como destaca o Plano do Verde do município de Campinas, a diminuição da cobertura vegetal tem provocado o aumento da fragmentação florestal e do efeito de borda, o que pode diminuir a qualidade ambiental destas áreas, provocando sérios prejuízos à fauna e flora (CAMPINAS, 2015).

Os fenômenos de fragmentação e degradação de habitats consistem nas principais ameaças às espécies com distribuição restrita ou endêmica. Se por um lado a degradação causa redução da qualidade do habitat, resultando no desaparecimento das espécies sensíveis, já a fragmentação conduz ao isolamento das comunidades, o que também pode resultar em seu desaparecimento (COSTA; SANTOS, 2009).

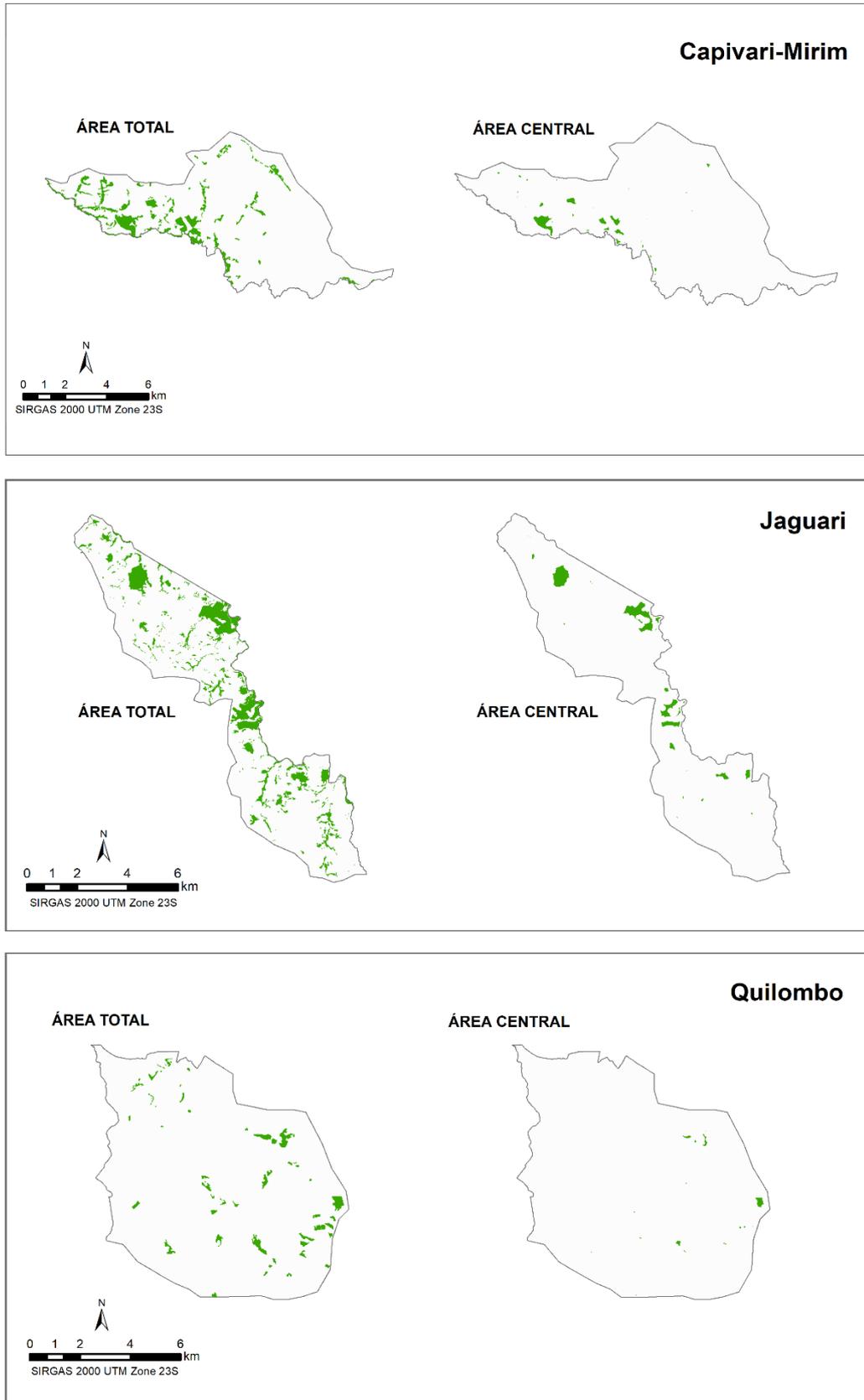
As **Figuras 20** e **21** demonstram a perda significativa de área florestal quando desconsideradas as áreas de borda dos remanescentes, inclusive perda total de alguns remanescentes, como já apresentado.

**Figura 20.** Área total versus Área Central (AC) nos remanescentes florestais das bacias hidrográficas do Anhumas, Atibaia e Capivari



Alessandra Leite da Silva

**Figura 21.** Área total versus Área Central (AC) nos remanescentes florestais das bacias hidrográficas do Capivari-Mirim, Jaguari e Quilombo



Alessandra Leite da Silva

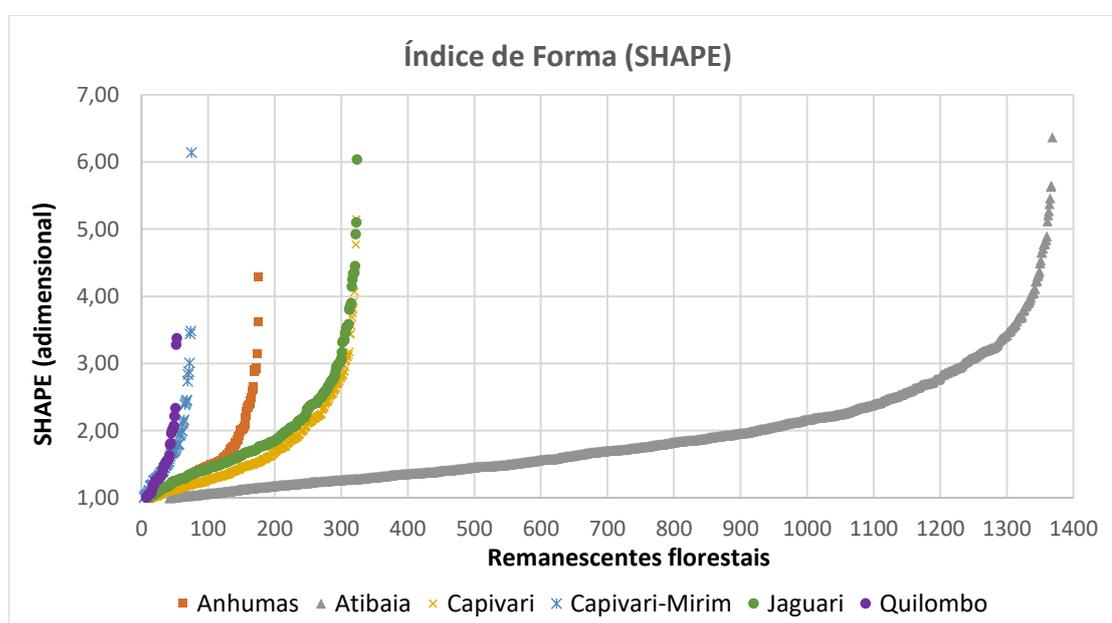
### 6.1.3 Índice de Forma (SHAPE)

Com relação ao Índice de Forma (SHAPE), constatou-se que os remanescentes florestais apresentam um comportamento bastante semelhante em todas as bacias hidrográficas do município. Apesar da predominância de valores considerados como medianos, a amplitude desta métrica foi bastante grande, chegando a 6,37 em um remanescente da bacia do Atibaia, o que indica um formato de fragmento bastante complexo. A **Tabela 24** e a representação gráfica da **Figura 22** demonstra de forma bem clara esta variação.

**Tabela 24.** Dados relativos à métrica SHAPE dos remanescentes florestais das bacias hidrográficas

	Bacias hidrográficas do município de Campinas/SP					
	Anhumas	Atibaia	Capivari	Capivari-Mirim	Jaguari	Quilombo
< 1,50	59,1%	40,1%	50,5%	49,3%	36,7%	66,0%
1,50 – 2,00	25,0%	27,0%	24,1%	29,3%	30,6%	18,9%
2,00 – 3,00	14,2%	23,0%	20,1%	16,0%	23,8%	11,3%
> 3,00	1,7%	9,9%	5,3%	5,3%	9,0%	3,8%
<b>Total</b>	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Mínimo	0,92	0,92	0,94	0,96	0,92	0,92
Máximo	4,29	6,37	5,15	6,14	6,04	3,37
Mediana	1,42	1,68	1,48	1,50	1,69	1,32
Média	1,54	1,88	1,70	1,70	1,90	1,45
Desvio-padrão	0,54	0,79	0,38	0,37	0,78	0,51

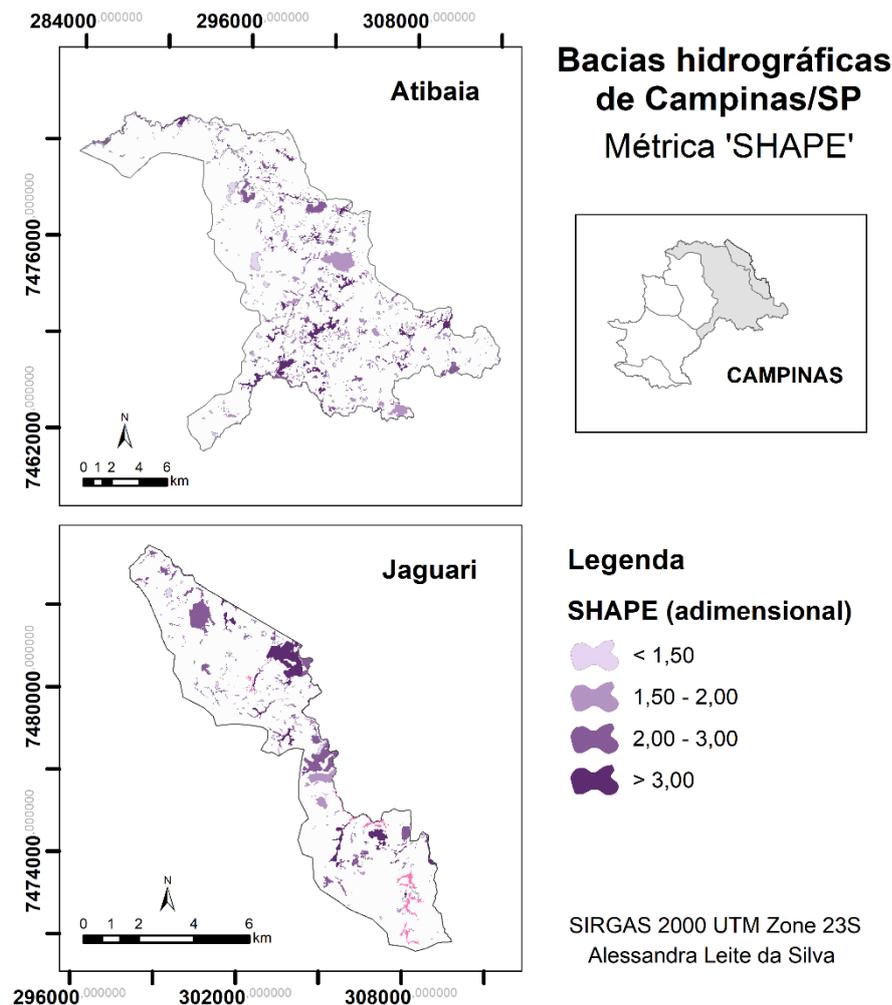
**Figura 22.** Variação do Índice de Forma (SHAPE) nos remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP



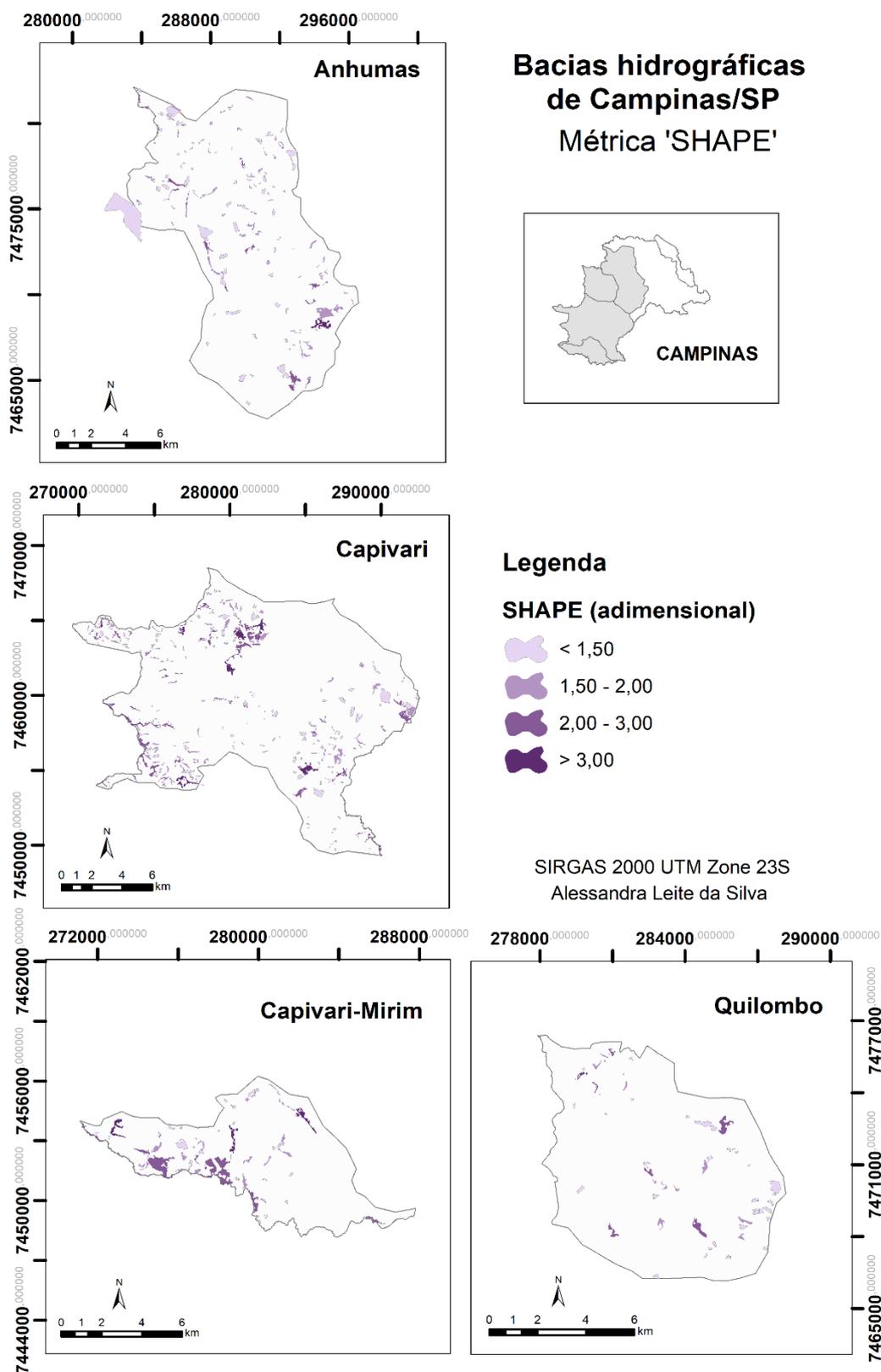
Estes resultados se aproximam da condição também verificada por Massoli, Statella e Santos (2016) na microbacia Sepotubinha, no Mato Grosso, onde os índices de forma (SHAPE) variaram de 1,09 a 11,32, com uma média de  $1,52 \pm 0,73$ , no ano de 2014. A microbacia Sepotubinha apresentava mais de 75 mil ha e, portanto, era maior até mesmo que a bacia do Atibaia (a maior de Campinas), entretanto, com condições de fragmentação bastante semelhantes às bacias hidrográficas de Campinas.

As **Figura 23 e 24** apresenta o mapa dos remanescentes florestais e sua classificação de acordo com a métrica SHAPE.

**Figura 23b.** Classificação dos remanescentes florestais de acordo com o Índice de Forma (métrica SHAPE) – Atibaia e Jaguari



**Figura 24.** Classificação dos remanescentes florestais de acordo com o Índice de Forma (métrica SHAPE) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo



De forma geral, como já mencionado, quanto maior a área total de um remanescente florestais, maior também será sua área central. Entretanto, o alto

grau de complexidade na forma destes, evidenciado por altos valores do índice de forma (SHAPE), podem fazer com que remanescentes de mesma área total apresentem grande diferença de área nuclear (CALEGARI *et al.*, 2010).

Tal como constatado nas bacias hidrográficas de Campinas/SP, no estudo de Calegari *et al.* (2010), os autores também identificaram um valor bastante reduzido do índice de área central médio nos remanescentes florestais da área de estudo (CAI = 30,2%); entretanto, como o valor médio do índice de forma também não havia sido alto, cerca de 1,738, os autores indicaram que a reduzida área nuclear é consequência do pequeno tamanho dos fragmentos.

Por sua vez, no estudo de Fernandes e Fernandes (2017), foi identificado justamente o oposto. Como os próprios autores ressaltam, comumente os remanescentes florestais de menor tamanho são aqueles mais suscetíveis ao efeito de borda; entretanto, na bacia hidrográfica do Rio Ubá/RJ a maior fragilidade dos remanescentes não está associada ao seu tamanho, mas ao seu formato mais irregular. Por conta dos resultados da métrica SHAPE terem sido próximos em todas as bacias e considerando as métricas AREA e CAI, já discutidas, deduz-se que a fragilidade dos remanescentes das bacias de Campinas provém principalmente do tamanho pequeno dos remanescentes florestais do que ao formato irregular dos mesmos.

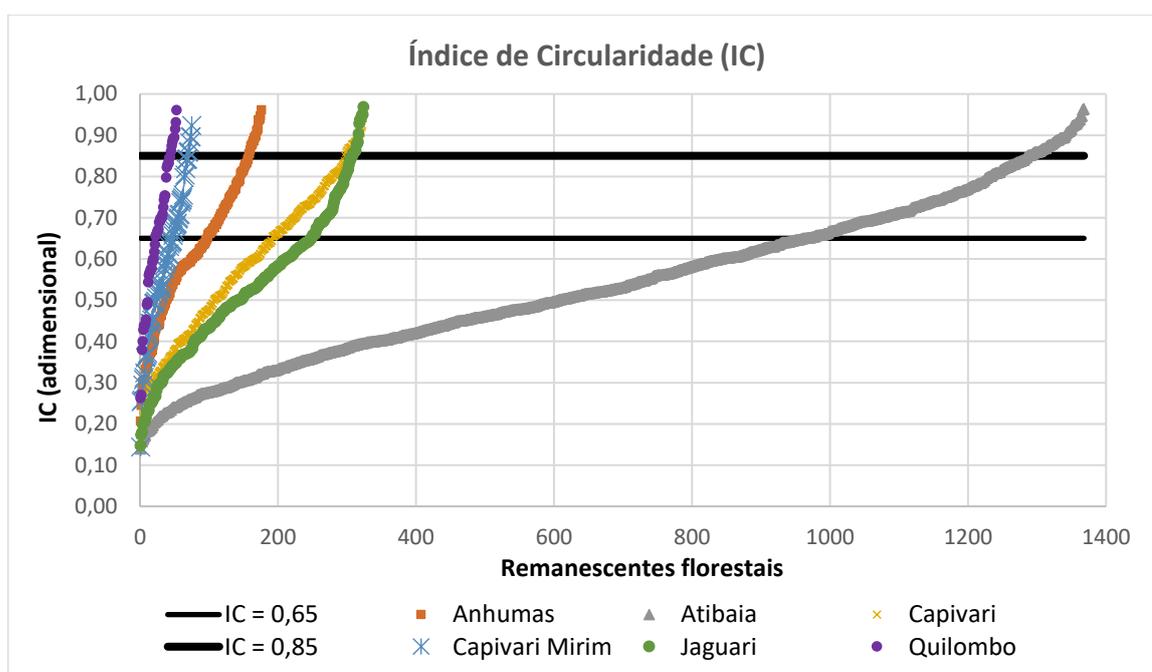
#### 6.1.4 Índice de Circularidade (IC)

Como mencionando anteriormente, um dos motivos pelos quais o índice de área central (CAI) foi tão baixo nas bacias hidrográficas analisadas, especialmente nas bacias do Anhumas e Quilombo, pode ser, além da predominância de remanescentes florestais pequenos e muitos pequenos, o formato irregular e/ou alongado dos mesmos. De acordo com o Índice de Circularidade (IC), em todas as bacias hidrográficas, os remanescentes florestais apresentam formato predominantemente alongado (IC < 0,65), seguido de remanescentes moderadamente alongados (IC entre 0,65 e 0,85) e apenas uma pequena parcela de remanescentes classificados como arredondados, o que seria o formato mais ideal (**Tabela 25**). A representação gráfica da **Figura 25** demonstra de forma bem clara esta variação.

**Tabela 25.** Dados relativos à métrica IC dos remanescentes florestais das bacias hidrográficas

Índice de Circularidade	Forma	Bacias hidrográficas do município de Campinas/SP					
		Anhumas	Atibaia	Capivari	Capivari-Mirim	Jaguari	Quilombo
< 0,65	Alongada	53,9%	69,3%	59,1%	62,7%	75,9%	41,5%
0,65 – 0,85	Moderadamente alongada	35,2%	15,5%	32,8%	29,3%	18,2%	37,7%
> 0,85	Arredondada	10,8%	15,2%	8,1%	8,0%	5,9%	20,8%
<b>Total</b>		100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Mínimo		0,21	0,14	0,17	0,14	0,15	0,26
Máximo		0,96	0,96	0,94	0,92	0,97	0,96
Mediana		0,63	0,53	0,60	0,59	0,53	0,67
Média		0,63	0,54	0,59	0,59	0,53	0,67
Desvio-padrão		0,17	0,18	0,21	0,18	0,18	0,17

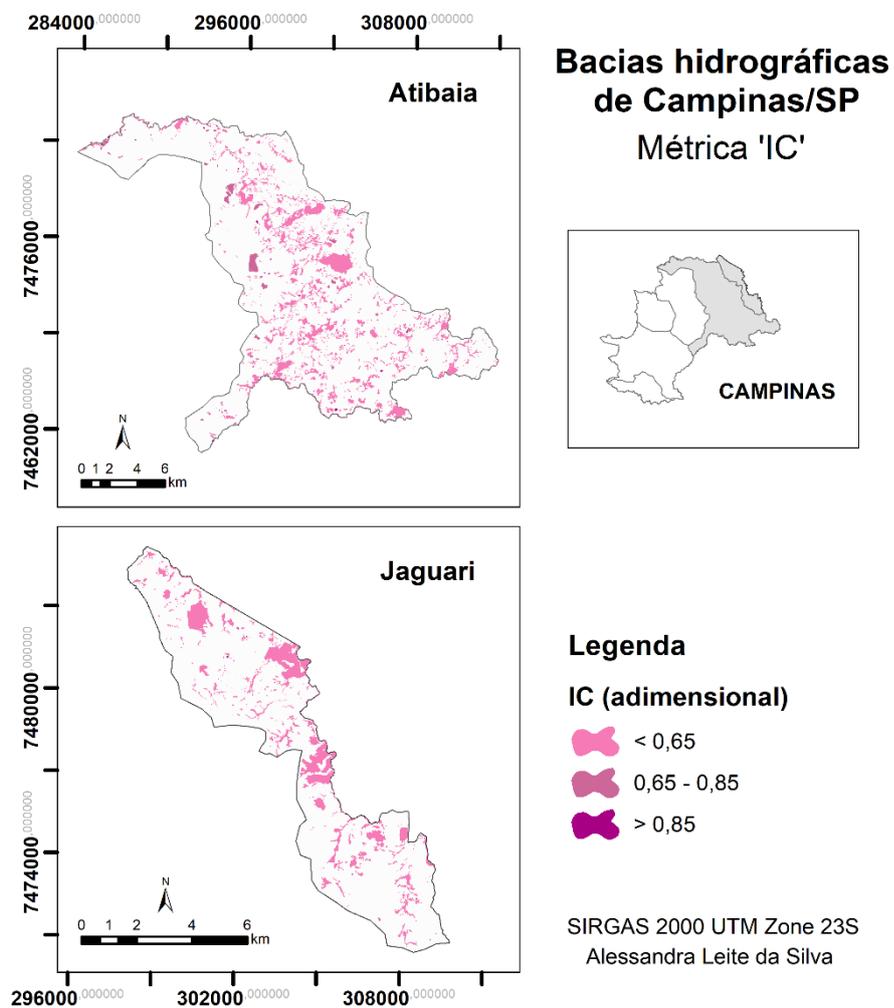
**Figura 25.** Índice de Circularidade (IC) nos remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP



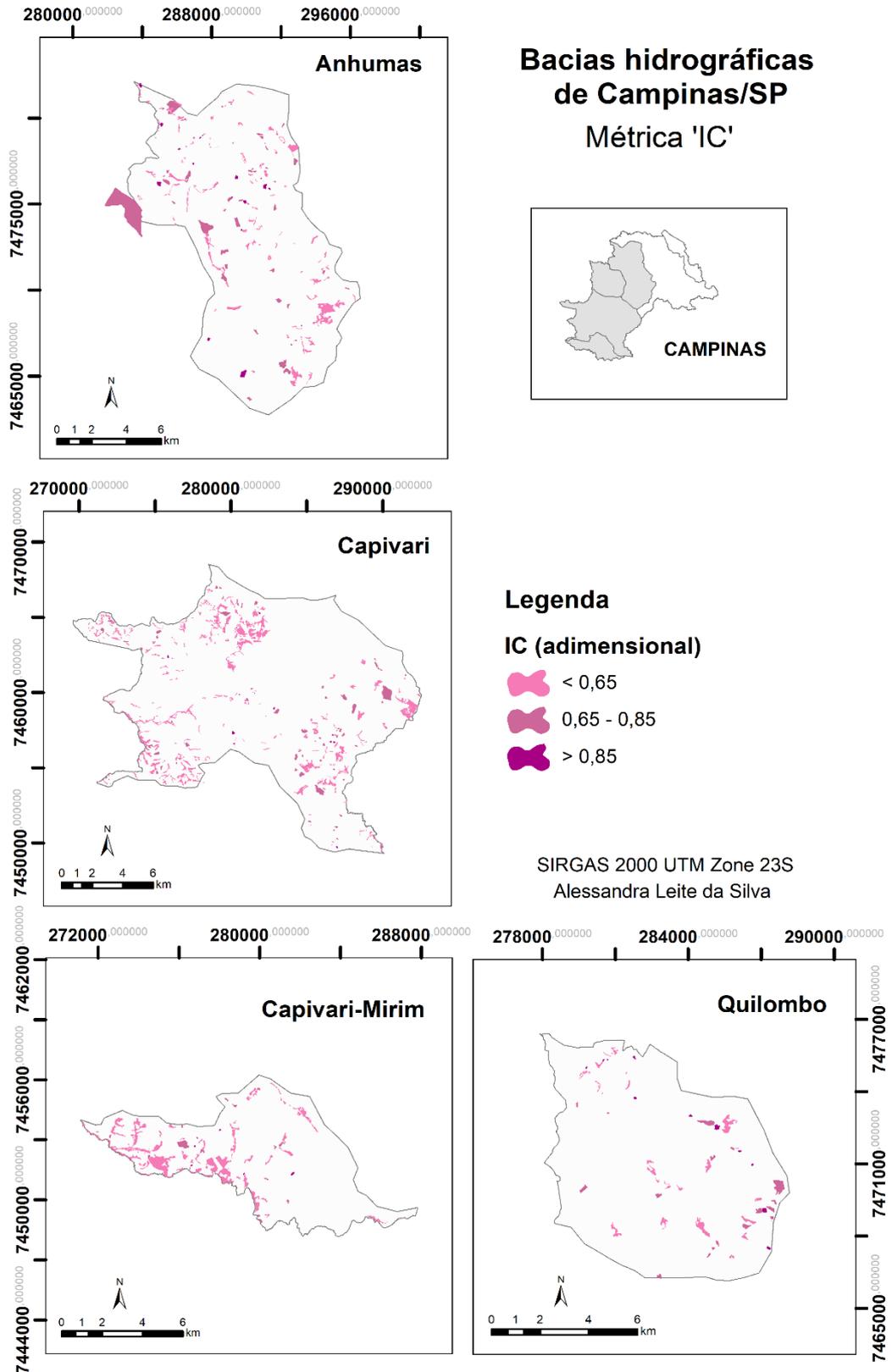
Sabendo-se que uma das mais significativas consequências da fragmentação florestal é o efeito de borda, a análise de índices relacionados à forma dos remanescentes como SHAPE e IC são essenciais. Isto porque, considerando o efeito de borda como distúrbios no ecossistema natural provocado pelos fatores que agem na área limítrofes entre o fragmento e seu entorno (BLUMENFELD *et al.*, 2016), remanescentes com formatos mais complexos e/ou mais alongados aumentam significativamente a área de contato entre o ecossistema florestal remanescente e a área modificada no seu entorno. As

Figuras 26 e 27 apresentam o mapa dos remanescentes florestais e sua classificação de acordo com a métrica IC.

**Figura 26.** Classificação dos remanescentes florestais de acordo com o Índice de Circularidade (métrica IC) – Atibaia e Jaguari



**Figura 27.** Classificação dos remanescentes florestais de acordo com o Índice de Circularidade (métrica IC) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo



### 6.1.5 Distância do Vizinho mais Próximo (ENN)

Pela análise da métrica ENN constatou-se comportamentos distintos com relação à distância do vizinho mais próximo dos remanescentes florestais das bacias hidrográficas analisadas. A partir dos dados apresentados na **Tabela 26** nota-se que os remanescentes florestais com menor distância média para com outros remanescentes pertencem às bacias do Atibaia e Jaguari. Nestas bacias, mais de 70% dos remanescentes encontram-se a menos de 60 m do seu vizinho mais próximo. Isto pode representar um fator positivo, indicando a possibilidade de melhor fluxo gênico tanto de fauna quanto de sementes (FERNANDES *et al.*, 2017).

**Tabela 26.** Dados relativos à métrica ENN dos remanescentes florestais das bacias hidrográficas

ENN (m)	Bacias hidrográficas do município de Campinas/SP					
	Anhumas	Atibaia	Capivari	Capivari-Mirim	Jaguari	Quilombo
< 60,00	52,8%	80,8%	52,3%	58,7%	75,3%	32,1%
60,00 – 120,00	14,2%	11,7%	19,5%	14,7%	14,8%	18,9%
120,00 – 200,00	10,2%	4,7%	11,5%	9,3%	6,2%	17,0%
> 200,00	22,7%	2,9%	16,7%	17,3%	3,7%	32,1%
<b>Total</b>	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,38
Máximo	1.182,53	985,44	1.294,85	940,05	335,41	1.767,64
Mediana	48,53	16,94	54,22	51,24	20,16	105,21
Média	146,73	42,03	116,73	115,87	45,82	255,72
Desvio-padrão	211,14	75,78	172,04	176,62	59,94	366,74

Onde ENN: Distância do vizinho mais próximo.

Por outro lado, as maiores distâncias e as maiores médias de ENN foram identificadas nas bacias do Quilombo, Anhumas e Capivari. São estas as bacias com maior grau de urbanização em Campinas. Pela avaliação do uso e ocupação do solo apresenta no item 4.3 constatou-se que apresentam, respectivamente, 48,83%, 54,91% e 47,03% de sua área total com uso do solo classificado como Classe 4, ou seja, áreas de altíssimo uso e ocupação do solo, como: solo exposto, áreas degradadas, ruas pavimentadas, edificações, etc.

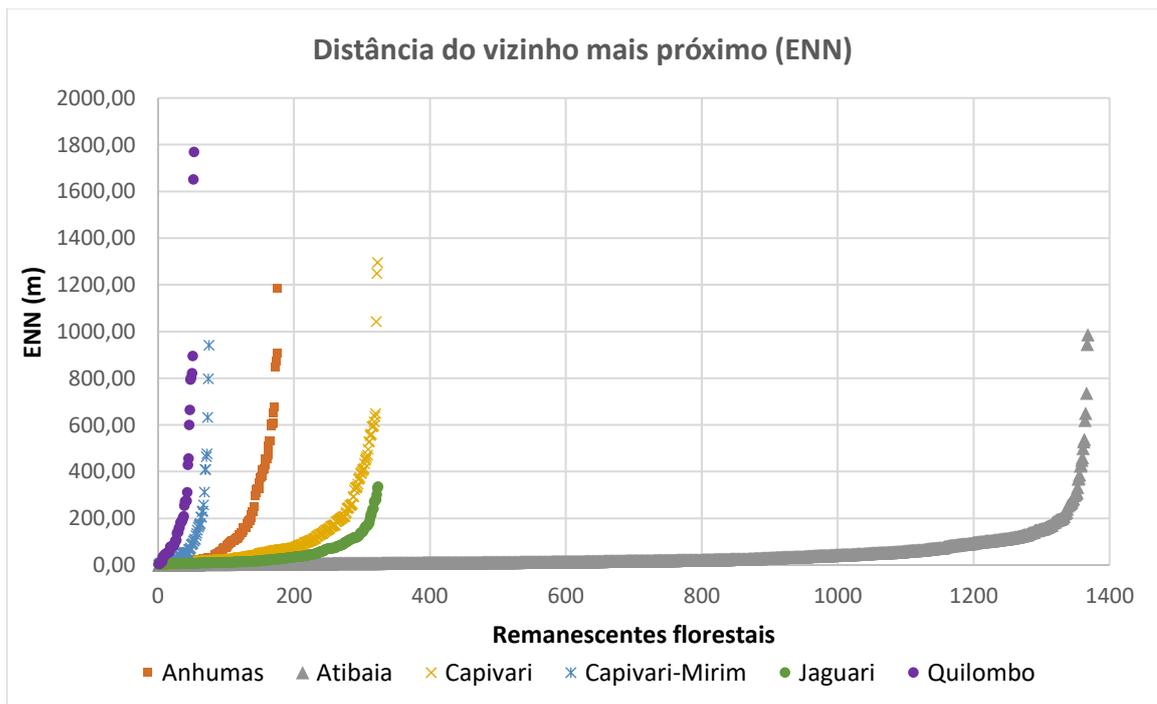
Estas constatações permitem observar a estreita relação entre o grau de uso e ocupação do solo e a fragmentação das paisagens, que conduz à perda de conectividade entre os habitats naturais. Além disso, é importante considerar que, individualmente, o grau de isolamento dos remanescentes pode não refletir

exatamente a conectividade estrutural e funcional de determinada paisagem; isto porque fatores como a permeabilidade da matriz, são fatores determinantes (MORO; MILAN, 2016). Ou seja, o uso e ocupação no entorno destes remanescentes pode indicar se há condições ou não de conectividade estrutural e funcional desta paisagem, o que será mais bem discutido pelas métricas CONNECT e BORDA.

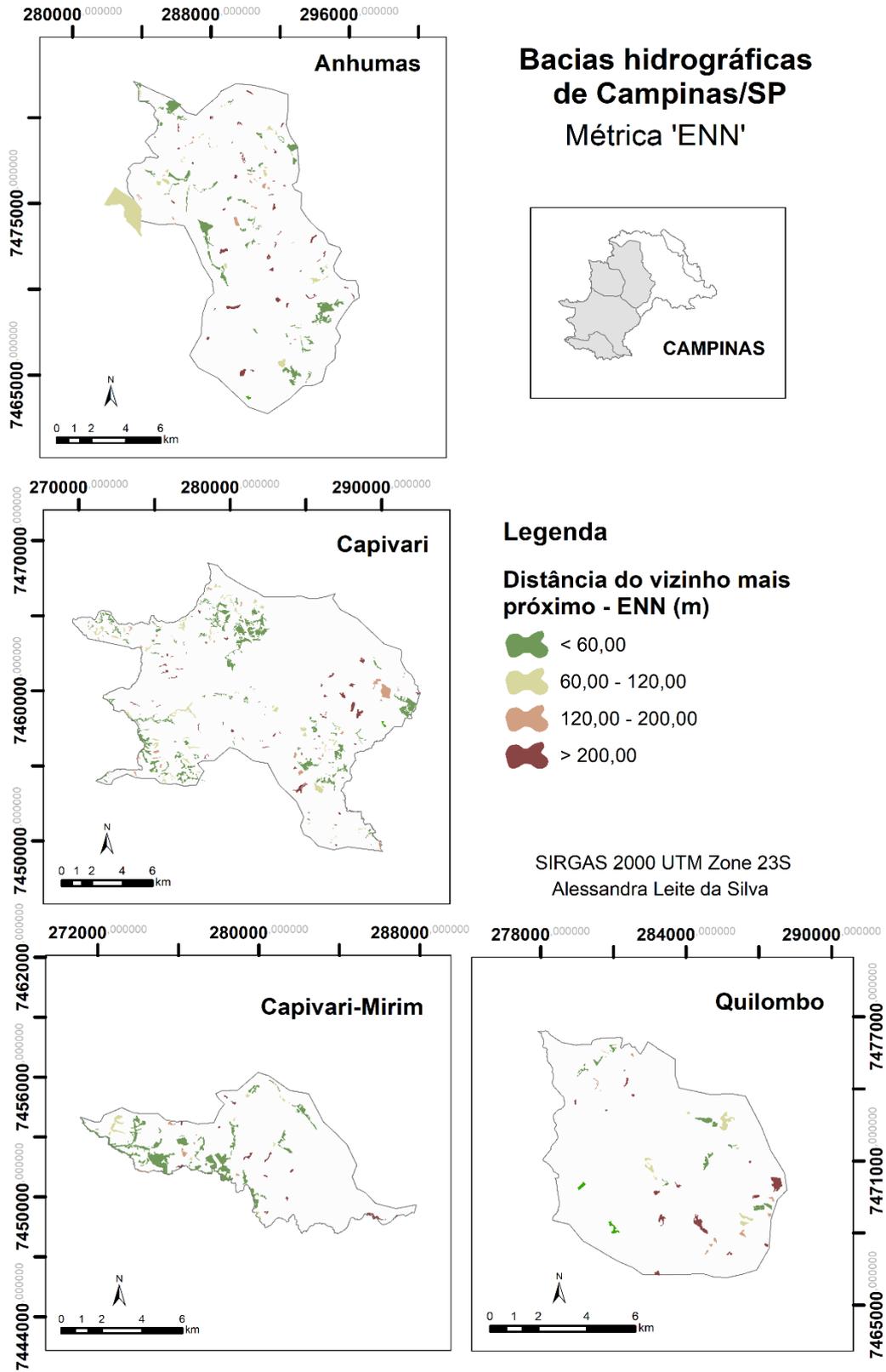
O estudo de Jesus *et al.* (2015) apontou a grande predominância de fragmentos pequenos e próximos uns aos outros ao constatar que 85% dos remanescentes avaliados apresentavam área inferior a 45 ha e eram estes os que apresentavam maiores condições de proximidade com outros. Em contrapartida, os remanescentes maiores apresentaram também maior distanciamento em relação uns aos outros (JESUS *et al.*, 2015).

Além disso, o elevado desvio-padrão de ENN em todas as bacias indica quão grande é a dispersão destes dados; ou seja, existem remanescentes florestais com valores bastante distantes da média, como é visível na **Figura 28**. Por sua vez, nas **Figuras 29 e 30** são apresentados espacialmente os remanescentes florestais de cada bacia e sua classificação quanto à distância do vizinho mais próximo.

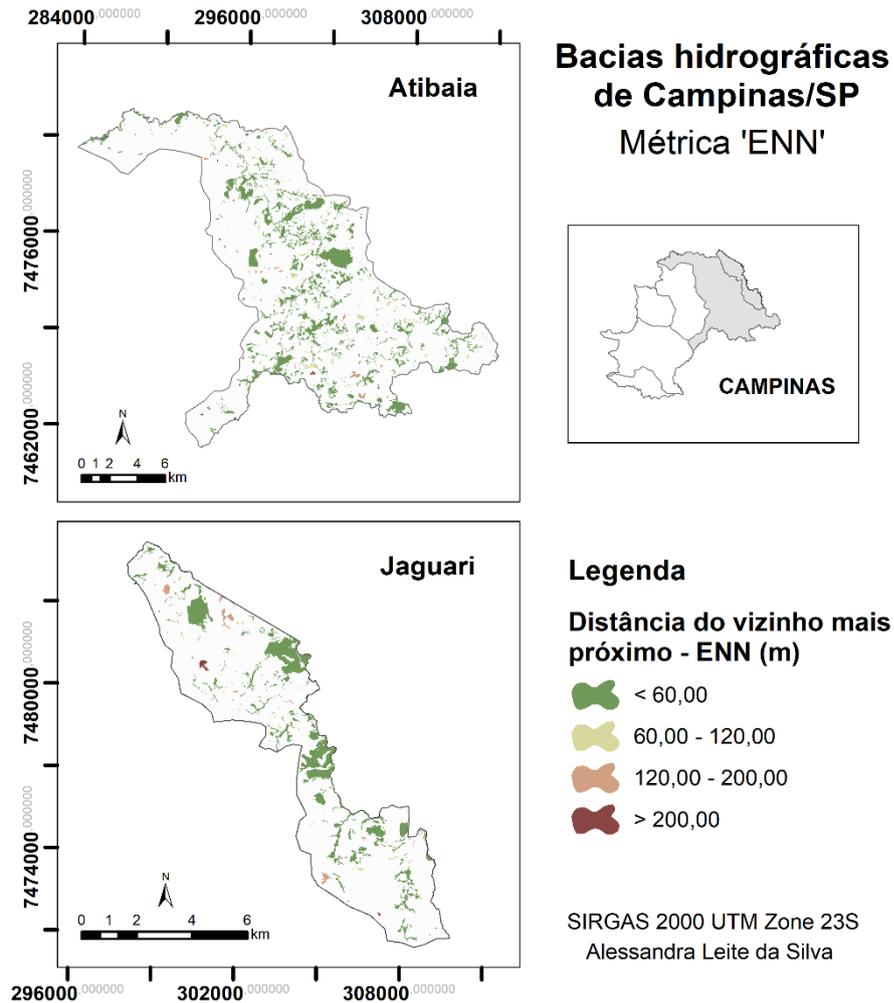
**Figura 28.** Distância do vizinho mais próximo (ENN) nos remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP



**Figura 29.** Classificação dos remanescentes florestais de acordo com a Distância do Vizinho mais Próximo (métrica ENN) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo



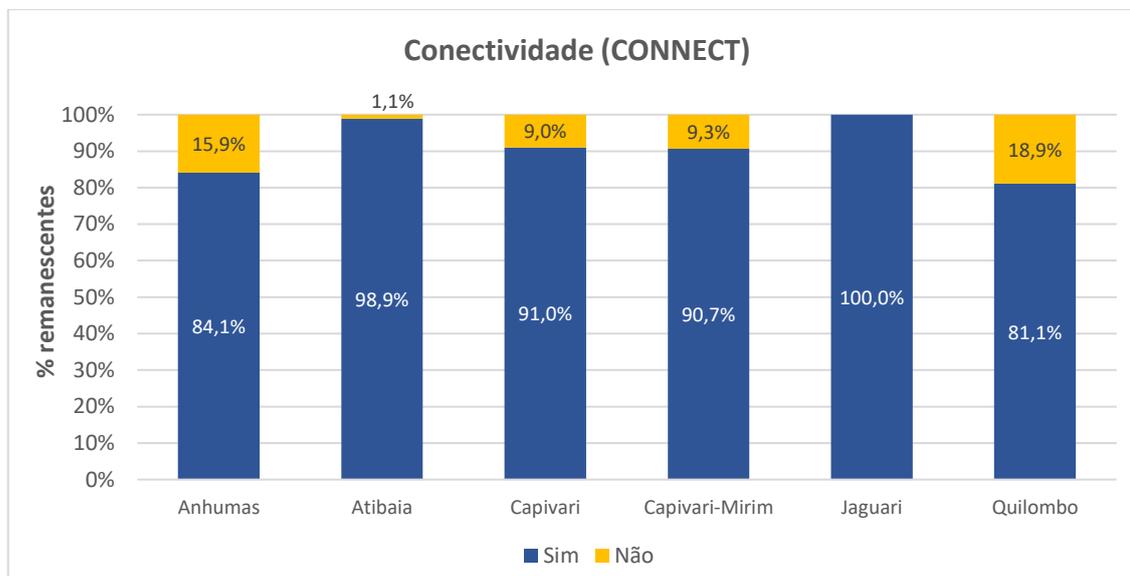
**Figura 30.** Classificação dos remanescentes florestais de acordo com a Distância do Vizinho mais Próximo (métrica ENN) – Atibaia e Jaguari



### 6.1.6 Conectividade/ Isolamento (CONNECT)

Apesar de valores de ENN extremos, próximos a 1.000 m, a maioria dos remanescentes florestais não estão distantes uns dos outros à uma distância superior a 200 m, o que é evidenciado pela métrica que avalia a conectividade da paisagem (CONNECT). Pela análise dessa métrica avaliou-se quantos remanescentes apresentam conexão com outro(s) em uma distância máxima de 350 m. Verificou-se que na bacia do Jaguari 100% dos remanescentes apresentam conectividade com outros remanescentes; este percentual é também alto em todas as outras bacias, especialmente na bacia do rio Atibaia (**Figura 31**).

**Figura 31.** Percentual de área central (AC) versus área de borda nos remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP

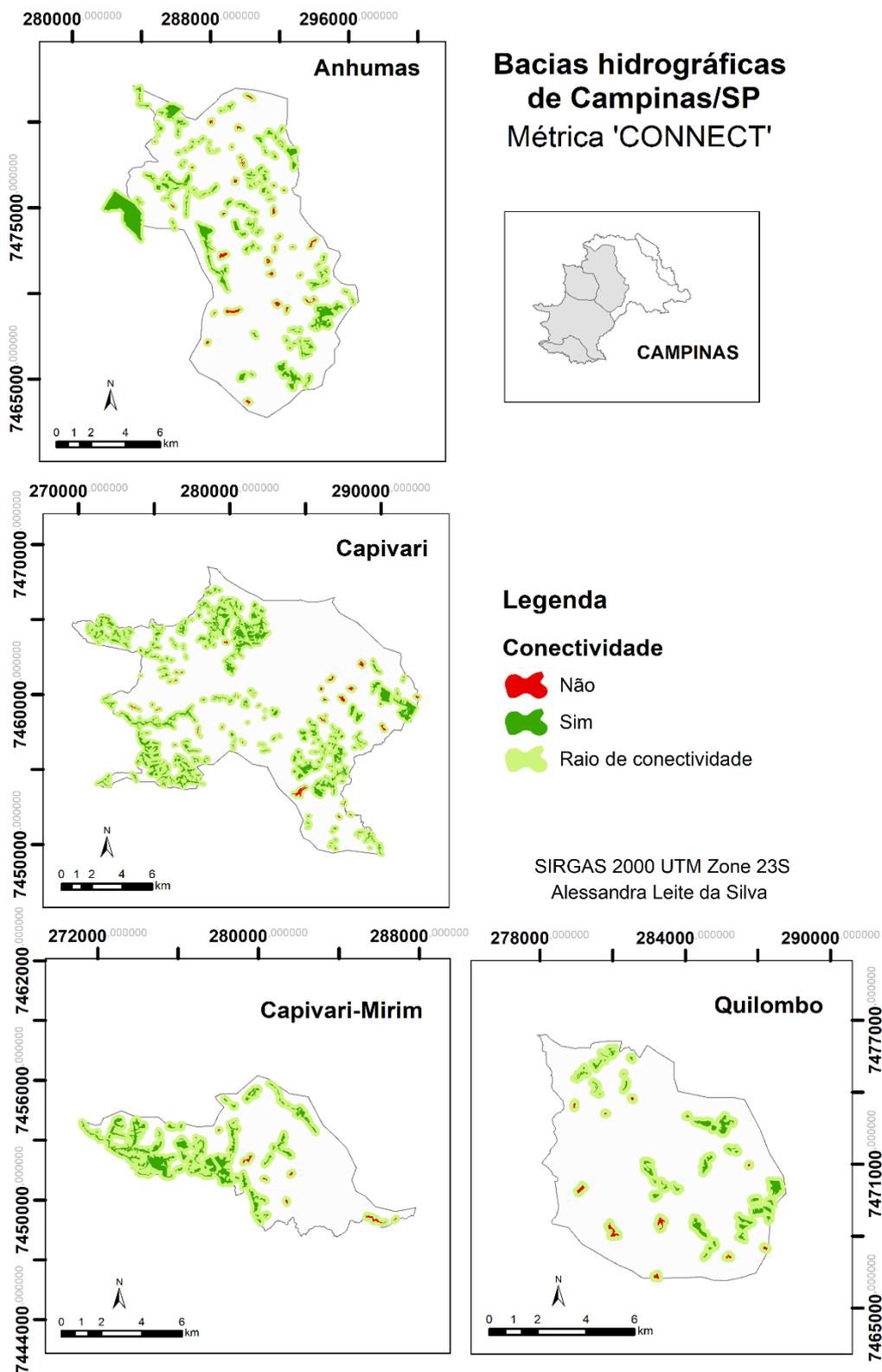


Vale lembrar, como já apresentado anteriormente, que tanto a métrica ENN quanto CONNECT descrevem a conectividade em termos de isolamento ou não dos remanescentes com relação uns aos outros. Entretanto, índices que avaliam apenas a conectividade estrutural podem não ser considerados ecologicamente realistas e, portanto, devem ser analisados considerando outros indicadores também, a fim de verificar não apenas a conectividade estrutural como funcional entre os remanescentes (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007; FERNANDES; FERNANDES, 2017; MORO; MILAN, 2016).

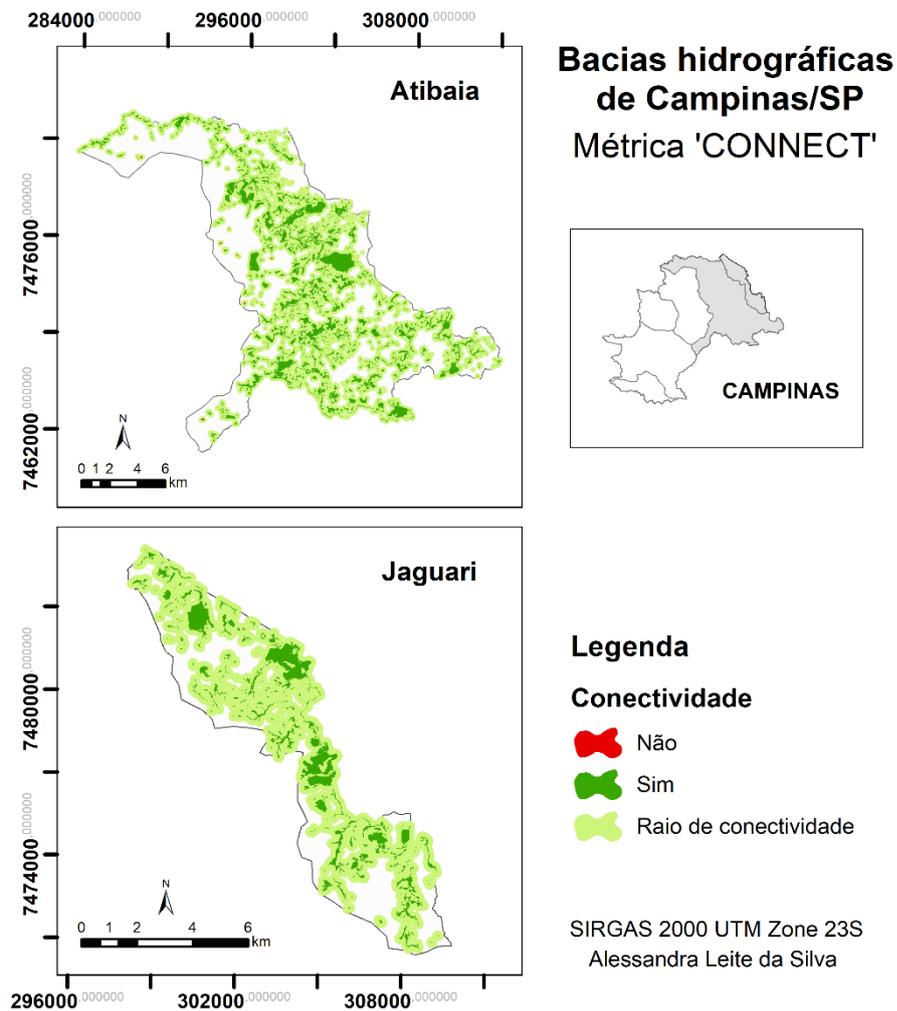
Pelas **Figuras 32 e 33**, na qual estão apresentados espacialmente os remanescentes florestais e o raio de conectividade, é possível notar os poucos remanescentes florestais que se encontram completamente isolados, considerando este raio. Sendo assim, considerando estas condições de conectividade e as condições de uso e ocupação do solo apresentadas no item 4.3, verifica-se aqui um grande potencial para o estabelecimento de corredores ecológicos, sobretudo em bacias como Atibaia e Jaguari e regiões específicas de outras bacias. De forma geral, os corredores ecológicos consistem em uma estratégia que visa reduzir os efeitos da fragmentação florestal, através de ações voltadas para a conexão de remanescentes florestais. Desta forma, é construída na paisagem uma matriz permeável que garante o deslocamento e dispersão das espécies da fauna e da

flora (PEREIRA; CESTARO, 2016; MORAES; MELLO; TOPPA, 2015). Esta é inclusive uma das prioridades definidas no Código Florestal (Lei Nº 12.651/2012).

**Figura 32.** Classificação dos remanescentes florestais de acordo com a Conectividade (métrica CONNECT) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo



**Figura 33.** Classificação dos remanescentes florestais de acordo com a Conectividade (métrica CONNECT) – Atibaia e Jaguari



Como destacam Pereira e Cestaro (2016) os estudos referentes aos corredores ecológicos requerem uma percepção multidisciplinar, que integre elementos físico-naturais, biológicos, socioeconômicos e legislação pertinente. Para tanto, devem partir de macroescalas e alcançar escalas de detalhes que permitam avaliar a possibilidade de efetiva conexão entre os remanescentes florestais. Quanto a isso, Crouzeilles *et al.* (2014) destacam não apenas a existência de remanescentes intermediários que possibilitem o fluxo de fauna e flora quanto a capacidade de dispersão das espécies.

No caso de Campinas/SP, o Plano do Verde e o Plano Diretor do município reconhecem a atual perda de biodiversidade de fauna e flora decorrentes da fragmentação dos habitats naturais e propõem algumas diretrizes para evitar, dentre outros problemas, que o desmatamento descontrolado e a expansão urbana

sem planejamento promovam ainda mais perda para os ecossistemas naturais locais. Uma destas propostas é justamente a promoção do reequilíbrio do ecossistema através da conservação e recuperação dos remanescentes florestais e criação de corredores ecológicos entre eles. Neste contexto, as áreas marginais do Rio Atibaia constituem-se de áreas prioritárias indicadas para a implantação destes corredores ecológicos (CAMPINAS, 2017; CAMPINAS, 2015).

Outra constatação importante a ser ressaltada é a associação entre os fatores ‘tamanho pequeno’ e ‘baixo grau de isolamento’ ou ‘alta conectividade’. Isto porque o processo de fragmentação pode vir a transformar um fragmento de maior área em fragmentos menores, porém, próximos entre si, visto terem origem de um mesmo remanescente, como identificado também por Massoli, Statella e Santos (2016) e Jesus *et al.* (2015). Esta é justamente uma das consequências da fragmentação, especialmente oriunda do processo de urbanização, que passa a transformar consideravelmente a paisagem natural através de mudanças no uso e ocupação do solo, aumentando a ação antrópica no meio ambiente e a pressão sobre os recursos naturais, neste caso, sobre os remanescentes florestais (PATRA *et al.*, 2018; JESUS *et al.*, 2015).

#### **6.1.7 Proximidade entre Remanescentes Florestais e a Malha Viária (PROXVIAS)**

A proximidade dos remanescentes florestais com a malha viária é um fator significativo que atua como fonte de pressão, aumentando a perturbação ambiental sobre estas áreas florestais. Através da métrica PROXVIAS constatou-se que em todas as bacias hidrográficas a maior parte dos remanescentes encontra-se a menos 60 m de alguma via (logradouro) (**Tabela 27**). Vale lembrar que, de acordo com Fengler *et al.* (2015), somente a partir dos 200 m de distância os efeitos da malha viária sobre a qualidade dos remanescentes começam a se tornar pouco efetivos. Além disso, quanto menor a distância entre um fragmento e as vias de acesso, maior é sua prioridade de recuperação (FENGLER *et al.*, 2015; FREITAS *et al.*, 2013).

**Tabela 27.** Dados relativos à métrica PROXVIAS dos remanescentes florestais das bacias hidrográficas

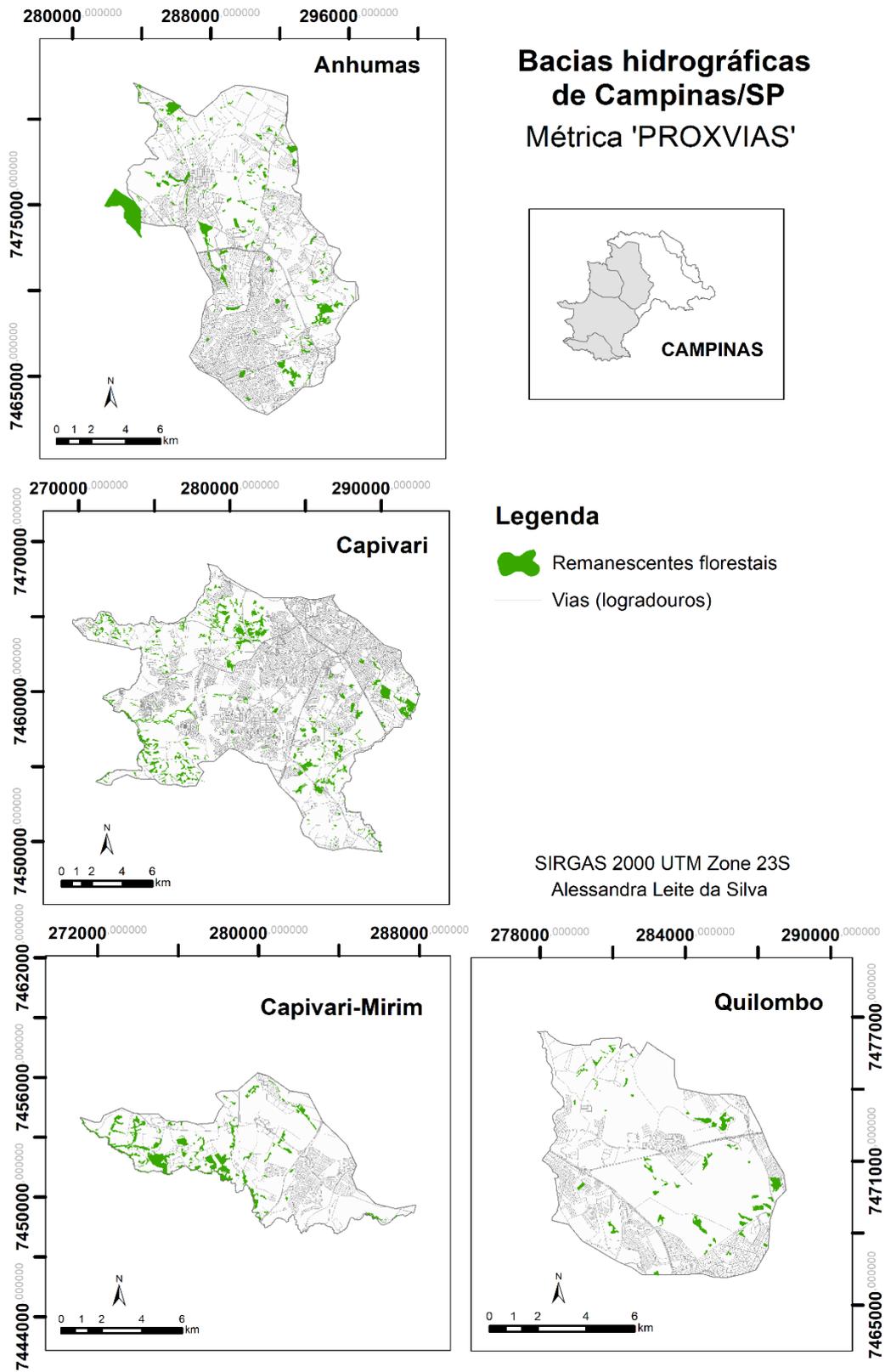
PROXVIAS (m)	Bacias hidrográficas do município de Campinas/SP					
	Anhumas	Atibaia	Capivari	Capivari-Mirim	Jaguari	Quilombo
< 60,00	70,5%	58,3%	62,2%	81,3%	34,9%	47,2%
60,00 – 120,00	9,7%	17,2%	9,9%	6,7%	19,4%	15,1%
120,00 – 200,00	9,7%	11,9%	10,8%	5,3%	19,4%	15,1%
> 200,00	10,2%	12,6%	17,0%	6,7%	26,2%	22,6%
<b>Total</b>	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Máximo	597,87	846,63	672,10	457,81	684,97	766,53
Mediana	9,75	36,81	26,77	8,04	106,20	71,42
Média	63,42	81,59	93,54	41,88	142,11	139,56
Desvio-padrão	105,87	40,79	135,15	82,66	140,13	69,78

Onde PROXVIAS: Proximidade entre Remanescentes Florestais e a Malha Viária.

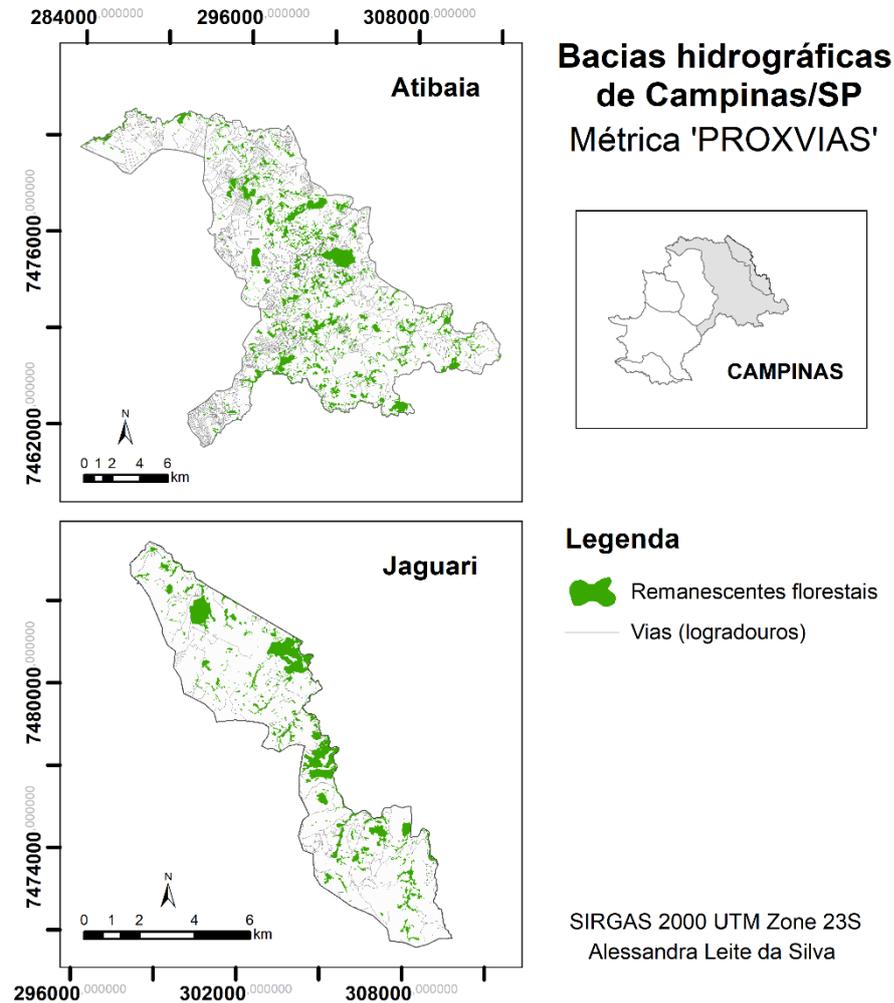
As menores médias e valores medianos de PROXVIAS foram identificados nas bacias do Anhumas e Capivari (Tabela 29). Como já descrito, essas são bacias com alto grau de urbanização, evidenciado pelo alto percentual de uso e ocupação do solo classificadas como Classe 4 (item 4.3). A bacia do Anhumas compreende uma das primeiras regiões de urbanização no município de Campinas e que, até os dias de hoje, abriga as maiores concentrações demográficas, concentrando também o processo de verticalização no município (CARPI Jr. et al, 2006).

Por sua vez, a bacia do Capivari engloba uma área de expansão desenvolvida a sul, em direção à Rodovia Anhanguera e ao Aeroporto de Viracopos, caracterizada por loteamentos dispersos e padrões urbanísticos precários; desta forma, houve instalação da população de baixa renda se instalou, promovendo o surgimento inclusive de favelas. Mais recentemente, com o processo de ampliação do Aeroporto e as legislações envolvidas no processo, o surgimento de novos parcelamentos nessa área tem sido inibido. Entretanto, ocupações irregulares e favelas continuando se expandindo nessa área, de forma correspondente ao crescimento populacional (CAMPINAS, 2017). As **Figuras 34 e 35** apresentam a distribuição espacial dos logradouros considerados para esta análise em cada bacia.

**Figura 34.** Remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP e logradouros (métrica PROXVIAS) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo

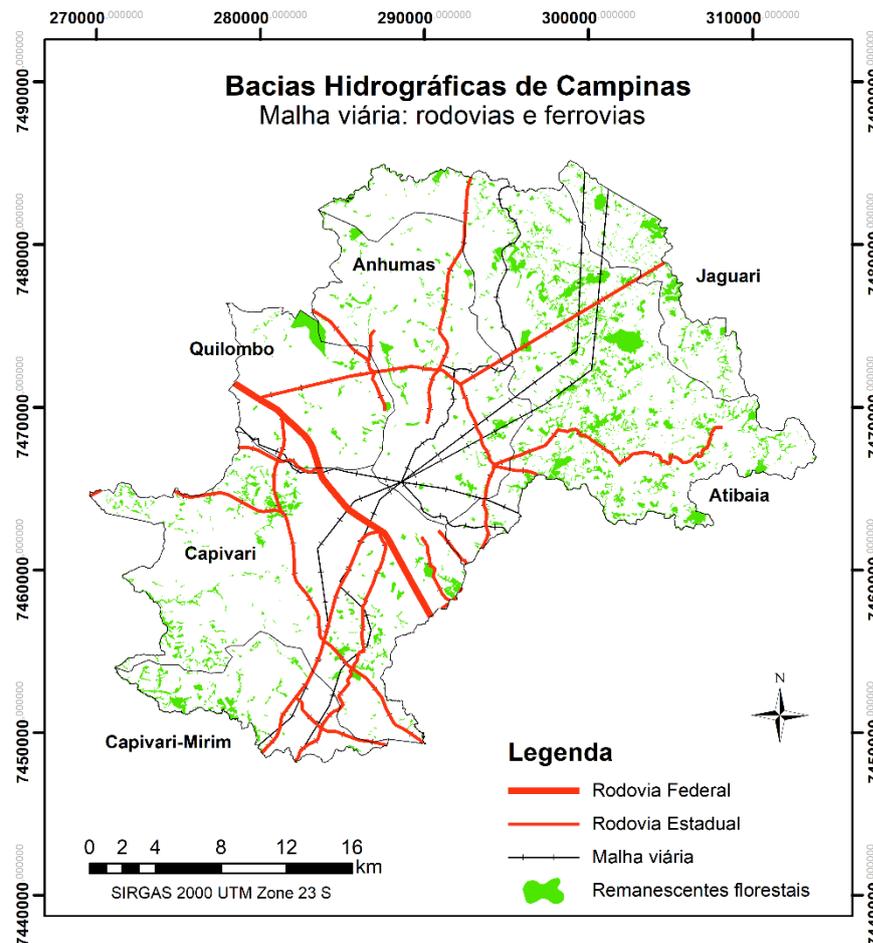


**Figura 35.** Remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP e logradouros (métrica PROXVIAS) – Atibaia e Jaguari



É importante destacar que a área contempla também alguns trechos de ferroviárias e rodovias estaduais (**Figura 36**); inclusive importantes rodovias passam pela região, como é o caso da Rod. Anhanguera (SP-330); Rod. D. Pedro I (SP-065); Rod. Gov. Dr. Adhmar Pereira de Barros (SP-340); Rod. Prof. Zeferino Vaz, dentre outras.

**Figura 36.** Rodovias e ferrovias nas bacias hidrográficas de Campinas



### 6.1.8 Proximidade a Curso d'água (PROXRIOIS)

Se por um lado a proximidade dos remanescentes florestais com a malha viária e outras atividades antrópicas é um fator prejudicial à sua qualidade ambiental, por outro lado, a proximidade à corpos d'água pode ser um fator duplamente positivo. Isto porque, tal proximidade garante não apenas o fornecimento de recursos hídricos para a biota local e suas relações ecossistêmicas, como também assegura a proteção dos recursos hídricos em termos de quantidade e qualidade.

Como já ressaltado, as áreas florestais remanescentes e outras infraestruturas verde garantem a proteção dos mananciais hídricos através da prevenção de erosão e assoreamento em corpos d'água; redução da compactação do solo pelo efeito da chuva; aumento da infiltração de águas pluviais e

consequente recarga das águas subterrâneas (PATRA *et al.*, 2018; MENEZES *et al.*, 2016; HERZOG; ROSA, 2010).

A distância média entre os remanescentes florestais e o curso d'água mais próximo (PROXRIO) variou de bacia hidrográfica para bacia hidrográfica. Constatou-se que a bacia do Quilombo é o local onde os remanescentes encontram-se mais distantes dos cursos d'água, com 22,6% deles a mais 200 m de distância. A menor média foi identificada na bacia do Capivari; entretanto, é na bacia do Jaguari que se encontrou o menor valor máximo de PROXRIO (**Tabela 28**).

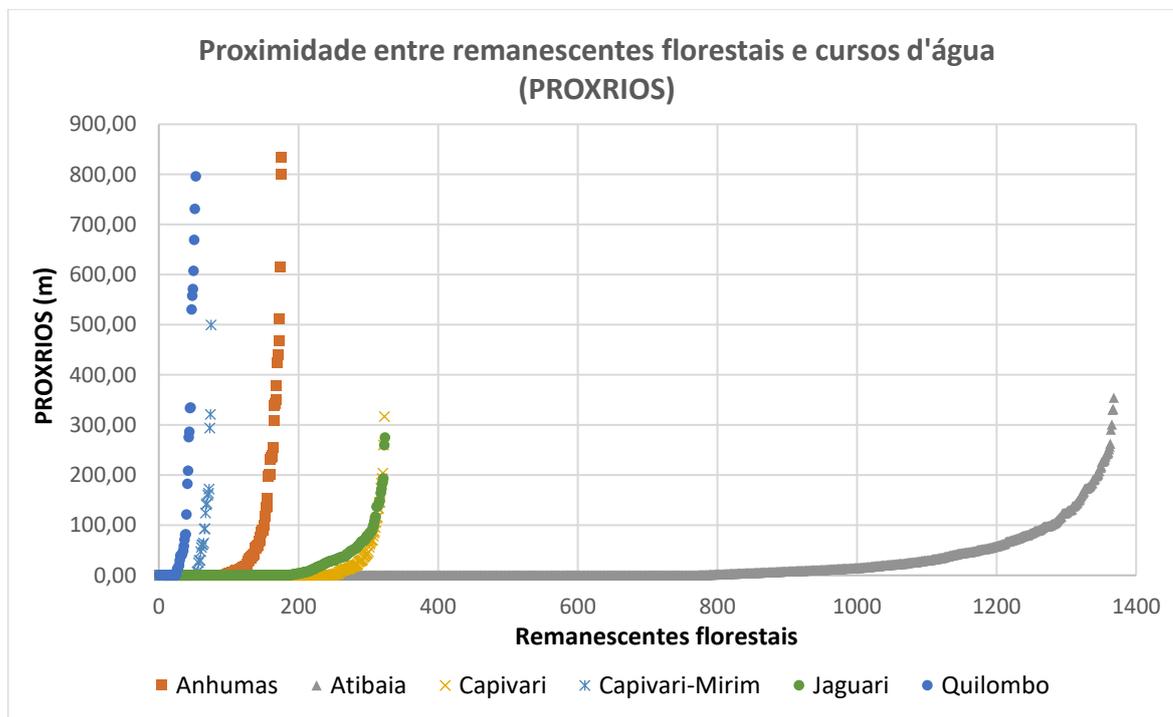
**Tabela 28.** Dados relativos à métrica PROXRIO dos remanescentes florestais das bacias hidrográficas

PROXRIO (m)	Bacias hidrográficas do município de Campinas/SP					
	Anhumas	Atibaia	Capivari	Capivari-Mirim	Jaguari	Quilombo
< 60,00	81,3%	87,9%	93,2%	81,3%	88,6%	67,9%
60,00 – 120,00	5,7%	6,6%	3,7%	6,7%	7,4%	5,7%
120,00 – 200,00	2,3%	3,7%	2,2%	8,0%	3,4%	3,8%
> 200,00	10,8%	1,8%	0,9%	4,0%	0,6%	22,6%
<b>Total</b>	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Máximo	833,18	354,49	316,48	499,23	274,35	795,69
Mediana	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,42
Média	56,44	21,84	12,10	34,57	20,38	128,12
Desvio-padrão	134,52	47,51	37,76	83,56	40,84	218,70

Onde PROXRIO: Proximidade a curso d'água.

Apesar disso, o alto desvio-padrão de PROXRIO indica quão grande é a dispersão destes dados; ou seja, existe considerável variação por conta de remanescentes florestais com valores bastante distantes da média, como demonstrado através representação gráfica da **Figura 37**.

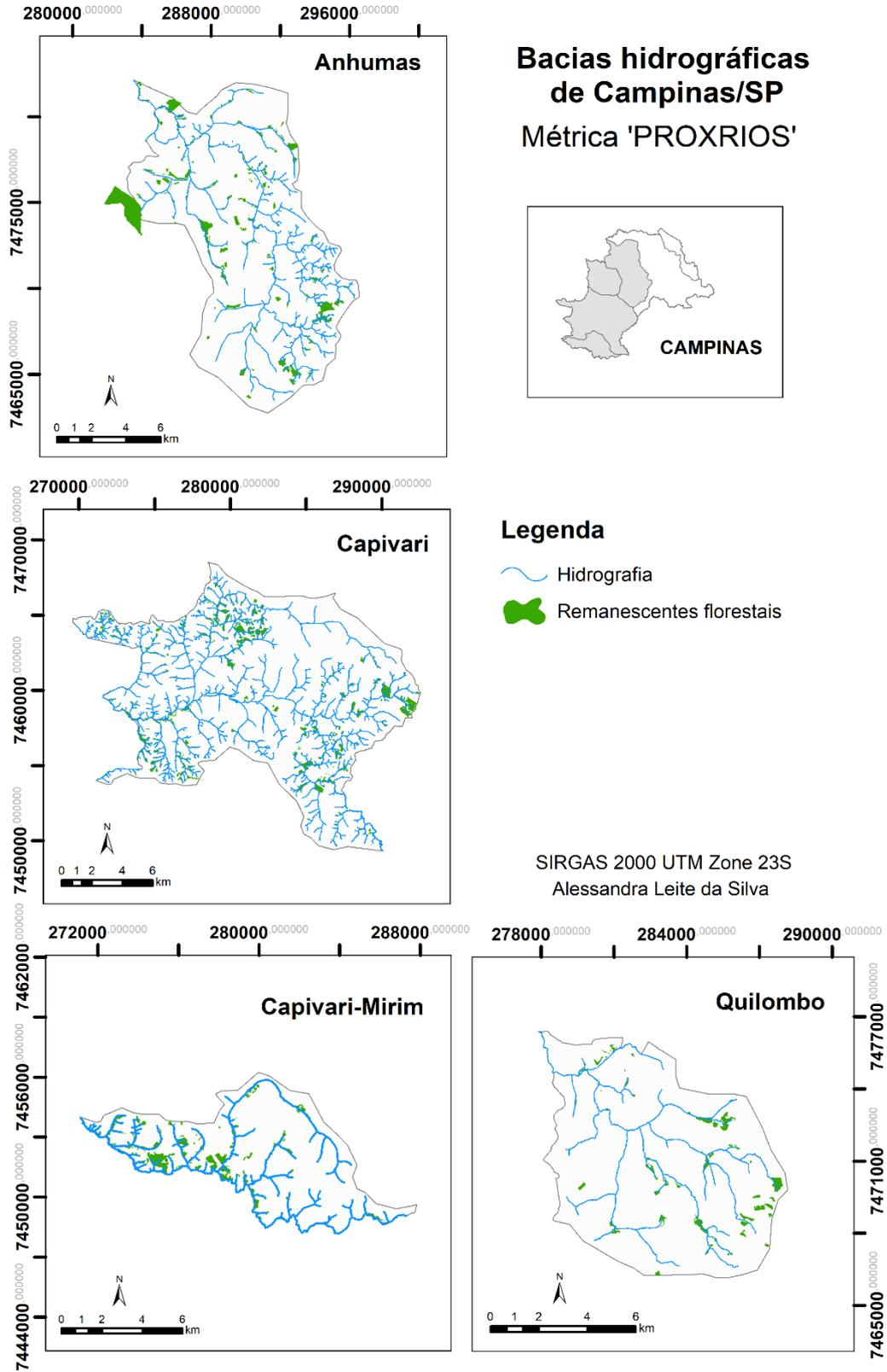
**Figura 37.** Distância entre os remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP e o curso d'água mais próximo (PROXRIOS)



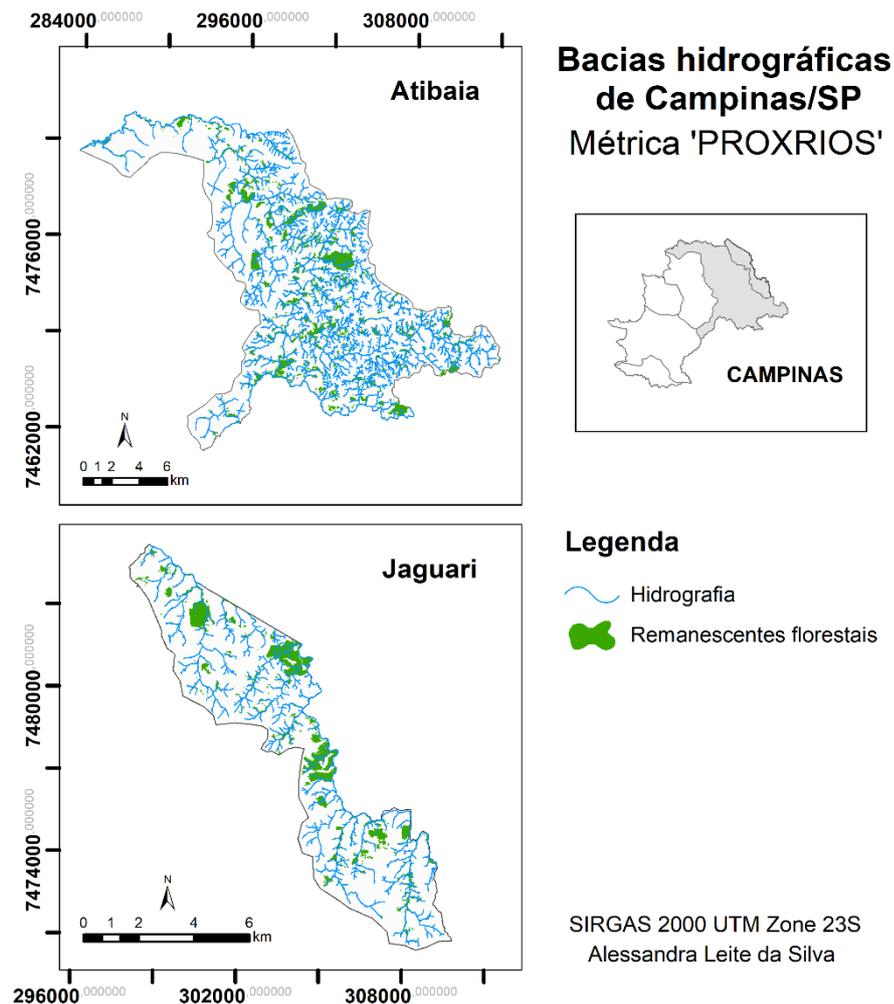
É importante destacar que a proteção dos recursos hídricos por meio da presença de vegetação em seu entorno é um preceito já previsto no Código Florestal (Lei Federal Nº 12.651/2012) sob o conceito de Área de Preservação Permanente (APP) que, dentre outras funções ambientais, facilitam o fluxo gênico e contribuem para a preservação dos recursos hídricos. Isto indica que os remanescentes próximos aos cursos d'água apresentam uma função ainda mais específica. Diante disto, o município de Campinas, pelo Plano Diretor, já ressaltou a problemática da falta de matas ciliares e a necessidade de investimento na recuperação e conservação das APP no entorno dos corpos hídricos (CAMPINAS, 2017).

Nas **Figuras 38 e 39** é possível notar a grande densidade hídrica de algumas bacias hidrográficas como Atibaia, Jaguari e Capivari. Vale lembrar que os cursos d'água considerados para esta incluem cursos d'água de 1ª, 2ª, 3ª e até mesmo 4ª ordem, ou seja, incluem rios, ribeirões e córregos, tanto perenes e quanto intermitentes. Ainda assim, esta característica condiciona estas bacias a um alto potencial hídrico; no caso da bacia do Atibaia, por exemplo, é uma importante abastecedora do município, sendo responsável por 93,5% do abastecimento de Campinas (CAMPINAS, 2013).

**Figura 38.** Remanescentes florestais e cursos d'água das bacias hidrográficas de Campinas/SP (métrica PROXRIOs) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo



**Figura 39.** Remanescentes florestais e cursos d'água das bacias hidrográficas de Campinas/SP (métrica PROXRIO) – Atibaia e Jaguari



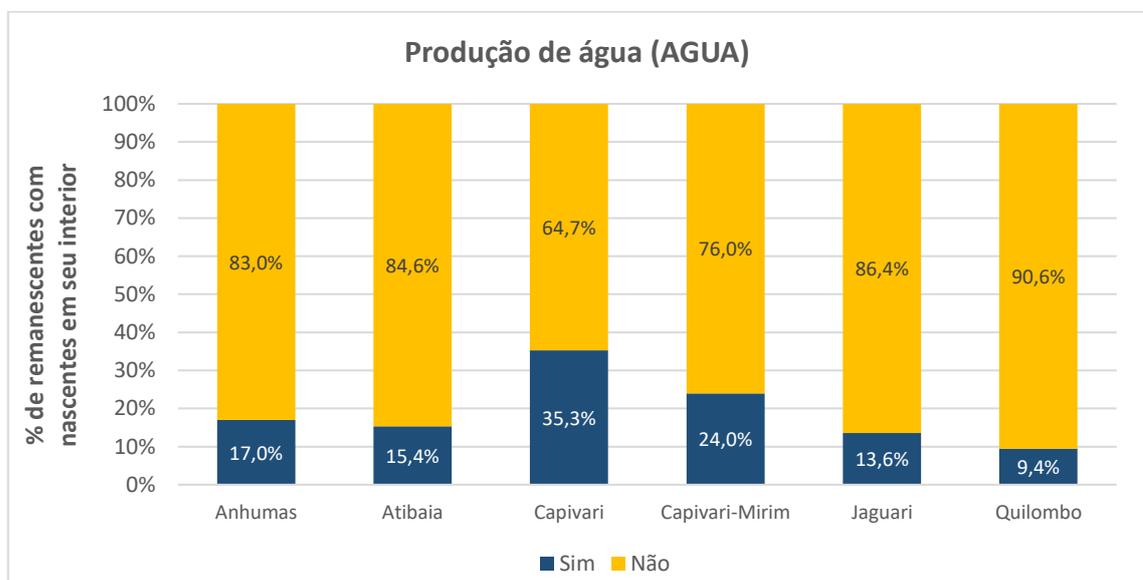
Ainda com relação à bacia do Atibaia, o Plano Diretor de Campinas prevê ampliação das vazões captadas no Atibaia, visando aumentar a segurança hídrica do município. Além do aumento da vazão captada, as propostas incluem a construção de um reservatório que armazene água do Rio Atibaia quando este estiver em período de cheias, garantindo uma reserva para períodos de estiagem (CAMPINAS, 2017). Vale lembrar ainda que a bacia do Rio Atibaia fornece água também para outros municípios próximos.

### 6.1.9 Produção de Água (AGUA)

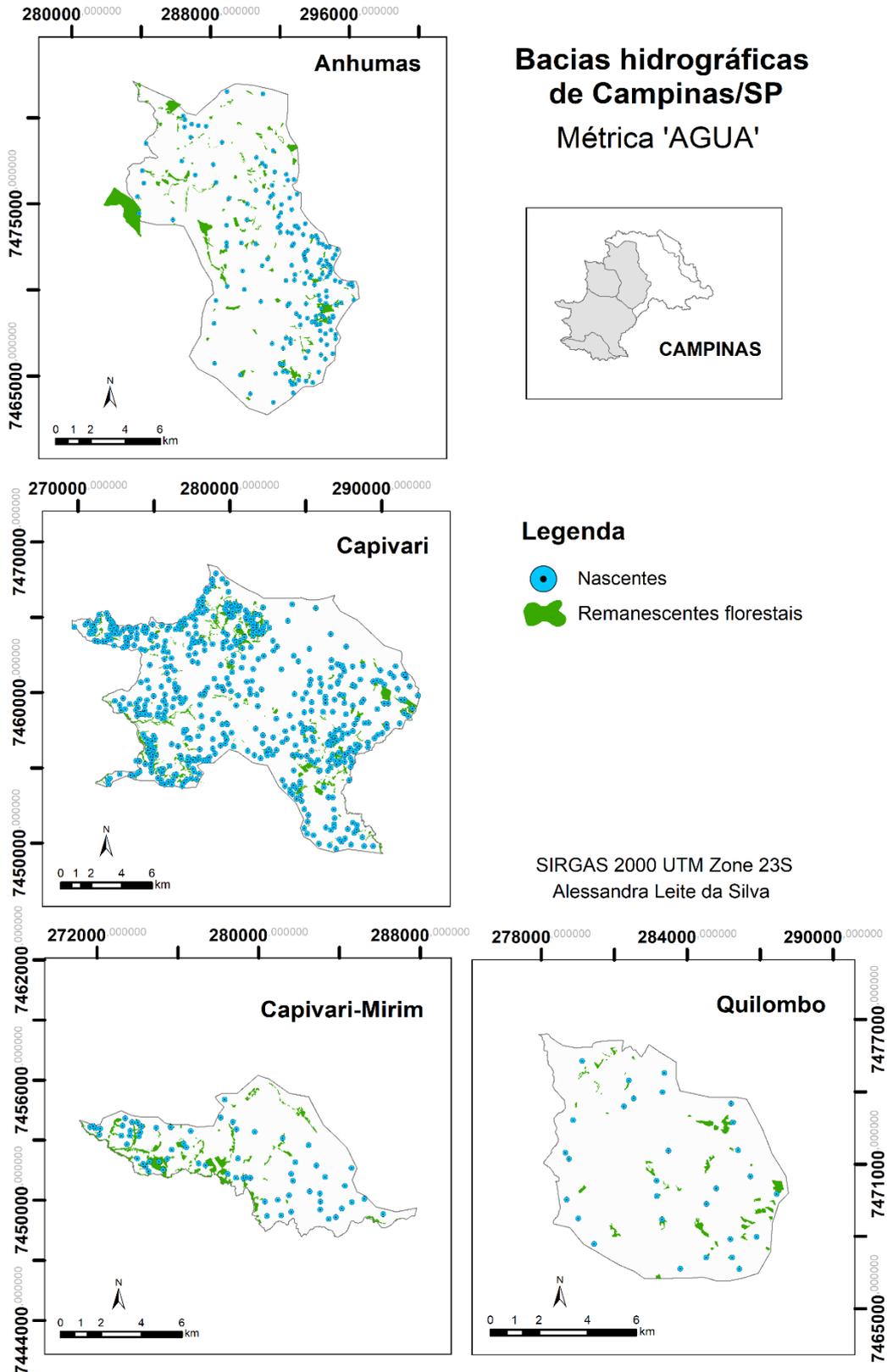
Com relação à produção de água (AGUA), avaliada pela presença de nascentes no interior dos remanescentes florestais, constatou-se que em todas as

bacias hidrográficas a maior parte dos remanescentes florestais não abrigam nascentes em seu interior (**Figura 40**). Isto não se deve ao possível baixo número de nascentes no município, pelo contrário, conforme se vê nas **Figuras 41 e 42**, existe um grande número de nascentes mapeadas no município. Entretanto, apesar da alta densidade de cursos d'água e de nascentes nas bacias hidrográficas de Campinas, muitas das nascentes do município encontram-se desprotegidas.

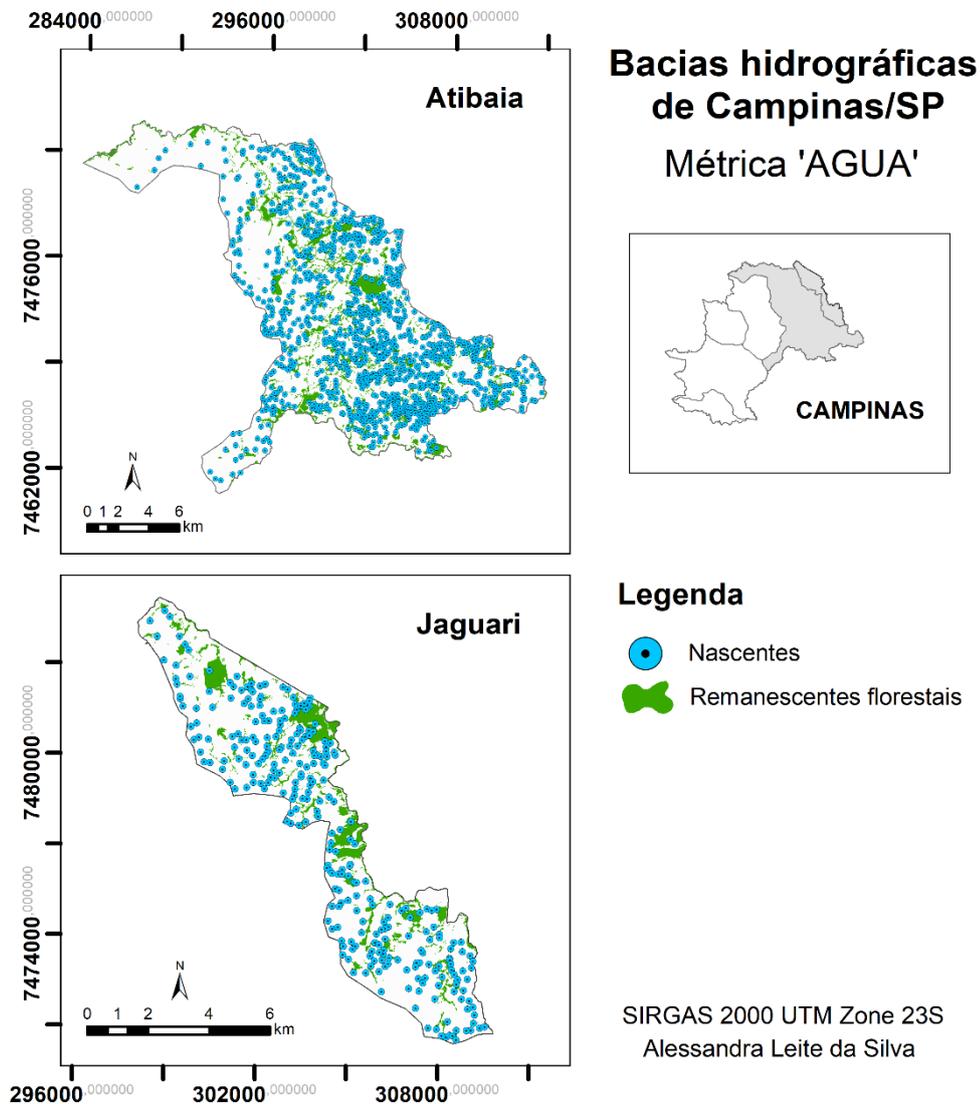
**Figura 40.** Percentual de remanescentes florestais produtores de água (AGUA) nas bacias hidrográficas de Campinas/SP



**Figura 41.** Remanescentes florestais e nascentes nas bacias hidrográficas de Campinas/SP (métrica AGUA) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo



**Figura 42.** Remanescentes florestais e nascentes nas bacias hidrográficas de Campinas/SP (métrica AGUA) – Atibaia e Jaguari



Como evidenciado na Figura 42, fica evidente a alta potencialidade das bacias do Atibaia e Jaguari para produção de água; diante disso, estas bacias tornam-se mais sensíveis ao processo de urbanização, adensamento e manejo inadequado do solo; o que pode afetar a disponibilidade hídrica, provocando perdas na quantidade e na qualidade das águas (CAMPINAS, 2017). Diante disto, através da Lei Municipal Nº 10.850/2001 foi instituída a Área de Proteção Ambiental (APA Campinas) na área dos Distritos de Sousas e Joaquim Egídio, que estão localizados na área de abrangência da bacia do Atibaia.

A criação desta Área de Proteção Ambiental, uma modalidade de Unidade de Conservação, tem por objetivo, dentre outros: (1) garantir a conservação do patrimônio natural, de forma a assegurar a qualidade de vida da população e a

proteção dos ecossistemas regionais; (2) proteger os mananciais hídricos; e (3) controlar as pressões oriundas da urbanização e das atividades agrícolas e industriais, compatibilizando tais atividades com a conservação dos recursos naturais, visando o desenvolvimento sustentável (CAMPINAS, 2017).

### 6.1.10 Uso e Ocupação do Solo na Borda (BORDA)

Com relação ao uso e ocupação do solo no entorno dos remanescentes constatou-se que em todas as bacias hidrográficas, com exceção da bacia do Jaguari, a maioria dos remanescentes florestais encontram-se em contato com áreas classificadas como Classe 4 (**Tabela 29**), ou seja, áreas caracterizadas pela presença de solo exposto, áreas degradadas, ruas pavimentadas, edificações (CHAVES; SANTOS, 2009). Vale lembrar que no entorno dos remanescentes florestais podem ser verificadas áreas de classes distintas, contudo, para fins desta análise foram consideradas as classes de maior pressão que fazem contato com os remanescentes em pelo menos em uma de suas faces.

**Tabela 29.** Classificação das áreas no entorno dos remanescentes florestais – percentual de remanescentes por classe (métrica BORDA)

Classe (% dos fragmentos)	Bacias hidrográficas do município de Campinas/SP					
	Anhumas	Atibaia	Capivari	Capivari- Mirim	Jaguari	Quilombo
Classe 0	-	0,1%	-	-	-	-
Classe 1	1,1%	1,5%	0,0%	-	0,6%	-
Classe 2	4,5%	30,6%	21,4%	8,0%	81,5%	1,9%
Classe 3	3,4%	6,1%	2,2%	10,7%	1,5%	7,5%
Classe 4	90,9%	61,7%	76,5%	81,3%	16,4%	90,6%
<b>Total</b>	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%

A avaliação do uso e ocupação do solo no entorno destes remanescentes, junto ao tamanho e formato dos mesmos, é um fator bastante significativo para a intensidade do efeito de borda; visto que características diferentes no entorno destes remanescentes podem provocar manifestações de efeitos de borda de forma e em extensões distintas (BLUMENFELD *et al.*, 2016).

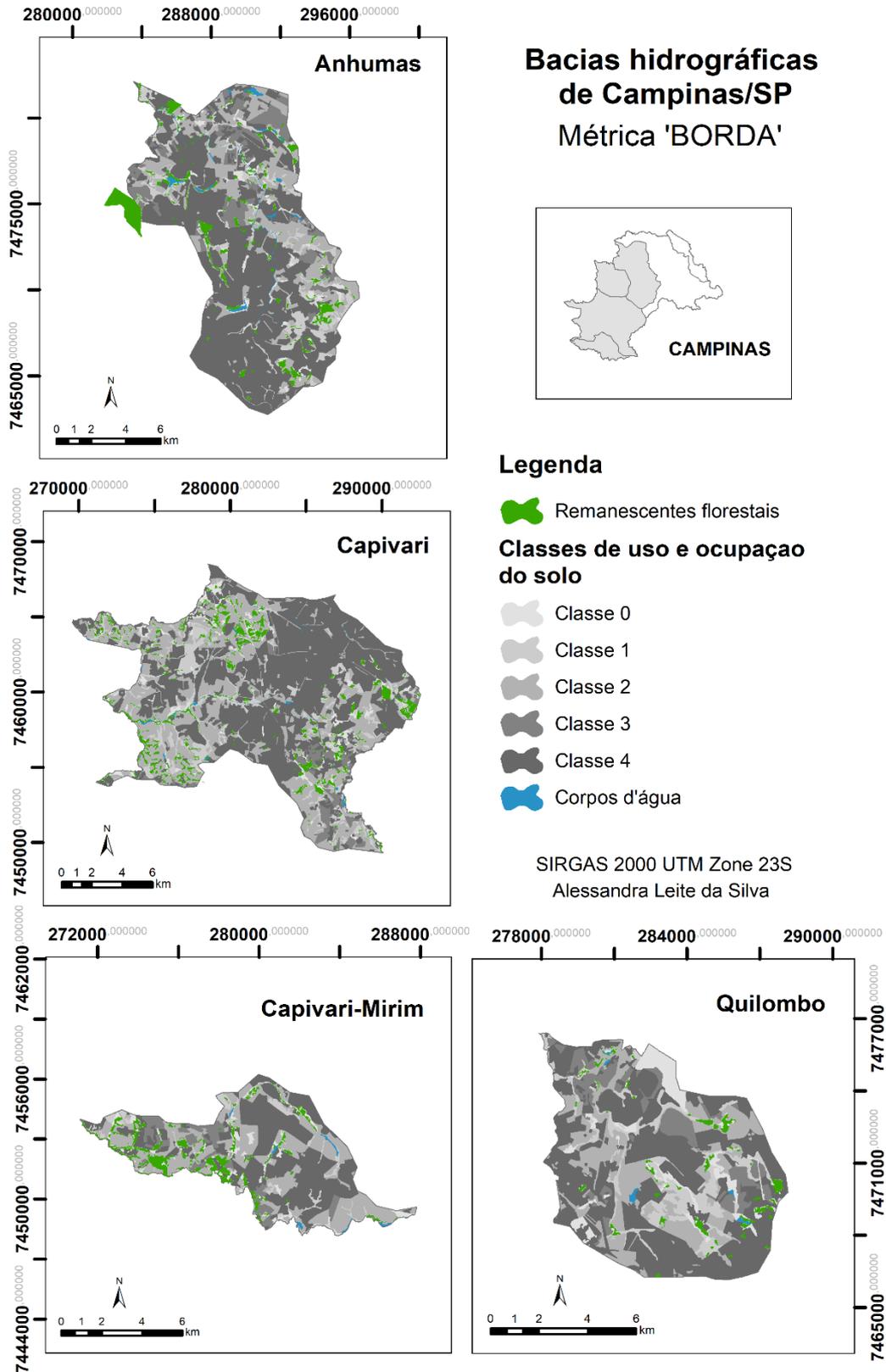
Por exemplo, cita-se a bacia do rio Atibaia sendo esta a que apresenta maior percentual de áreas classificadas como Classe 2, na qual predominam atividades rurais como pastagem e cultivo e também aquela na qual a maioria dos remanescentes florestais encontram-se cercado por áreas classificadas como tal,

ou seja, de transição como parques e pastagens plantadas (**Figuras 43 e 44**). Isto implica um efeito de borda com características distintas nestes remanescentes, quando comparado por exemplo, aos remanescentes de bacias como Anhumas e Quilombo.

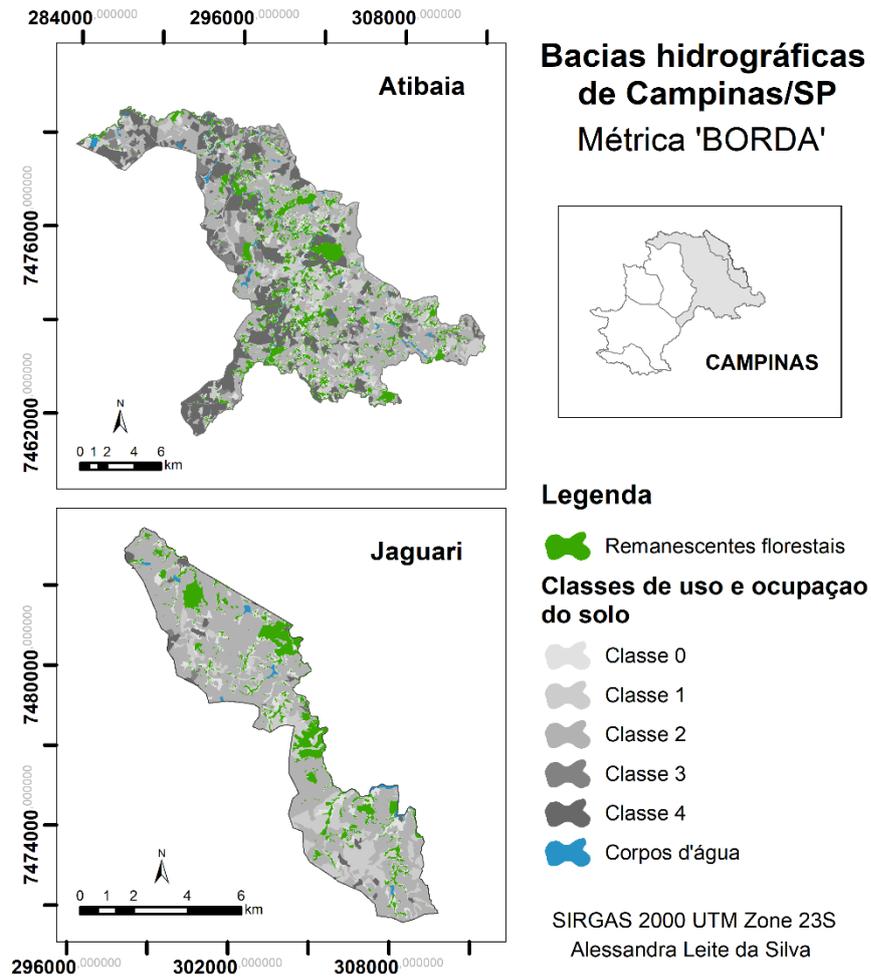
Além disso, apesar do contato imediato das bordas dos remanescentes com as áreas altamente antropizadas (Classe 4), pela Figura 43 é possível perceber, ainda mais evidente nas bacias do Capivari e Capivari-Mirim, que os remanescentes florestais se concentram em regiões de menor antropização. Isto ressalta a deficiência destas áreas urbanas mais centrais na promoção de infraestrutura verde que garanta a conservação de áreas frágeis e de grande valor ambiental (HERZOG; ROSA, 2010; HERZOG, 2016).

Nestes casos, onde já existe um estado de consolidação urbana faz-se necessário abordagens específicas de planejamento que incluam propostas tanto de promoção de infraestrutura quanto de amenização dos impactos do crescimento urbano e populacional sobre a mesma (CALDERÓN-CONTRERAS; QUIROZ-ROSAS, 2017).

**Figura 43.** Remanescentes florestais e uso e ocupação do solo no entorno (métrica BORDA) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo



**Figura 44.** Remanescentes florestais e uso e ocupação do solo no entorno (métrica BORDA) – Atibaia e Jaguari



### 6.1.11 Grau de erodibilidade do solo (EROD)

A partir do mapa de pedologia e classificação do solo, conforme apresentado no item 5.3.11, é possível constatar o grau de erodibilidade do solo predominante nos remanescentes florestais em cada bacia hidrográfica. Os resultados estão apresentados na **Tabela 30**, a partir dos quais nota-se um comportamento diverso entre as bacias hidrográficas estudadas.

**Tabela 30.** Classificação da erodibilidade do solo nos remanescentes florestais – percentual de remanescentes por classe (métrica EROD)

Grau de erodibilidade	Bacias hidrográficas do município de Campinas/SP					
	Anhumas	Atibaia	Capivari	Capivari-Mirim	Jaguari	Quilombo
Muito fraco	14,8%	5,7%	9,3%	-	-	9,4%
Fraco/ Muito fraco	40,9%	8,8%	24,5%	44,0%	0,6%	86,8%
Fraco	0,6%	-	-	6,7%	-	-
Médio	2,3%	-	-	9,3%	-	3,8%
Forte	-	-	-	-	-	-
Forte/ Muito forte	-	21,1%	24,8%	30,7%	23,8%	-
Muito forte	41,5%	64,4%	41,5%	9,3%	75,6%	-
<b>Total</b>	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%

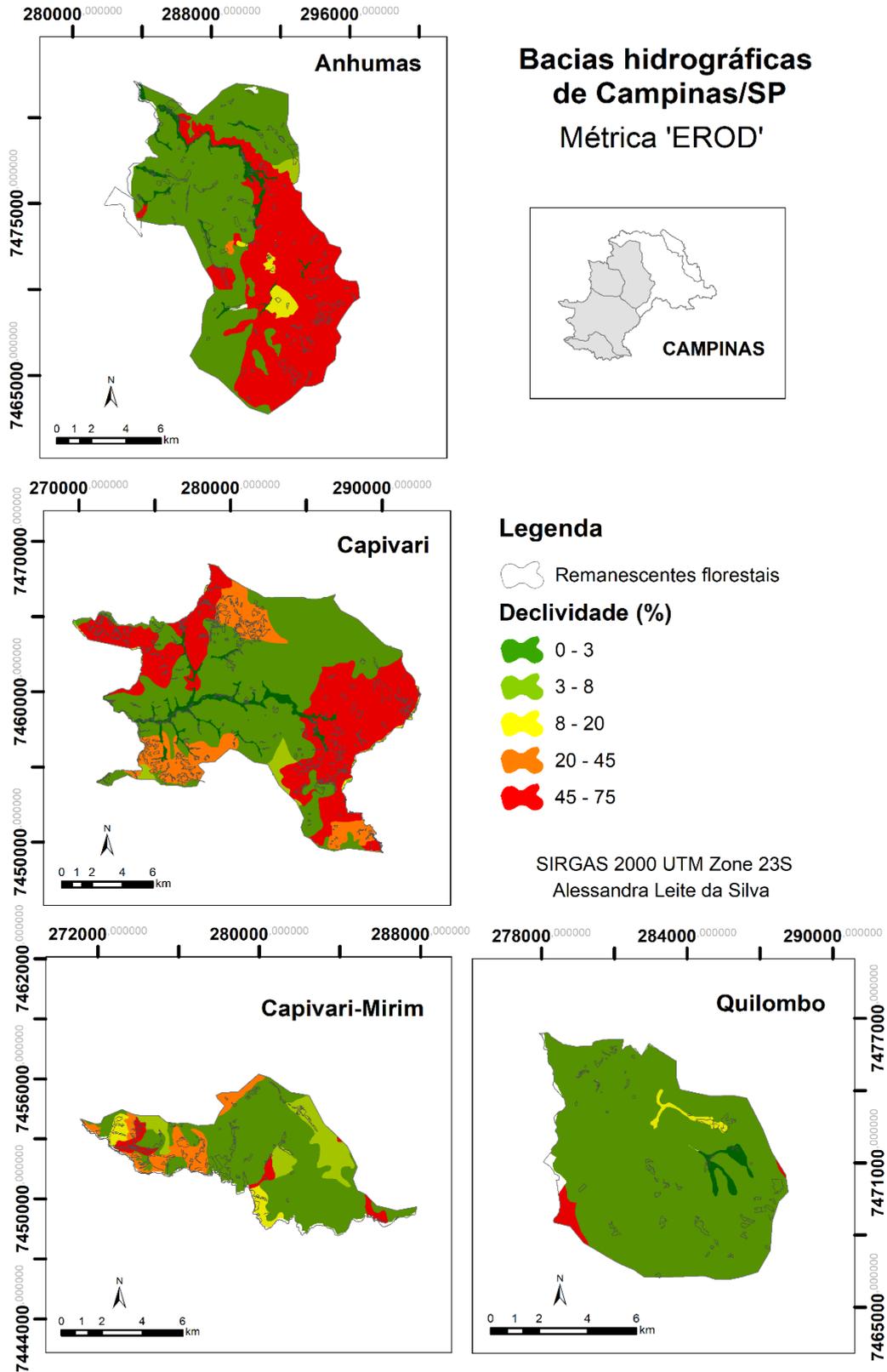
Os maiores graus de susceptibilidade à erosão foram identificados nas bacias do Atibaia e Jaguari. Como já apresentado, estas são também as bacias com maior percentual de remanescentes florestais e cuja característica predominante é o alto potencial hídrico. Isto corrobora para que estas bacias apresentem as maiores condições de vulnerabilidade ambiental. Como definem Liao, Li e Hou (2013), a vulnerabilidade ambiental consiste na instabilidade da estrutura inerente do ecossistema, de forma que uma alta vulnerabilidade indica que tal ecossistema apresenta baixa resistência e habilidades reduzidas de recuperação e regeneração após determinada interferência, resultando em mudanças irreversíveis no ecossistema. Portanto, sendo assim, estas duas bacias demandam políticas específicas de manejo e conservação dos recursos naturais.

A susceptibilidade de um solo à erosão está ainda associada a outros fatores como condições climáticas, características do relevo, práticas históricas de diferentes agentes sociais alterando as paisagens, e capacidade protetora da vegetação (COSTA; RODRIGUES, 2015; FUSHIMI; NUNES, 2018). Considerando este último aspecto destaca-se ainda mais a relevância ambiental dos remanescentes florestais para a conservação do solo, especialmente nas áreas onde o grau de erodibilidade é muito forte, como nas bacias do Jaguari, Atibaia, Anhumas e parcela da bacia do Capivari (**Figuras 45 e 46**).

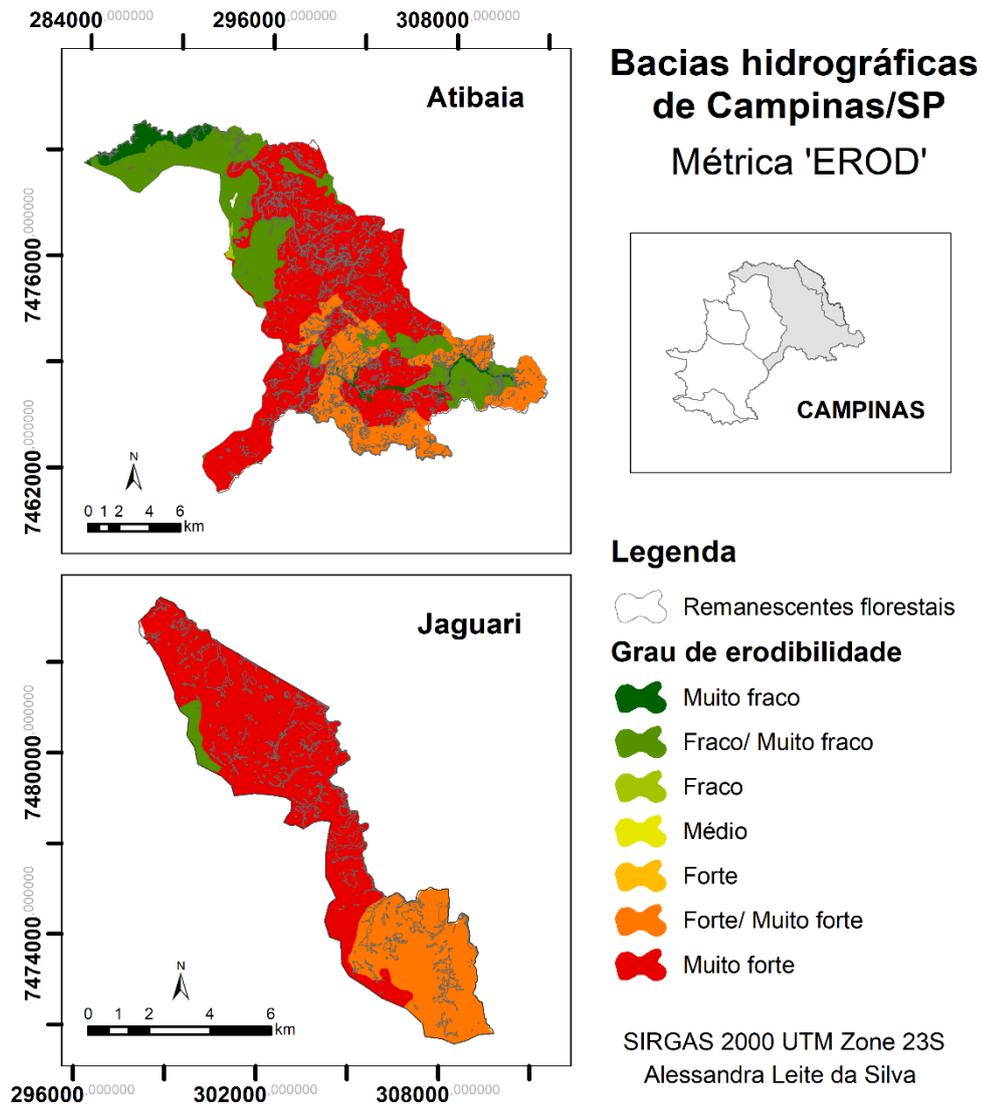
Além disso, este é um importante fator de priorização de áreas para recuperação florestal e restauração de áreas ribeirinhas, especialmente em mosaicos de paisagens tropicais florestais fragmentadas, dispersas em matriz agrícola, como destaca Chará *et al.* (2007). Desta forma, a implantação de práticas adequadas de conservação será eficaz não apenas para o solo como para a água,

reduzindo a velocidade do escoamento superficial, aumentando a infiltração no e, portanto, prevenindo processos erosivos (CHARÁ *et al.*, 2007).

**Figura 45.** Remanescentes florestais e grau de erodibilidade do solo (métrica EROD) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo



**Figura 46.** Remanescentes florestais e grau de erodibilidade do solo (métrica EROD) – Atibaia e Jaguari



Vale lembrar que esta condição é válida não apenas para formações florestais de Mata Atlântica, como neste caso. Estudos como de Santos *et al.* (2000) evidenciaram grande influência do desmatamento sobre o processo de erosão do solo no semiárido paraibano, de forma que parcelas do solo cobertas com vegetação apresentaram erodibilidade significativamente inferior a parcelas desmatadas.

### 6.1.12 Declividade (DECLIV)

Outro fator que contribui para a erodibilidade do solo é a declividade do solo. A partir do mapa de declividade do município de Campinas (item 4.2.5) identificou-se o grau de declividade mais alto presente em cada remanescente florestal das bacias hidrográficas. Na **Tabela 31** são apresentados os resultados obtidos desta análise.

**Tabela 31.** Classificação da declividade do solo nos remanescentes florestais – percentual de remanescentes por classe (métrica DECLIV)

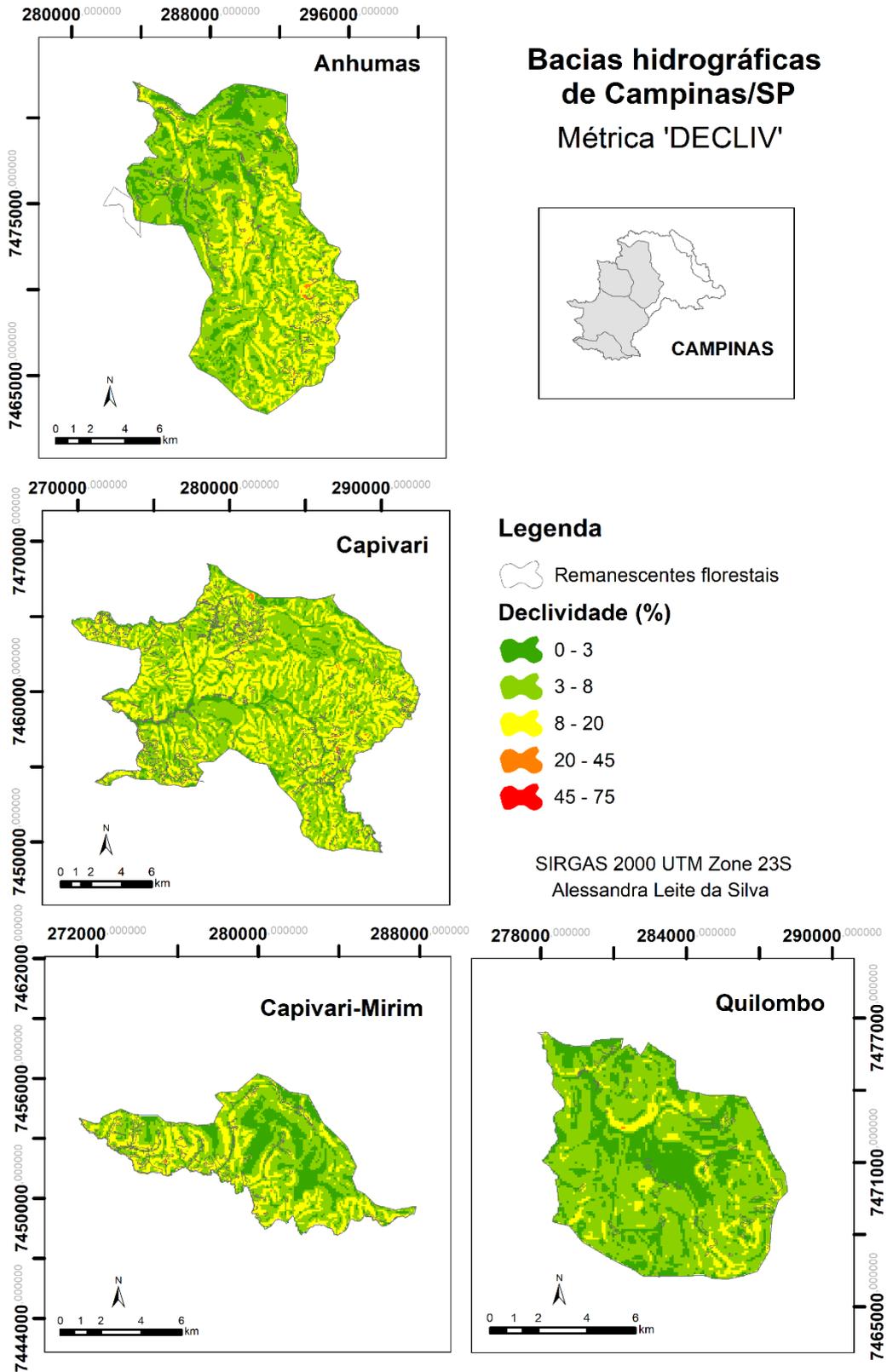
Declividade (%)		Bacias hidrográficas do município de Campinas/SP					
		Anhumas	Atibaia	Capivari	Capivari-Mirim	Jaguari	Quilombo
0 – 3	Plano	3,4%	3,6%	0,6%	2,7%	0,6%	9,4%
3 – 8	Suave Ondulado	31,3%	11,5%	13,3%	12,0%	9,9%	50,9%
8 – 20	Ondulado	63,1%	62,7%	83,9%	84,0%	52,8%	39,6%
20 – 45	Forte Ondulado	2,3%	22,1%	2,2%	1,3%	36,4%	-
45 – 75	Montanhoso	-	0,1%	-	-	0,3%	-
> 75	Escarpado	-	-	-	-	-	-
Total		100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%

Fica evidente que a susceptibilidade à erosão, avaliada na métrica EROD por meio do tipo de solo, está também associada à declividade do terreno. Desta forma, em bacias como a do Capivari-Mirim e Quilombo, onde os remanescentes florestais se encontram predominantemente em solo classificado com grau de erodibilidade “Fraco/ Muito fraco” (Tabela 32) verificou-se também o predomina de remanescentes em terreno ondulado (Tabela 33).

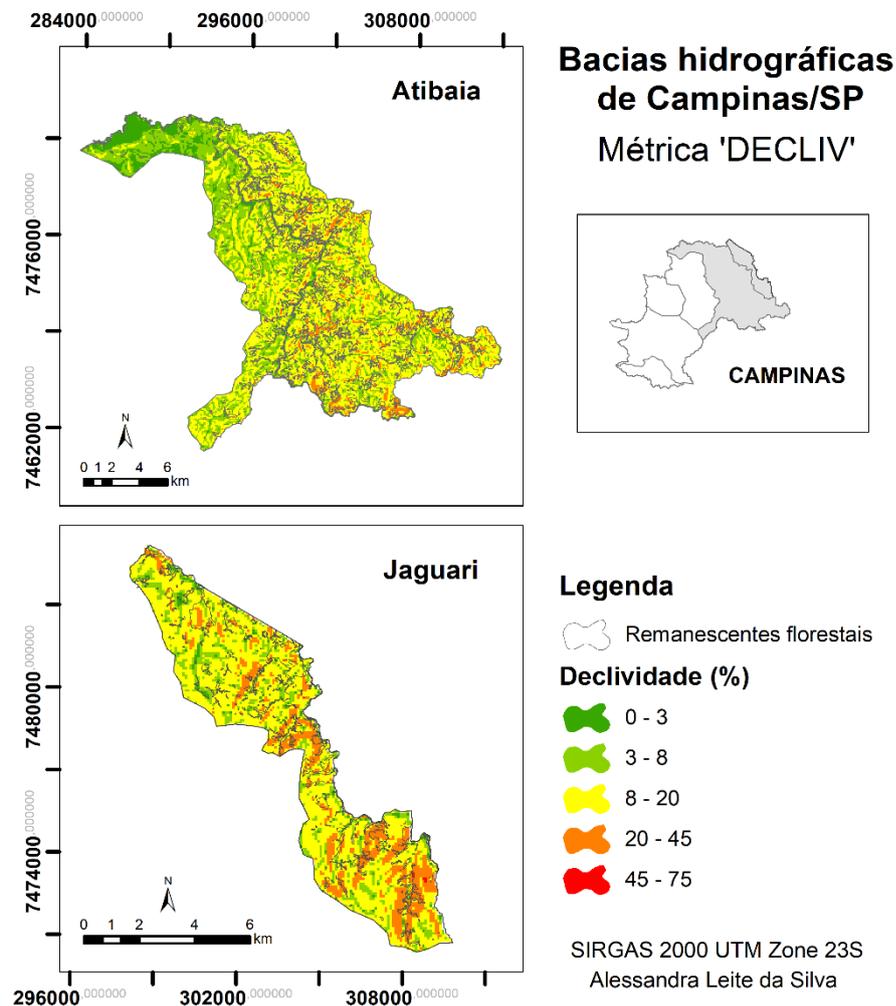
Por outro lado, os remanescentes florestais em relevos mais acidentados, com declividade superior a 45% ou 75%, apresentam representação significativa apenas nas bacias do Atibaia e Jaguari, aquelas com maior grau de erodibilidade. Já nas bacias do Anhumas e Capivari, a maior parte dos remanescentes estão em terrenos ondulados, com até 20% de declividade, contudo, quanto ao tipo de solo e grau de erodibilidade apresentam representação significativa tanto de remanescentes em solos com grau “Fraco/ Muito fraco” quanto “Forte/ Muito forte” (Tabela 32).

Nas **Figuras 47 e 48** é apresentado o grau de declividade das bacias hidrográficas e a distribuição espacial dos remanescentes florestais.

**Figura 47.** Remanescentes florestais e grau de declividade do solo (métrica DECLIV) – Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo



**Figura 48.** Remanescentes florestais e grau de declividade do solo (métrica DECLIV) – Atibaia e Jaguari



### 6.1.13 Análise de Componentes Principais (PCA)

Para a análise estatística dos dados supracitados, a Análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada utilizando os dados individuais de cada remanescente florestal, em cada uma das seis bacias hidrográficas. Como foram consideradas doze métricas para esta análise foram geradas também doze componentes, com exceção da bacia do Jaguari cuja métrica CONNECT foi constante em todos os remanescentes e, portanto, foi excluída da análise nesta bacia.

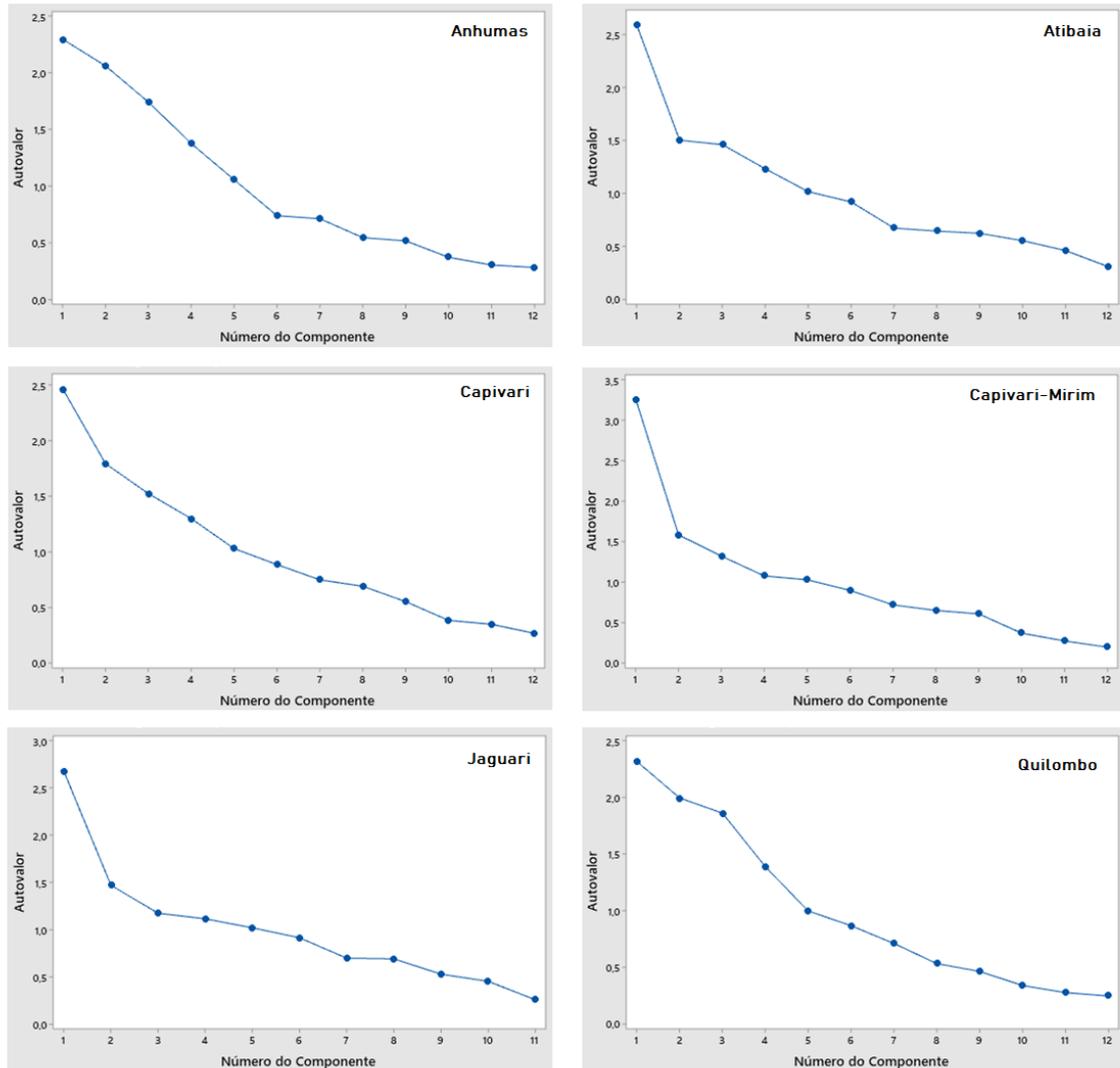
A **Figura 49** apresenta os gráficos de perfil dos autovalores associados a cada componente em cada bacia hidrográfica, pelos quais é possível observar o comportamento de cada componente em nas bacias hidrográficas. O maior

autovalor indica a componente principal do conjunto de dados, que apresenta a relação mais significativa entre as dimensões analisadas. Nota-se que, em todas as bacias hidrográficas, as quatro principais componentes foram as mais significativas. Entretanto, juntas essas quatro componentes descrevem, em média, apenas 60,0% dos dados (Anhumas = 62,2%; Atibaia = 56,6%; Capivari = 59,1%; Capivari-Mirim = 60,4%; Jaguari = 58,5%; Quilombo = 63,0%), conforme apresentado na **Tabela 32**.

**Tabela 32.** Autovetores e autovalores da PCA

Bacias hidrográficas do município de Campinas/SP												
	Anhumas		Atibaia		Capivari		Capivari-Mirim		Jaguari		Quilombo	
	Prop.	Acum.	Prop.	Acum.	Prop.	Acum.	Prop.	Acum.	Prop.	Acum.	Prop.	Acum.
<b>CP1</b>	0,191	0,191	0,216	0,216	0,206	0,206	0,272	0,272	0,243	0,243	0,193	0,193
<b>CP2</b>	0,172	0,363	0,125	0,342	0,150	0,355	0,132	0,404	0,134	0,377	0,166	0,359
<b>CP3</b>	0,145	0,508	0,122	0,463	0,127	0,482	0,110	0,515	0,107	0,484	0,155	0,514
<b>CP4</b>	0,115	0,622	0,103	0,566	0,108	0,591	0,090	0,604	0,101	0,585	0,116	0,630
<b>CP5</b>	0,088	0,710	0,085	0,651	0,086	0,676	0,086	0,690	0,093	0,678	0,083	0,713
<b>CP6</b>	0,062	0,772	0,077	0,728	0,074	0,750	0,075	0,765	0,083	0,761	0,072	0,785
<b>CP7</b>	0,059	0,831	0,056	0,784	0,062	0,813	0,060	0,825	0,064	0,824	0,059	0,845
<b>CP8</b>	0,045	0,877	0,054	0,838	0,058	0,870	0,054	0,879	0,063	0,887	0,044	0,889
<b>CP9</b>	0,043	0,920	0,052	0,89	0,046	0,916	0,051	0,930	0,048	0,935	0,039	0,928
<b>CP10</b>	0,031	0,951	0,046	0,936	0,032	0,948	0,031	0,961	0,041	0,976	0,028	0,956
<b>CP11</b>	0,025	0,976	0,038	0,974	0,029	0,978	0,023	0,984	0,024	1,000	0,023	0,979
<b>CP12</b>	0,024	1,000	0,026	1,000	0,022	1,000	1,000	1,000			0,021	1,000

**Figura 49.** Gráficos de perfil de autovalores da PCA

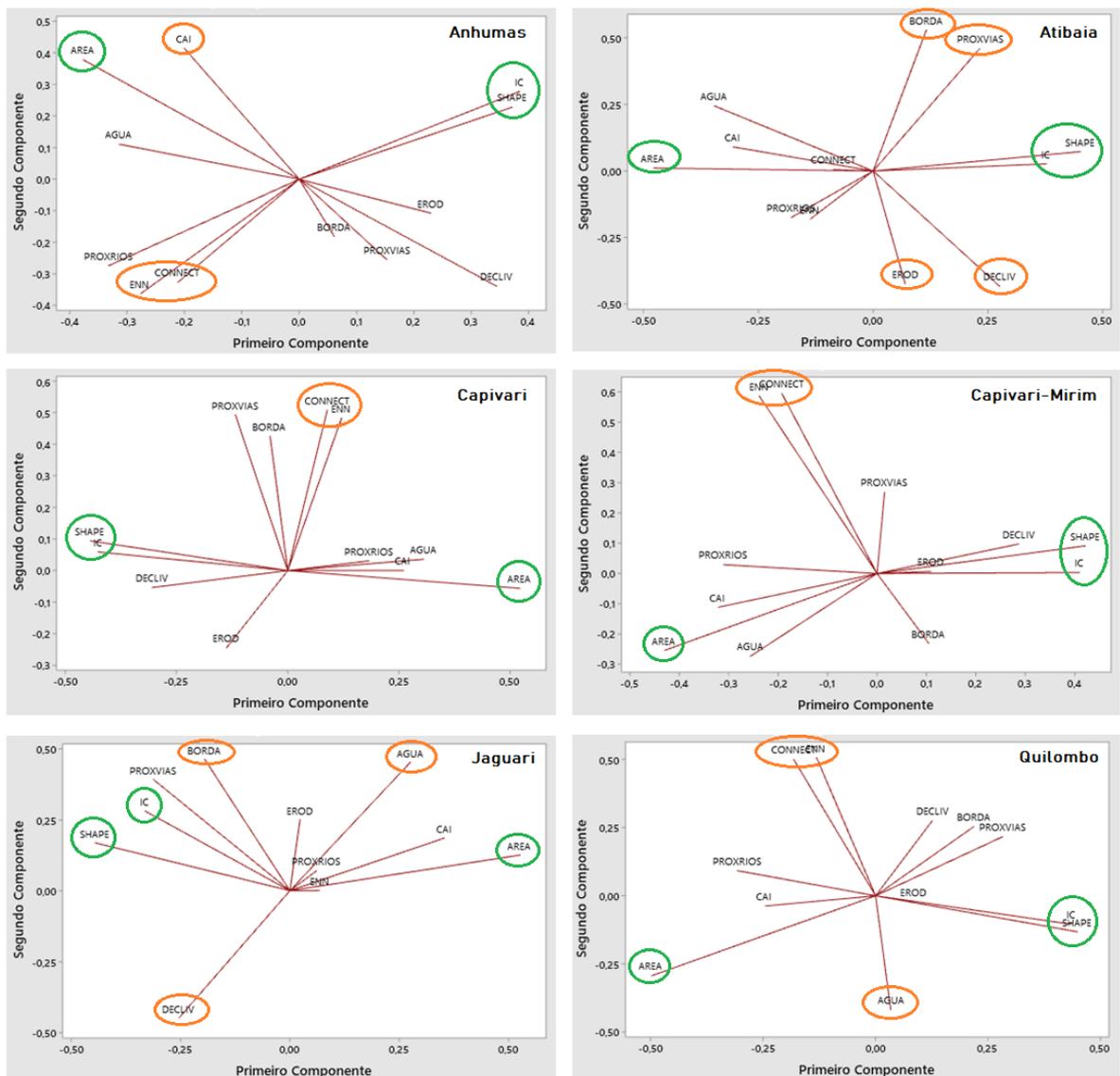


Analisando a associação entre cada componente e os indicadores individuais considerados para a análise (**Figura 50**), verificou-se um comportamento variável entre as bacias hidrográficas para algumas componentes. Verificou-se que em todas as bacias hidrográficas a Componente 1 (CP1) está associada principalmente às métricas tamanho (AREA) e forma (SHAPE e IC), sendo que estas apresentam uma relação inversa entre si. Isto evidencia o que já foi descrito anteriormente de que remanescentes menores tendem a apresentar formatos mais simples e arredondados, enquanto remanescentes maiores apresentam formas mais complexas e alongadas.

A Componente 2 (CP2), por sua vez, apresenta um comportamento mais variável nas bacias hidrográficas, como fica evidente na Figura 39. Nas bacias do Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo, por exemplo, esta componente

está intimamente relacionada às métricas ENN e CONNECT. Por sua vez, na bacia do Atibaia os indicadores mais importantes associados à CP2 são erodibilidade (EROD) e declividade (DECLIV); o que evidencia a relação entre os dois e a significância destes para os remanescentes da bacia. O indicador DECLIV é também bastante significativo para os remanescentes bacia do Jaguari, apresentando uma relação inversa com a produção de água nos remanescentes (AGUA). Isto demonstra que em cada uma dessas bacias esses foram os fatores mais relevantes; resultados coerentes considerando as constatações já realizadas a nível de cada métrica.

**Figura 50.** Gráficos carga fatorial da PCA



Onde AREA: Tamanho dos remanescentes florestais; CAI: Índice de área central; SHAPE: Índice de forma; IC: Índice de circularidade; ENN: Distância do vizinho mais próximo; CONNECT: Conectividade; PROXVIAS: Proximidade entre remanescentes florestais e a malha viária; PROXRIOS: Proximidade a curso d'água; AGUA: Produção de água; BORDA: Uso e ocupação do solo na borda; EROD: Grau de erodibilidade do solo; DECLIV: Declividade.

Com relação às demais componentes, embora menos significativas, elas são também importantes. A **Tabela 33** apresenta a relação entre essas componentes e os indicadores analisados, de forma que é possível compreender as associações mais evidentes em cada bacia hidrográfica. No caso da Componente 3 (CP3) as associações mais evidentes foram nas bacias do Anhumas e Atibaia, nas quais se destacaram as métricas ENN e CONNECT. Por sua vez, a associação entre as métricas e a Componente 4 (CP4) foi bem clara na bacia do Quilombo, quanto às métricas EROD e DECLIV e a relação inversa entre as duas.

**Tabela 33.** Relação entre as Componentes Principais e os indicadores analisados

Bacia do Ribeirão Anhumas					Bacia do Rio Atibaia				
	CP1	CP2	CP3	CP4		CP1	CP2	CP3	CP4
AREA	-0,377	0,379	-0,153	0,068	AREA	-0,479	0,011	0,226	-0,194
CAI	-0,201	0,416	-0,207	0,345	CAI	-0,306	0,091	0,269	-0,512
SHAPE	0,372	0,229	-0,045	0,446	SHAPE	0,453	0,073	0,113	-0,396
IC	0,385	0,278	-0,154	0,338	IC	0,378	0,027	0,193	-0,482
ENN	-0,277	-0,364	-0,385	0,285	ENN	-0,138	-0,181	-0,585	-0,281
CONNECT	-0,212	-0,328	-0,390	0,356	CONNECT	-0,087	0,005	-0,602	-0,346
PROXVIAS	0,154	-0,256	0,321	0,371	PROXVIAS	0,233	0,461	-0,037	0,133
PROXRIOS	-0,333	-0,274	0,132	0,079	PROXRIOS	-0,179	-0,175	0,001	0,256
AGUA	-0,315	0,111	0,330	0,270	AGUA	-0,347	0,245	0,231	-0,142
BORDA	0,061	-0,182	0,444	0,369	BORDA	0,116	0,530	-0,108	0,092
EROD	0,230	-0,108	-0,401	-0,044	EROD	0,070	-0,425	0,226	-0,026
DECLIV	0,345	-0,340	-0,144	-0,013	DECLIV	0,276	-0,434	0,068	0,001
Bacia do Rio Capivari					Bacia do Rio Capivari-Mirim				
	CP1	CP2	CP3	CP4		CP1	CP2	CP3	CP4
AREA	0,523	-0,056	0,104	-0,153	AREA	-0,431	-0,255	-0,011	-0,176
CAI	0,261	0,001	0,364	-0,326	CAI	-0,322	-0,112	0,151	-0,167
SHAPE	-0,445	0,094	0,351	-0,238	SHAPE	0,422	0,092	0,105	0,126
IC	-0,427	0,059	0,339	-0,308	IC	0,411	0,003	0,241	-0,013
ENN	0,121	0,485	-0,416	-0,242	ENN	-0,239	0,589	0,090	-0,019
CONNECT	0,089	0,509	-0,208	-0,374	CONNECT	-0,193	0,597	0,037	0,219
PROXVIAS	-0,118	0,494	0,109	0,300	PROXVIAS	0,015	0,269	-0,614	-0,080
PROXRIOS	0,183	0,031	0,034	0,431	PROXRIOS	-0,312	0,029	0,243	0,209
AGUA	0,306	0,036	0,400	0,105	AGUA	-0,257	-0,274	0,137	0,039
BORDA	-0,040	0,426	0,197	0,409	BORDA	0,105	-0,232	-0,362	0,622
EROD	-0,138	-0,246	-0,392	-0,056	EROD	0,109	0,007	-0,348	-0,628
DECLIV	-0,306	-0,054	-0,190	0,252	DECLIV	0,288	0,098	0,438	-0,209
Bacia do Rio Jaguarí					Bacia do Ribeirão Quilombo				
	CP1	CP2	CP3	CP4		CP1	CP2	CP3	CP4
AREA	0,528	0,126	-0,065	0,010	AREA	-0,499	-0,294	-0,088	0,084
CAI	0,354	0,185	-0,420	0,234	CAI	-0,246	-0,038	-0,494	0,238
SHAPE	-0,446	0,169	-0,291	0,293	SHAPE	0,449	-0,132	-0,328	-0,003
IC	-0,332	0,281	-0,387	0,344	IC	0,436	-0,105	-0,414	0,096
ENN	0,069	0,001	-0,072	-0,140	ENN	-0,132	0,508	-0,219	-0,128
CONNECT	-	-	-	-	CONNECT	-0,183	0,502	-0,208	-0,148
PROXVIAS	-0,313	0,392	0,015	-0,258	PROXVIAS	0,283	0,217	0,268	0,179
PROXRIOS	0,061	0,070	-0,454	-0,518	PROXRIOS	-0,308	0,092	0,238	0,292
AGUA	0,276	0,453	-0,224	-0,054	AGUA	0,034	-0,420	0,210	0,210
BORDA	-0,195	0,463	0,313	-0,432	BORDA	0,219	0,255	0,101	0,146
EROD	0,023	0,250	0,370	0,418	EROD	0,085	-0,022	0,351	-0,629
DECLIV	-0,255	-0,449	-0,297	-0,149	DECLIV	0,126	0,276	0,269	0,557

Onde AREA: Tamanho dos remanescentes florestais; CAI: Índice de área central; SHAPE: Índice de forma; IC: Índice de circularidade; ENN: Distância do vizinho mais próximo; CONNECT: Conectividade; PROXVIAS: Proximidade entre remanescentes florestais e a malha viária; PROXRIOS: Proximidade a curso d'água; AGUA: Produção de água; BORDA: Uso e ocupação do solo na borda; EROD: Grau de erodibilidade do solo; DECLIV: Declividade.

## 6.2 Qualidade ambiental dos remanescentes florestais

### 6.2.1 Índice de Qualidade Ambiental $IQ_{rem}$

A matriz de comparação construída, segundo o método AHP, com os doze indicadores selecionados, tem dimensão  $n=8$  e está apresentada na **Tabela 34**. A normalização procedida com a matriz de comparação resultou na matriz apresentada na **Tabela 35**, a partir da qual calculou-se o vetor de Eigen associado a cada variável.

Como o estudo aplica um total de 8 variáveis, o valor de Índice de Consistência Aleatória (RI) foi de 1,41, fixado Saaty (1991). A partir deste valor e do resultado do Índice de Consistência (CI) (Equação 5), calculou-se a Taxa de Consistência (CR), e verificou-se que ela é de 8,0% (Equação 6), menor que o limite de 10% e, portanto, reflete uma análise consistente.

$$CI = \frac{\gamma_{max} - n}{n - 1} = \frac{8,792 - 8}{8 - 1} = CI = 0,113 \quad (5)$$

$$CR = \frac{CI}{RI} = \frac{0,113}{1,41} = 0,080 = CR = 8,0\% < 10\% \quad (6)$$

Desta forma, o Índice de Qualidade Ambiental pôde ser calculado a partir da seguinte equação (Equação 7), que relaciona as métricas de paisagem, considerando a ponderação determinada a partir da aplicação da Análise Hierárquica de Processo (AHP).

$$IQ_{rem} = 0,079.AREA + 0,215.CAI + 0,101.IC + 0,108.ENN + 0,053.PROXRIOs + 0,224.AGUA + 0,085.BORDA + 0,136.EROD \quad (7)$$

Neste índice, as métricas apresentam pesos diferentes, sendo que aquelas que apresentaram maior peso foram, respectivamente: AGUA, CAI, EROD, ENN, IC, BORDA, AREA, PROXRIOs.

**Tabela 34.** Valores AHP de comparação pareada entre os indicadores selecionados

	AREA	CAI	IC	ENN	PROXRIOs	AGUA	BORDA	EROD
AREA	1,000	0,250	1,000	0,500	2,000	0,333	1,000	1,000
CAI	4,000	1,000	3,000	2,000	4,000	0,500	3,000	2,000
IC	1,000	0,333	1,000	1,000	3,000	0,333	3,000	0,333
ENN	2,000	0,500	1,000	1,000	3,000	0,333	2,000	0,500
PROXRIOs	0,500	0,250	0,333	0,333	1,000	0,333	0,333	1,000
AGUA	3,000	2,000	3,000	3,000	3,000	1,000	2,000	1,000
BORDA	1,000	0,333	0,333	0,500	3,000	0,500	1,000	1,000
EROD	1,000	0,500	3,000	2,000	1,000	1,000	1,000	1,000
Soma	13,500	5,166	12,666	10,333	20,000	4,333	13,333	7,833

Onde: Tamanho dos fragmentos (AREA); Índice de Área Central (CAI); Índice de Circularidade (IC); Distância do vizinho mais próximo (ENN); Proximidade à curso d'água (PROXRIOs); Produção de água (AGUA); Grau de uso e ocupação do solo no entorno (BORDA); Grau de erodibilidade do solo (EROD).

**Tabela 35.** Valores ponderados da comparação pareada entre os indicadores

	AREA	CAI	IC	ENN	PROXRIOS	AGUA	BORDA	EROD	Vetor de Eigen
AREA	0,074	0,048	0,079	0,048	0,100	0,077	0,075	0,128	0,079
CAI	0,296	0,194	0,237	0,194	0,200	0,115	0,225	0,255	0,215
IC	0,074	0,064	0,079	0,097	0,150	0,077	0,225	0,043	0,101
ENN	0,148	0,097	0,079	0,097	0,150	0,077	0,150	0,064	0,108
PROXRIOS	0,037	0,048	0,026	0,032	0,050	0,077	0,025	0,128	0,053
AGUA	0,222	0,387	0,237	0,290	0,150	0,231	0,150	0,128	0,224
BORDA	0,074	0,064	0,026	0,048	0,150	0,115	0,075	0,128	0,085
EROD	0,074	0,097	0,237	0,194	0,050	0,231	0,075	0,128	0,136
Soma	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

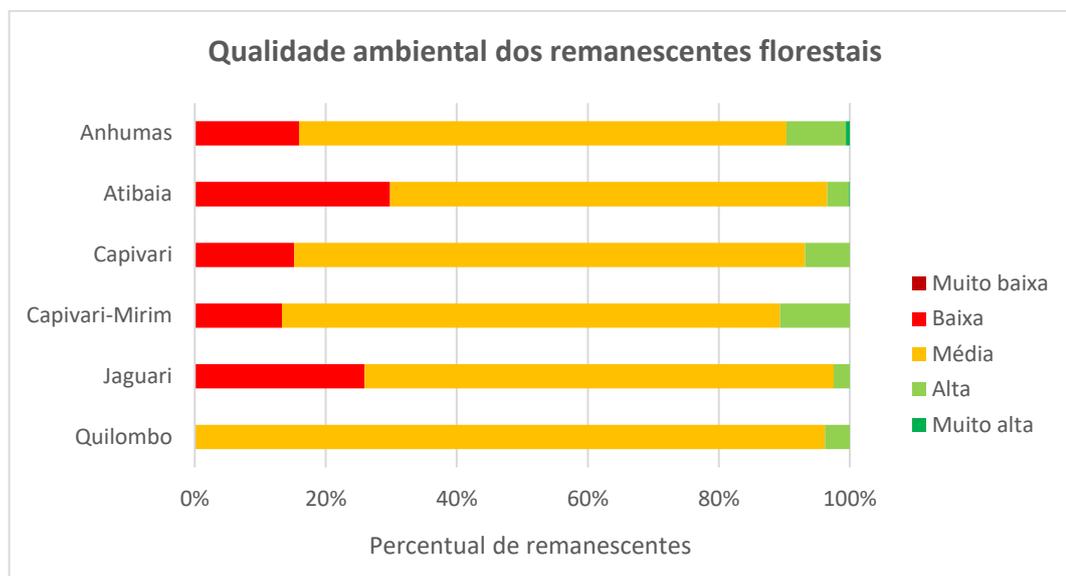
Onde: Tamanho dos fragmentos (AREA); Índice de Área Central (CAI); Índice de Circularidade (IC); Distância do vizinho mais próximo (ENN); Proximidade à curso d'água (PROXRIOS); Produção de água (AGUA); Grau de uso e ocupação do solo no entorno (BORDA); Grau de erodibilidade do solo (EROD).

A partir disto, a qualidade ambiental dos remanescentes florestais foi calculada por meio do  $IQ_{rem}$ , cujos resultados estão resumidos na **Tabela 36** e **Figura 51**. Segundo os resultados, em nenhuma das bacias hidrográficas houve remanescente florestal classificado com qualidade ambiental muito baixa. Em todas as bacias a maioria dos remanescentes foi classificado com qualidade média. Em geral os resultados foram medianos e refletem que apesar das pressões e vulnerabilidades aos quais estão sujeitos a maioria dos remanescentes florestais não se encontram em condições tão degradadas que impossibilitem ações de manejo e recuperação.

**Tabela 36.** Qualidade Ambiental ( $IQ_{rem}$ ) dos remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP

Qualidade Ambiental	Nº remanescentes (%)					
	Anhumas	Atibaia	Capivari	Capivari-Mirim	Jaguari	Quilombo
Muito baixa	-	-	-	-	-	-
Baixa	28 (15,9%)	408 (29,8%)	49 (15,2%)	10 (13,3%)	84 (25,9%)	-
Média	131 (74,4%)	913 (66,7%)	252 (78,0%)	57 (76,0%)	232 (71,6%)	51 (96,2%)
Alta	16 (9,1%)	46 (3,4%)	22 (6,8%)	8 (10,7%)	8 (2,5%)	2 (3,8%)
Muito alta	1 (0,6%)	1 (0,1%)	-	-	-	-
<b>Total</b>	176 (100%)	1368 (100%)	323 (100%)	75 (100%)	324 (100%)	53 (100%)

**Figura 51.** Qualidade Ambiental ( $IQ_{rem}$ ) dos remanescentes florestais das bacias hidrográficas de Campinas/SP



Um importante fato a ser destacado é que apenas dois remanescentes puderam ser classificados com qualidade ambiental muito alta. Trata-se da A.R.I.E. Mata de Santa Genebra, localizada na bacia do Anhumas, e de um Fragmento de FES na Fazenda Santa Mariana – Furnas, localizado na bacia do Atibaia. A Mata de Santa Genebra consiste no maior fragmento florestal de Campinas, tratando-se de uma Unidade de Conservação (UC) da tipologia Área de Relevante Interesse Ecológico, instituída legalmente em 1985 por meio do Decreto Federal nº 91.885, de 05 de novembro de 1985.

Apesar de sua localização tangenciada pelas rodovias Campinas-Paulínia (SP 332) e Rodovia D. Pedro I (SP 65), a Mata de Santa de Genebra tem acesso limitado, apenas pela portaria principal, e se encontra sob gestão da Fundação José Pedro de Oliveira, responsável por sua conservação. Como se trata de uma Unidade de Conservação, a Mata de Santa Genebra conta ainda um Plano de Manejo, publicado em agosto de 2010. A mata abriga aproximadamente 660 espécies de flora, sendo algumas sob risco de extinção no país, como *Euterpe edulis* (palmeira-juçara) e *Ocotea odorifera* (canela-sassafrás) (BRASIL, 2010).

No plano de manejo da Mata de Santa Genebra, além de serem apresentados os diagnóstico do entorno e da A.R.I.E, um capítulo inteiro é destinado ao planejamento da mata; ou seja, são elencados os objetivos específicos do manejo na área e estabelecidos as bases de diversos programas,

como programas de proteção, pesquisa e monitoramento, visitação, recuperação, dentre outros (BRASIL, 2010).

Os demais remanescentes apresentaram comportamento semelhante em cada bacia hidrográfica e serão mais bem discutidos a seguir.

## **6.2.2 Qualidade ambiental nas bacias hidrográficas**

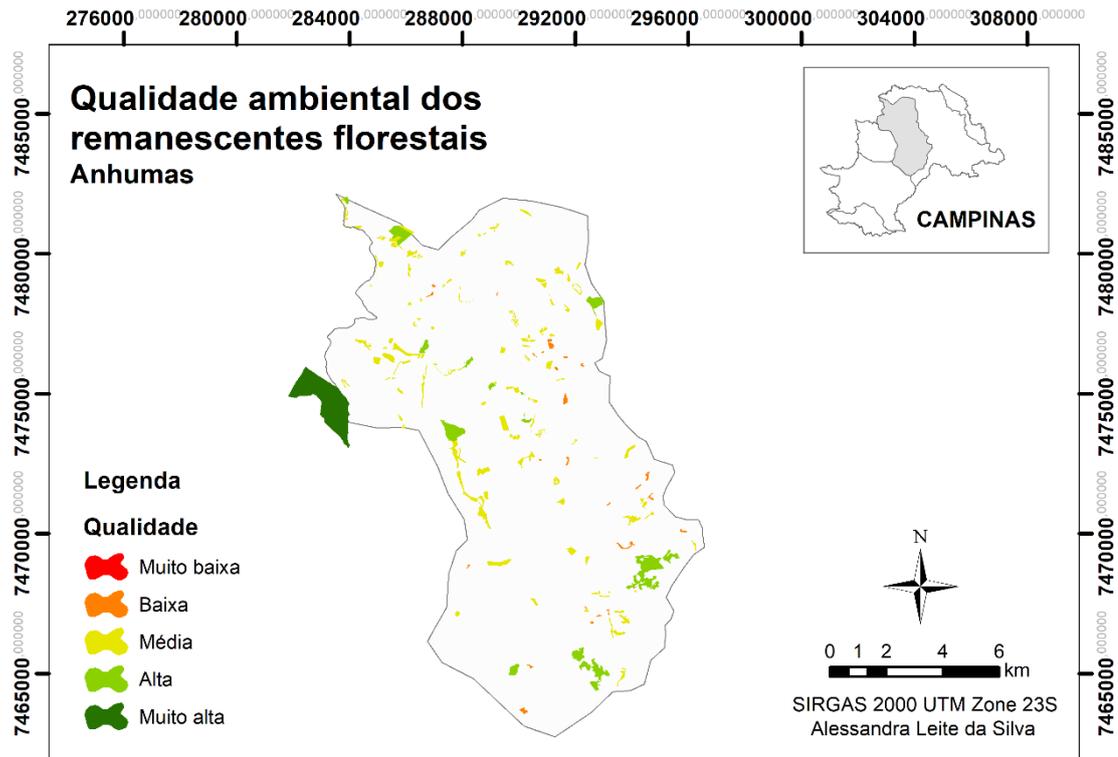
Diante destas constatações foi possível avaliar a qualidade de cada bacia hidrográfica no município de Campinas/SP, no que diz respeito aos remanescentes florestais, pela qual identificam-se as diferenças e semelhantes entre elas e as alternativas de gestão e manejo mais adequados em cada caso.

### **6.2.2.1 Bacia hidrográfica do Anhumas**

A bacia hidrográfica do Anhumas, com 14.507,97 ha de extensão, está localizada em uma das primeiras áreas de ocupação no município de Campinas, que hoje constitui-se a região central da cidade. Desta forma, a partir da análise de uso e ocupação do solo constatou-se o predomínio de áreas edificadas e impermeabilizadas, que representam 54,91% da área total.

Com relação à vegetação florestal remanescente, na bacia do Anhumas esta abrange 862,24 ha, ou seja, corresponde a apenas 5,94% da área total, e está distribuída em 176 remanescentes. De acordo com o  $IQ_{rem}$  constatou-se que 74,4% destes remanescentes apresentam uma qualidade ambiental classificada como média, seguido de 15,9% de com qualidade baixa, 9,1% qualidade alta e apenas um remanescente com qualidade muito alta (**Figura 52**).

**Figura 52.** Qualidade ambiental dos remanescentes da bacia do Anhumas



De forma geral, a qualidade média dos remanescentes florestais da bacia do Anhumas reflete bem as condições dos remanescentes florestais verificadas pela métricas de paisagem individualmente. Ou seja, com relação, por exemplo, à área dos remanescentes, a métrica AREA apontou que a maioria dos remanescentes apresentam um tamanho entre 1,00 e 5,00 ha, classificados como médios. Contudo, apesar disso, estes remanescentes representam uma área florestal de apenas 26,04% da área florestal remanescente da bacia.

A questão da área dos remanescentes é bastante significativa, tanto na bacia do Anhumas quanto nas demais, ainda mais quando considerada apenas a área central dos remanescentes. Na bacia do Anhumas de toda a área florestal remanescente mapeada apenas 33,36% consistem exclusivamente em área central, livre de efeito de borda. Isto indica que 66,64% da área florestal da bacia consistem em área de borda, sendo que apenas 47 dos 176 remanescentes apresentam área central.

Quanto à sua forma, estes remanescentes não apresentam formatos muito complexos, evidenciado pelos baixos índices de forma (SHAPE); contudo, são remanescentes com formato predominantemente alongado, o que aumenta

significativamente sua vulnerabilidade aos efeitos de borda, especialmente porque diminui a distância entre as bordas e área central.

Como verificado pela métrica ENN, apesar da maioria (52,8%) dos remanescentes se encontrar a menos de 60 m de distância do seu vizinho mais próximo, um percentual também considerável (22,7%) encontra-se a mais de 200 m, o que prejudica significativamente a possibilidade de manutenção de fluxo gênico entre eles. Entretanto, a métrica CONNECT evidenciou que, considerando o raio de 350 m, que é tido como limite da trafegabilidade animal, 84,1% dos remanescentes apresentam conectividade com outro(s) remanescente(s). Outro fator positivo é que, segundo a métrica PROXRIO, 81,3% dos remanescentes da bacia estão a menos de 60 m de algum curso d'água.

Desta forma, apesar de não terem tamanho e formatos mais próximos aos adequados, na bacia do Anhumas os remanescentes se encontram ainda próximos uns aos outros, o que favorece sua conectividade e, portanto, sua qualidade. Entretanto, por esta ser uma região predominante urbanizada, a maioria destes remanescentes encontram-se muito próximas a áreas de alta modificação da paisagem natural, como evidenciado pela métrica BORDA, o que promove grande pressão das atividades antrópicas sobre a vegetação natural. A métrica PROXVIAS apontou ainda que mais de 70% dos remanescentes encontram-se a menos de 60 m de alguma via de tráfego, o que passa a exercer fortes pressões antrópicas sobre os mesmos.

Com relação às condições naturais que poderiam agravar a qualidade ambiental destes remanescentes verificou-se que, segundo a declividade, o terreno em que estão os remanescentes florestais é predominantemente ondulado. Entretanto, devido à tipologia do solo existe uma condição variável de erodibilidade do solo, onde 41,5% dos remanescentes apresentam grau de erodibilidade muito forte enquanto outros 40,9% grau fraco/ muito fraco.

Diante destas considerações identifica-se que uma das principais problemáticas associadas aos remanescentes florestais da bacia hidrográfica do Anhumas diz respeito ao uso e ocupação do solo na bacia e à proximidade destes remanescentes com áreas antropizadas que exercem intensa pressão sobre eles. Muitas vezes, a proximidade entre os remanescentes florestais não pode ser convertida em conectividade estrutural e funcional justamente pelas barreiras

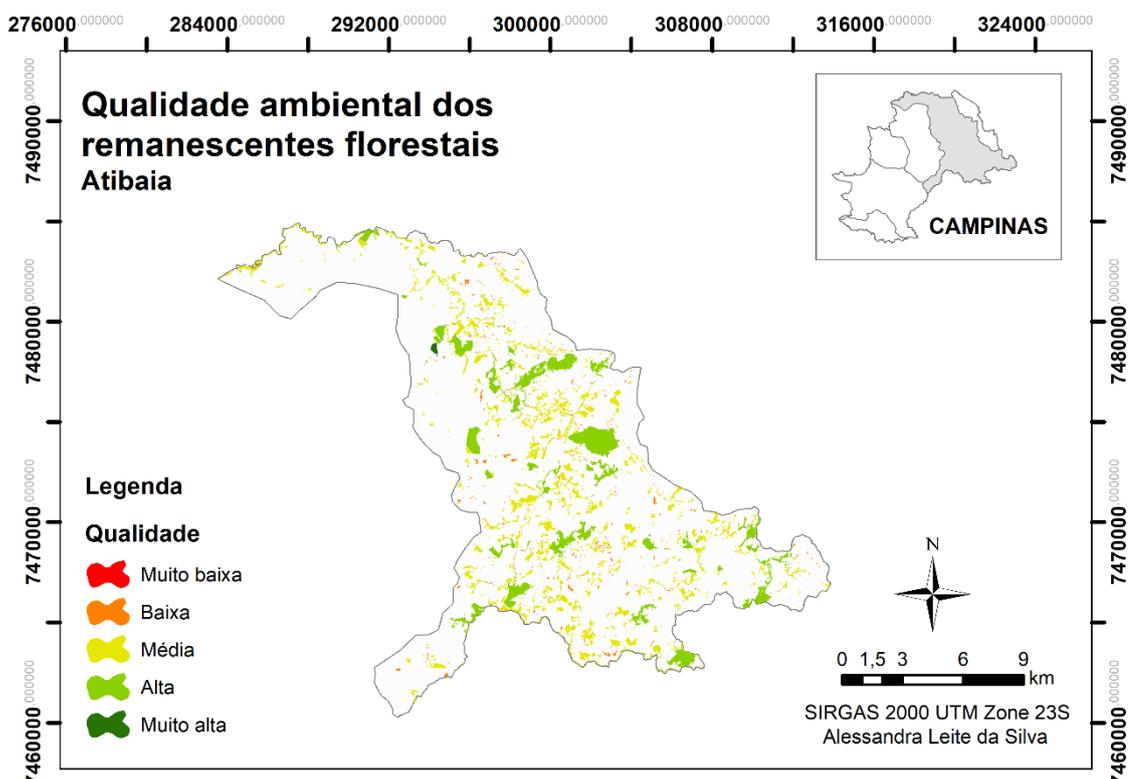
físicas que se interpõem entre os mesmos. Desta forma, projetos de corredores ecológicos precisam ser bem estudados, considerando estas condições.

### 6.6.2.2 Bacia hidrográfica do Atibaia

A bacia hidrográfica do Atibaia, por sua vez, apresenta características consideravelmente distintas daquelas verificadas na bacia do Anhumas e de outras com características predominantemente urbana. A bacia do Atibaia apresenta uma área de 25.782,70 ha, e abrange uma região na qual ainda existe predomínio de áreas rurais, com a presença de áreas de pastagem e cultivo.

Esta é também a bacia hidrográfica de Campinas com a maior área florestal remanescente e segunda maior considerando em termos percentuais. São 1.368 remanescentes que ocupam 3.298,19 ha, ou seja, 12,79% da área da bacia. Constatou-se através do índice  $IQ_{rem}$  que, na bacia do Atibaia 66,7% dos remanescentes florestais puderam ser classificados com qualidade média, 29,8% enquadram-se na classe de baixa qualidade e apenas 5,9% dos remanescentes com qualidade alta (**Figura 53**).

**Figura 53.** Qualidade ambiental dos remanescentes da bacia do Atibaia



Assim como na bacia do Anhumas, a qualidade ambiental dos remanescentes da bacia do Atibaia é predominantemente média. Entretanto, nesta bacia, existem outros fatores que contribuem para que a fragilidade dos remanescentes: fortes indicadores de alto grau de fragmentação. O alto número de remanescentes na bacia do Atibaia já é um grande indicador do intenso processo de fragmentação da paisagem, o que é evidenciado ainda pelo tamanho destes remanescentes; a métrica AREA apontou que 53,58% deles apresentam tamanho inferior a 0,50 ha, classificados, portanto, como muito pequenos.

O predomínio de remanescentes muito pequenos reflete diretamente na quantidade de área central disponível. Na bacia do Atibaia este índice foi de apenas 20,16%, sendo que dos 1.368 remanescentes mapeados apenas 126 apresentam área central, todos os demais consistem integralmente em área de borda, altamente sujeitas aos efeitos de borda. Já quanto ao formato destes remanescentes, a condição foi semelhante: formatos não tão complexos, porém, alongados.

Além de muito pequenos, os remanescentes florestais da bacia do Atibaia encontram-se muito próximos uns aos outros. Mais de 80% deles estão a menos de 60 m de seu vizinho mais próximo. Esta é mais uma evidência do intenso processo de fragmentação da paisagem que tem ocorrido na bacia, pois pode indicar que remanescentes anteriormente maiores e mais íntegros têm sido decompostos em inúmeros fragmentos, porém ainda próximos uns aos outros. Isto indica que existe forte risco de que os remanescentes maiores sejam decompostos em pequenos fragmentos e que estes, com o tempo, sejam completamente extintos da paisagem.

Uma das questões de maior destaque na bacia do Atibaia é sua alta potencialidade hídrica, o que a torna ainda mais sensível a determinadas condições inadequadas de manejo. Esta é uma bacia com grande número de nascentes e cursos d'água; a métrica PROXRIOS apontou que 87,9% dos remanescentes encontram-se a menos de 60 m de algum curso d'água, sendo que muitos deles são inclusive cortados por algum ribeirão. Apesar disso, e da presença de muitas nascentes na bacia, a métrica AGUA indicou que são poucos os remanescentes que abrigam alguma nascente em seu interior, apenas 15,4%. Isto indica que muitas nascentes se encontram desprotegidas.

Esta questão é ainda agravada quando verificada as condições de erodibilidade do solo e declividade. De acordo com a tipologia do solo nesta região,

64,4% e 21,1% dos remanescentes apresentam, respectivamente, grau de erodibilidade do solo classificado como muito forte e forte/muito. Além disso, por estarem em áreas com declividade que chega a ultrapassar 45% em alguns pontos, estes remanescentes encontram-se altamente sujeitos a erosão.

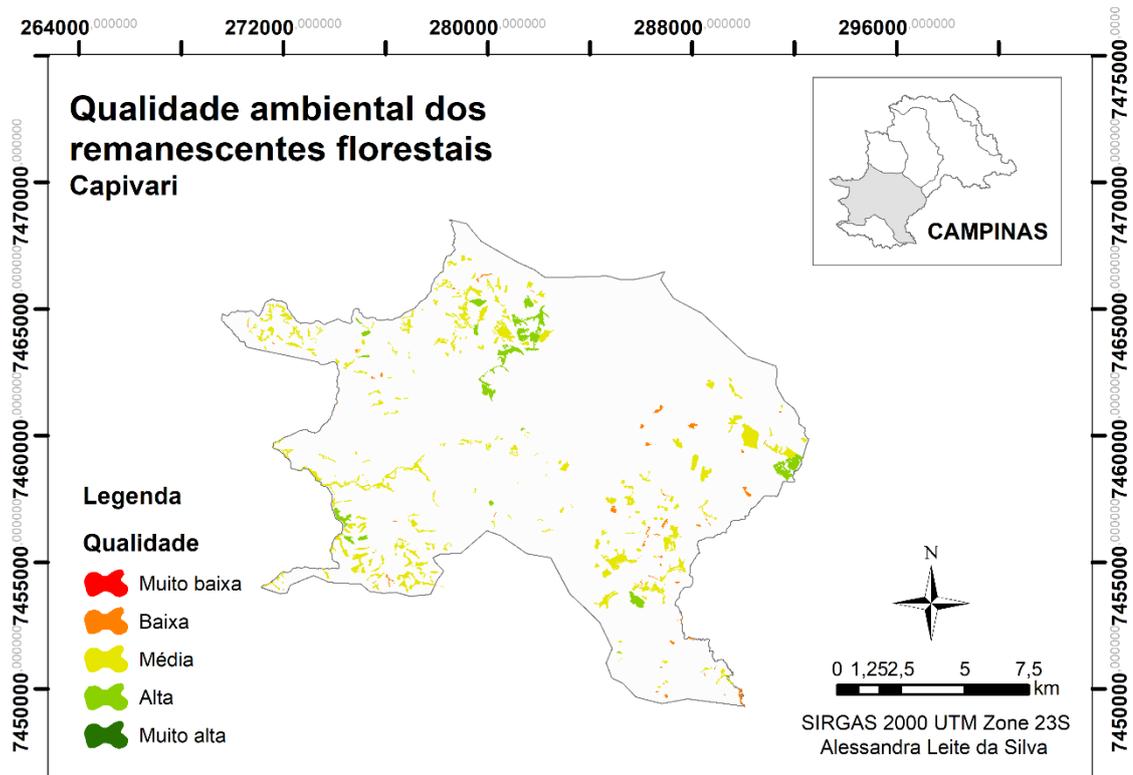
Portanto, se por um lado, as condições de uso e ocupação do solo não são tão consolidadas quanto nas bacias mais urbanizadas como Anhumas, Capivari e Quilombo, e o alto grau de conectividade (98,9%) favorece a conectividade dos remanescentes, a qualidade dos mesmos se vê ameaçada por características naturais do terreno e relevo, como a declividade e o alto grau de erodibilidade do solo. Desta forma, identifica-se que na bacia do Atibaia estes remanescentes apresentam a imprescindível função de proteção do solo, a fim de evitar erosão, e, conseqüentemente dos recursos hídricos.

Por estes motivos, a gestão ambiental dos remanescentes da bacia do Atibaia deve ser prioritária no município de Campinas. E, considerando as atuais condições da bacia e dos remanescentes florestais, são veementemente recomendadas ações que melhorem a conectividade da paisagem, de forma a reduzir as pressões de fragmentação que têm atuado sobre estes remanescentes, garantindo também o aumento da área florestal remanescente e, conseqüentemente, a proteção dos solos e dos recursos hídricos. A implantação de corredores ecológicos se mostra como uma das alternativas mais indicadas.

### **6.2.2.3 Bacia hidrográfica do Capivari**

A bacia hidrográfica do Capivari, junto às bacias do Anhumas e Quilombo, é uma das que apresentam o maior percentual de áreas impermeabilizadas. São 47,03% da área com ocupações como áreas edificadas, loteamentos, grandes equipamentos etc. É a segunda maior bacia no município de Campinas, apresentando uma área de 21.820,23 ha; deste total, 1.241,26 ha constituem-se de área florestal remanescente, ou seja, apenas 5,69% da bacia. Esta vegetação encontra-se distribuída ao longo da bacia em 323 remanescentes (**Figura 54**).

**Figura 54.** Qualidade ambiental dos remanescentes da bacia do Capivari



O índice de qualidade ambiental ( $IQ_{rem}$ ) apontou que quase 80% dos remanescentes da bacia do Capivari apresentam qualidade média, 15,2% com qualidade baixa e 6,8% com qualidade alta. Ou seja, um índice bastante semelhante ao da bacia do Anhumas, visto estas duas bacias hidrográficas apresentarem condições bastante semelhantes.

Assim como na bacia do Anhumas, a maioria dos remanescentes (45,20%) tem tamanho entre 1,00 e 5,00 ha, classificados como tamanho médio. Entretanto, diferentemente das bacias já apresentadas, na bacia do Capivari a área central foi ainda menor, onde 88,95% da área florestal corresponde a área de borda, sendo que dos 323 remanescentes apenas 66 apresentam área central. Isto representa uma perda significativa de área efetiva de ecossistema natural e representa a alta fragilidade destes remanescentes.

Esta condição de fragilidade, que interfere diretamente na qualidade destes remanescentes, está também associada à forma dos remanescentes. O índice de circularidade (IC) apontou que um apenas um baixo percentual (8,1%) deles apresentam formato arredondado e, portanto, mais favorável. esta condição foi igualmente verificada para os remanescentes de todas as bacias. Quanto à proximidade entre si, os remanescentes da bacia do Capivari apresentam uma

condição bastante semelhante à dos remanescentes da bacia do Anhumas: aproximadamente 50% de remanescentes com até 60 m de distância de seu vizinho mais próximo e 91,0% destes com conectividade com outros remanescentes em um raio de 350 m.

Entretanto, por ser também uma bacia com uso predominantemente urbano, os remanescentes encontram-se também muito próximos a algum tipo de via de tráfego. Além disso, mais de 75% dos remanescentes estão em contato, em alguma parcela de sua borda, com usos predominantemente antropizados (Classe 4) que exercem considerável pressão sobre o ecossistema natural. Nesta bacia, 41,5% dos remanescentes estão localizados em solos classificados com grau de erodibilidade muito forte e 24,8% com grau forte/muito forte, o que evidencia a vulnerabilidade da área à erosão e a importância ambiental dos remanescentes nesta área, que atuam como fonte de cobertura vegetal protetora do solo.

Quanto à proximidade dos remanescentes e cursos d'água, a bacia do Capivari foi que apresentou os melhores índices: 93,2% dos remanescentes estão a menos de 60 m de algum curso d'água e 35,3% apresentam alguma nascente em seu interior. Esta é uma bacia com importante potencial hídrico; como destaca o Plano de Saneamento do município de Campinas (CAMPINAS, 2013), o rio Capivari é responsável pelo abastecimento da região sul do município, especialmente na região no entorno do Aeroporto Internacional de Viracopos, e é responsável pelo fornecimento de 6,5% do volume total necessário para abastecimento do município de Campinas.

Ou seja, apesar das condições bastante semelhantes à bacia do Anhumas com relação à qualidade ambiental dos remanescentes florestais, na bacia do Capivari, tal qual na bacia do Atibaia, os remanescentes florestais apresentam uma significativa função para a manutenção da disponibilidade hídrica, em termos de qualidade e quantidade. Isto aumenta a importância de que sejam realizadas ações de manejo eficazes que contribuam para aumentar e assegurar a qualidade ambiental destes remanescentes.

Como, assim como a bacia do Anhumas, trata-se de uma bacia hidrográfica na qual o uso do solo já está mais consolidado, pode haver maior dificuldade para a implantação de corredores ecológicos, entretanto, é importante que estes sejam priorizadas nas áreas que permitam sua eficaz implantação. Além disso, buscando

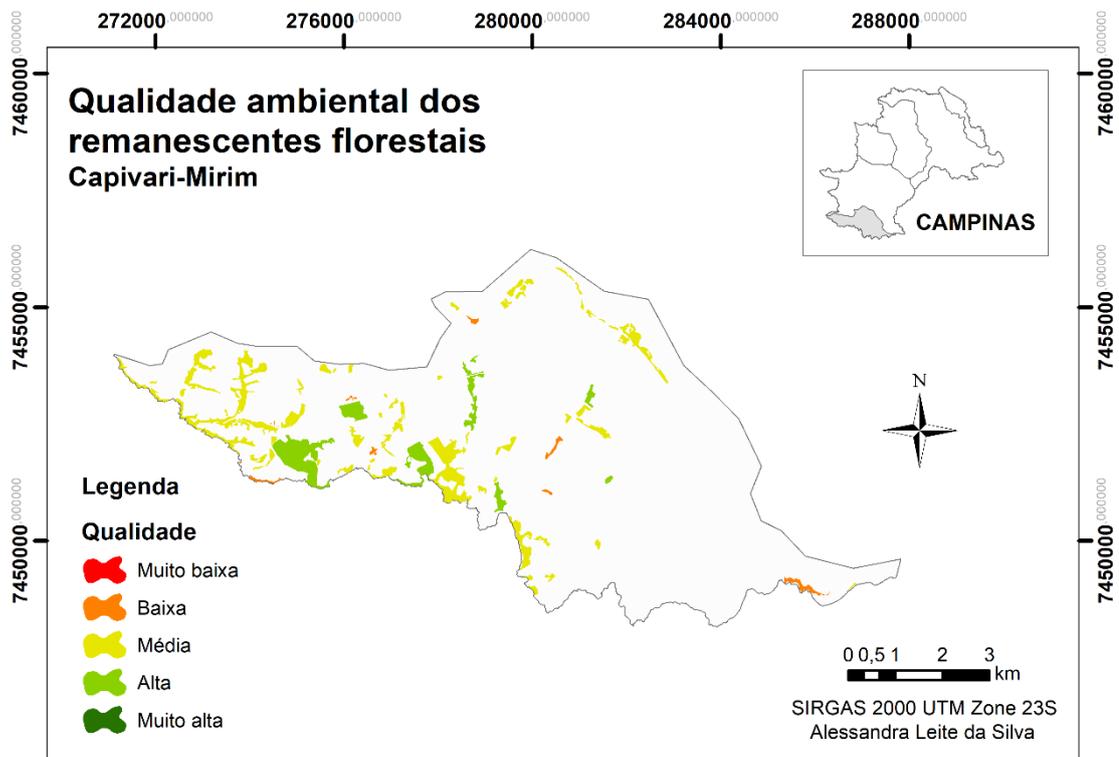
assegurar a qualidade ambiental dos remanescentes, iniciativas que promovam o aumento de área efetiva dos remanescentes são muito indicadas.

#### 6.2.2.4 Bacia hidrográfica do Capivari-Mirim

A bacia hidrográfica do Capivari-Mirim apresenta área de 5.544,46 ha e apenas 75 remanescentes florestais, que abrangem uma área de 434,34 ha, ou seja, 7,83% da área total. É a segunda menor bacia no município e apresenta algumas características bastante semelhantes à bacia do Capivari, com a qual faz limite. Em termos de uso e ocupação do solo predominam as áreas de alto grau de modificação como solo exposto, áreas degradadas, ruas pavimentadas e edificações (39,79% da área); entretanto, existe um considerável percentual (34,03%) de área classificada como média modificação, a exemplo, pastagens plantadas.

Com relação à qualidade ambiental dos remanescentes, avaliada pelo  $IQ_{rem}$ , constatou-se que na bacia do Capivari-Mirim os remanescentes dividem-se em três classes de qualidade: média (76,0%), baixa (13,3%) e alta (10,7%) (**Figura 55**).

**Figura 55.** Qualidade ambiental dos remanescentes da bacia do Capivari-Mirim



Pela figura 43 percebe-se que, de forma geral, os remanescentes com qualidade alta foram aqueles com maior área. Na bacia do Capivari-Mirim, assim como em todas as bacias com exceção das bacias do Atibaia e Jaguari, predominam os remanescentes de tamanho médio, com área entre 1,00 e 5,00 ha. Contudo, devido o percentual de área central ser muito baixo, cerca de 15%, é alta incidência a de efeito de borda sobre estes remanescentes. Ainda mais quando consideradas as métricas SHAPE e IC que demonstraram a predominância de remanescentes com formato alongado, porém formas não tão complexas.

Na bacia do Capivari-Mirim 58,7% dos remanescentes estão a menos 60 m de distância de seu vizinho mais próximo, e apenas 9,3% não apresentam conectividade com outro remanescente em um raio de 350 m. Já quanto à distância com relação às vias de tráfego, esta foi a bacia com a maior proximidade, de forma que através da métrica PROXVIAS constatou-se que 81,3% dos remanescentes estão a menos de 60 m de alguma via, o que interfere diretamente na pressão antrópica sofrida pelos remanescentes.

Com relação aos remanescentes e a distância em relação aos cursos d'água, 81,3% deles estão a menos de 60,0 m de algum curso d'água. Isto indica que apesar do baixo número de remanescentes na bacia eles estão localizados predominantemente nas áreas próximas aos cursos hídricos, representando um potencial de proteção hídrica. Entretanto, quanto à presença de nascentes dentro dos remanescentes, apenas 24,0% abrigam alguma delas em seu interior.

De forma geral, como na bacia do Capivari, a declividade identificada na maior parte dos remanescentes variou de 8 a 20%, sendo o relevo classificado, portanto, como ondulado. Entretanto, outro fator importante a ser considerado é que apesar de 44,0% dos remanescentes estarem em solo classificados com grau de erodibilidade fraco/ muito fraco, um percentual considerável de 30,7% está em solo com grau de erodibilidade forte/muito forte o que é, assim, uma condição de maior vulnerabilidade.

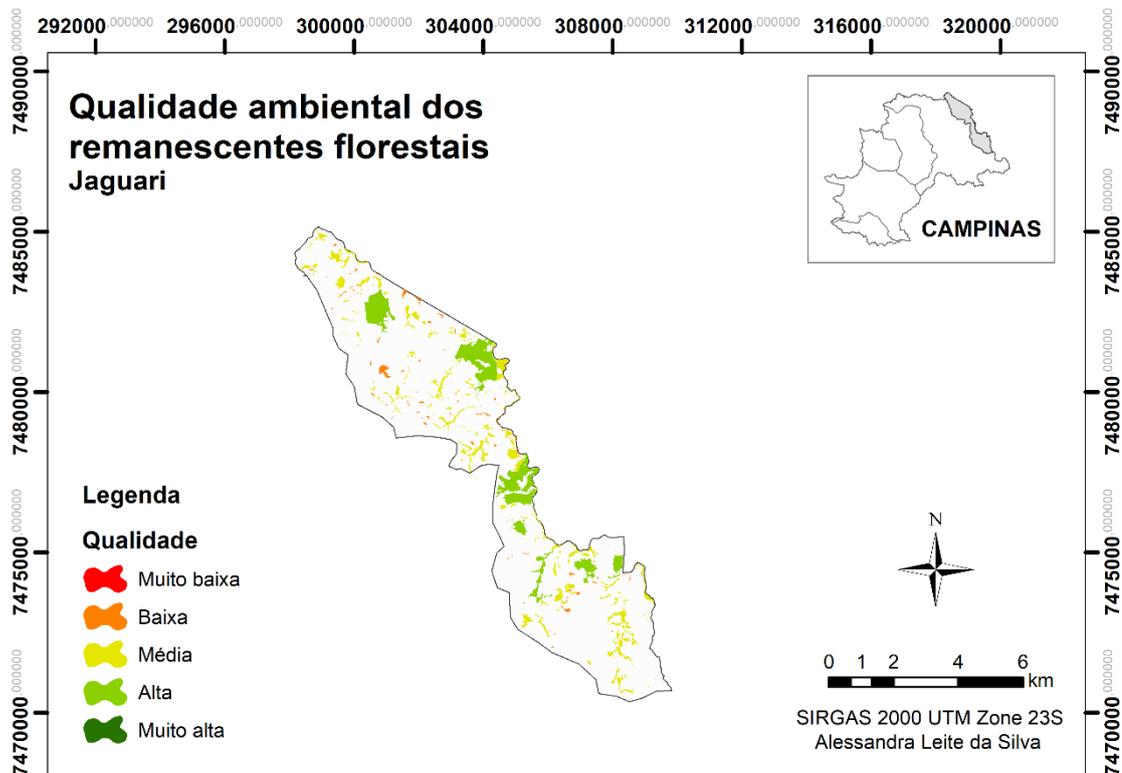
Diante destas constatações, sugere-se a proposição de ações semelhantes àquelas propostas para a bacia do Capivari, nas quais os objetivos sejam promover a conservação dos remanescentes atuais, promovendo o aumento de área efetiva dos remanescentes, especialmente em direção aos cursos d'água.

### 6.2.2.5 Bacia hidrográfica do Jaguari

A bacia hidrográfica do Jaguari é a menor bacia no município de Campinas, abrangendo 4.554,03 ha de área. Apesar disto, é a bacia com o segundo maior número de remanescentes florestais e a que apresenta o maior percentual de área florestal, 13,40% distribuídas em 324 remanescentes.

Apesar de ser a bacia hidrográfica com menor percentual de áreas destinadas a usos urbanos e onde predominam-se usos como pastagem, campo natural, áreas de reflorestamento etc., a bacia do Jaguari foi a que apresentou o menor percentual de remanescentes florestais com  $IQ_{rem}$  alto. São apenas 8 remanescentes (2,5%) com qualidade ambiental alta, ao passo em que 71,6% apresentaram qualidade média; entretanto, foi alto também o percentual de remanescentes com qualidade baixa, 25,9% (**Figura 56**). Isto pode estar associado não apenas a um intenso processo de fragmentação florestal na área, mas também às condições naturais da área.

**Figura 56.** Qualidade ambiental dos remanescentes da bacia do Jaguari



Em termos de qualidade ambiental, estes remanescentes apresentam características bastante semelhantes aos remanescentes da bacia do Atibaia.

Como na bacia do Anhumas, na bacia do Atibaia uma das características principais dos remanescentes é com relação ao seu tamanho e distância entre os mesmos. Na bacia do Atibaia mais de 65% deles têm menos de 0,50 ha e, portanto, são classificados como muito pequenos, aumentando a susceptibilidade ao efeito de borda. Isto afeta diretamente no percentual de área central disponível, que foi de 23,29%, um dos mais baixos no município,

Por outro lado, todos os remanescentes estão localizados muito próximos uns aos outros, de forma que a métrica CONNECT apontou que 100% destes remanescentes apresentam conectividade com outro no raio de 350 m. Apesar desta condição ser um forte indicador do processo de fragmentação da paisagem natural, pode ser utilizada em prol da gestão ambiental na bacia, a fim de aumentar a qualidade ambiental destes remanescentes. Isto porque, o estabelecimento de ações como a implantação de corredores ecológicos, poderá ser grandemente eficaz para combater a fragmentação florestal, promovendo a conectividade estrutural e funcional entre os remanescentes e, conseqüentemente, atuando na melhora de sua qualidade ambiental.

Outro fator importante a ser destacado e diretamente relacionado à qualidade dos remanescentes nesta bacia é que, além da predominância de remanescentes muito pequenos, a bacia do Jaguari apresenta mais de 20% de sua área com declividade entre 20 e 45% e, portanto, relevo fortemente ondulado. Outro fator crítico é que 75,6% e 23,8% dos remanescentes encontram-se em solos classificados, respectivamente, com grau de erodibilidade muito forte e forte/muito forte, o que aumenta a fragilidade destas áreas a processos erosivos.

Além disso, como na bacia do Atibaia, a bacia do Jaguari também apresenta um grande potencial hídrico, onde apenas 0,6% dos remanescentes se encontram a mais de 200 m de distância de um curso d'água, o que torna a susceptibilidade à erosão um fator ainda mais problemático. Ao mesmo tempo evidencia-se o importante serviço ecossistêmico de proteção hídrica que estes remanescentes florestais promovem nesta área. Contudo, apesar do grande número de nascentes e remanescentes florestais na bacia do Jaguari, apenas 13,6% delas encontram-se protegidas por algum remanescente florestal, deixando as demais desprotegidas e mais sujeitas às pressões antrópicas.

Estas são, portanto, mais evidências da necessidade prioritária de atuar no manejo destes remanescentes, a fim de evitar sua degradação, garantindo sua

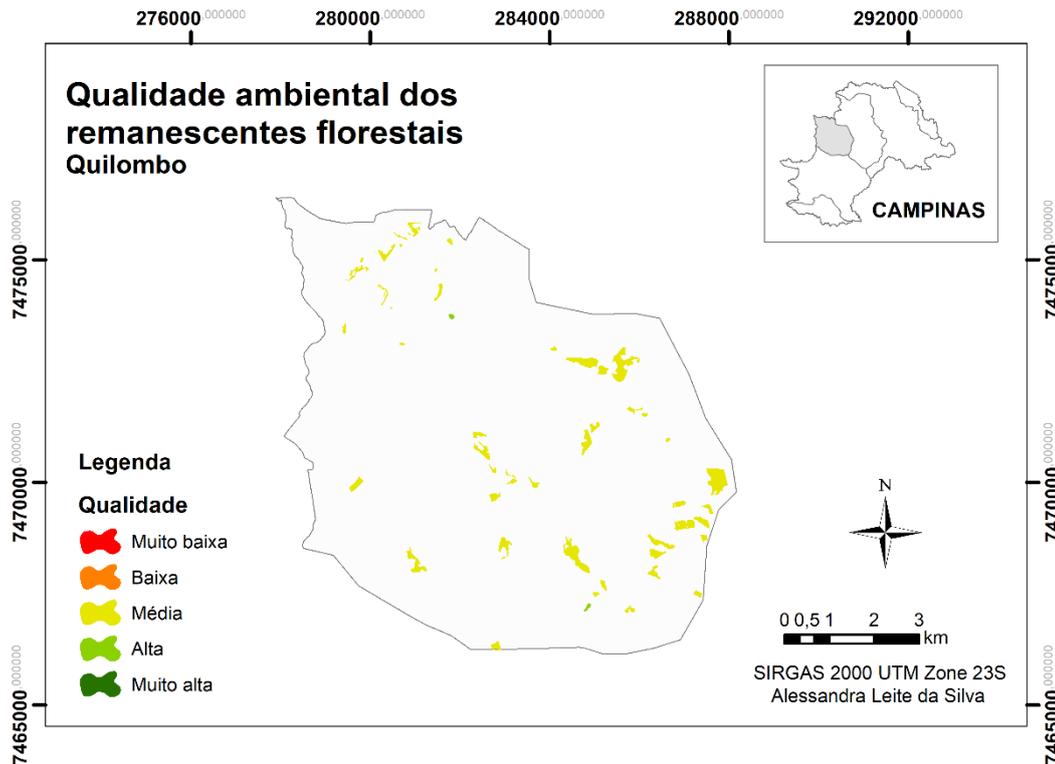
integridade física e funcional. Sendo assim, a qualidade ambiental dos remanescentes será fortalecida, afetando, conseqüentemente, a qualidade da bacia e de seus recursos hídricos.

#### **6.2.2.6 Bacia hidrográfica do Quilombo**

Em termos de uso e ocupação do solo, a bacia hidrográfica do Quilombo apresenta características bem semelhantes às bacias do Anhumas e Capivari, com a predominância de áreas de altíssimo grau de uso e ocupação, como edificações, ruas pavimentadas, áreas degradadas etc. Dos 7.325,28 ha de área total apenas 179,60 ha consistem em área florestal remanescente, ou seja, apenas 2,45% da bacia; este é o menor índice de todas as bacias dentro do município de Campinas. Na bacia do Quilombo esta vegetação florestal está distribuída em 53 remanescentes, dos quais 60,38% apresentam área entre 1,00 e 5,00 ha.

Com relação ao  $IQ_{rem}$  constatou-se que 51 dos 52 remanescentes foram classificados com qualidade ambiental média, enquanto apenas 2 deles com qualidade alta (**Figura 57**). A predominância de remanescentes com qualidade ambiental média foi verificada em todas as bacias hidrográficas de Campinas. Portanto, de forma geral, não há grandes diferenças entre os remanescentes termos de grau de qualidade ambiental. O que muda são as características destes remanescentes, em cada bacia, que condicionam tal qualidade.

**Figura 57.** Qualidade ambiental dos remanescentes da bacia do Quilombo



No caso da bacia do Quilombo, apesar de ser a bacia com menor número de remanescentes e menor percentual de área florestal, esta bacia apresenta 16,98% de remanescentes classificados com tamanho bom (5,00 - 20,00 ha), sendo a bacia com o maior percentual nesta classe. Apesar disto, quando considerada a área central, observou-se o menor índice: apenas 9,80% da área florestal remanescente consiste em área central, ou seja, área efetiva.

Esta foi a bacia que apresentou também melhores índices de forma, onde pela métrica IC 20,8% dos remanescentes foram classificados como arredondados. Apesar disto, as principais problemáticas associadas aos remanescentes florestais da bacia do Quilombo estão associadas às condições de uso e ocupação do solo, que afetam diretamente o tipo e a intensidade das pressões às quais estão sujeitos os remanescentes.

No caso, a bacia do Quilombo apresenta o maior percentual de remanescentes separados de seu vizinho mais próximo em distâncias superiores a 200 m; e, apesar do percentual de remanescentes com conectividade em um raio de 350 m ser de 18,9%, a conectividade estrutural e funcional está bastante comprometida devido ao grau de consolidação de áreas edificadas e de altamente antropizadas no entorno destes remanescentes.

Na bacia do Quilombo foi identificado também o menor percentual de remanescentes com nascentes em seu interior, o valor foi de apenas 9,4%. Além disso, é a bacia na qual os remanescentes estão mais distantes dos cursos d'água, onde 22,6% deles estão a mais de 200 m de distância do curso d'água mais próximo. Entretanto, com relação às condições naturais de declividade e grau de erodibilidade do solo, estas se mostram favoráveis; são 50,9% dos remanescentes em área com relevo suave ondulado (declividade entre 3 e 8%) e 86,8% em áreas cujo solo foi classificado com grau de erodibilidade fraco/ muito fraco.

Diante destas condições, as ações de manejo e conservação de vegetação natural na bacia do Quilombo dificilmente poderá estar pautada na conectividade dos remanescentes. Indica-se que sejam propostas ações especialmente voltadas em amenizar os efeitos de borda que tem atuados sobre estes remanescentes e garantir a efetividade e qualidade dos processos ecológicos envolvidos.

## 7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados obtidos por meio do presente estudo foi possível constatar que:

- a) As bacias hidrográficas circunscritas no município de Campinas são heterogêneas no que diz respeito ao uso e ocupação do solo e qualidade ambiental dos remanescentes florestais;
- b) A distribuição espacial dos remanescentes florestais nestas bacias é também variável; sendo possível identificar a influência do adensamento urbano para a redução da vegetação florestal remanescente, de modo que as bacias localizadas na região central do município apresentam percentual de cobertura florestal significativamente inferior ao de bacias localizadas fora do perímetro urbano;
- c) Os indicadores selecionados no presente estudo descrevem principalmente a estrutura dos remanescentes florestais. Entretanto, constatou-se que os indicadores de forma podem revelar importantes informações acerca da composição dos remanescentes, bem como os indicadores de proximidade e uso e ocupação influenciam nas funções prioritárias dos mesmos;
- d) Dentre os indicadores analisados, as métricas associadas à área e forma se manifestaram como as mais significativas para a caracterização dos remanescentes. Isto porque são indicadores altamente sensíveis a mudanças e interferem diretamente em outras métricas, como disponibilidade de área central e, portanto, estão também diretamente associadas ao efeito de borda.
- e) As ferramentas utilizadas para análise dos remanescentes florestais, quando analisadas em conjunto, forneceram informações significativas não apenas para a avaliação dos remanescentes florestais, para a identificação das condições gerais da vegetação natural remanescente em cada bacia hidrográfica e as melhores alternativas indicadas para cada caso;
- f) O Índice de Qualidade Ambiental ( $IQ_{rem}$ ) se mostrou eficaz para o presente estudo, contudo, pode haver a necessidade de ajustes nos coeficientes associados a cada indicador considerado, caso venha a ser

aplicado em outras regiões, com características significativamente distintas, tais como outros biomas;

- g) De forma geral, as principais condições identificadas que contribuem para a fragilidade ambiental dos remanescentes florestais nas bacias hidrográficas do município de Campinas são: o tamanho reduzido dos remanescentes florestais; o formato alongado deles; e a proximidade com áreas altamente antropizadas que exercem forte pressão sobre os remanescentes;
- h) Considerando os remanescentes florestais, as bacias hidrográficas no município de Campinas podem ser agrupadas em dois grupos distintos, de acordo com suas características. O primeiro descreve bem as bacias do Anhumas, Capivari, Capivari-Mirim e Quilombo, caracterizadas pelo alto grau de uso e ocupação do solo e predomínio de áreas urbanizadas. Nestas bacias as condições de solo e declividade são semelhantes e não críticas; os remanescentes florestais são de tamanho predominantemente médio e apresentam condições semelhantes de distância de vizinho mais próximo (ENN), onde aproximadamente 50% deles encontram-se a menos de 60 m de distância do seu vizinho mais próximo.
- i) As bacias do Atibaia e Jaguari, por sua vez, podem ser agrupadas em outro grupo. Ambas se caracterizam pelo alto número de remanescentes, especialmente de tamanho muito pequeno, porém muito próximos uns aos outros, o que evidencia o alto processo de fragmentação florestal que têm ocorrido nas bacias. Além disso, devido suas condições de alta declividade e solos com alto grau de erodibilidade, associadas ao alto potencial hídrico, estas bacias tornam-se mais vulneráveis às alterações no uso e ocupação do solo;
- j) Para as bacias do Atibaia e Jaguari sugere-se o investimento em ações de manejo que promovam a conectividade efetiva dos remanescentes, a fim de conter o fenômeno de fragmentação florestal e garantir a estabilidade dos remanescentes florestais e, conseqüentemente, a eficácia da prestação de serviços ecossistêmicos pelos mesmos, em especial o de proteção dos recursos hídricos. Nas demais bacias hidrográficas de Campinas, de forma geral, devido à maior consolidação

urbana e alto grau de uso e ocupação do solo no entorno dos remanescentes é necessário investir em ações que minimizem os efeitos de borda.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUILERA, F.; VALENZUELA, L. M.; BOTEQUILHA-LEITÃO, A. Landscape metrics in the analysis of urban land use patterns: A case study in a Spanish metropolitan area. **Landscape and Urban Planning**, v. 99, p. 226-238, 2011.

ALBUQUERQUE, A. R. C. Bacia Hidrográfica: Unidade de Planejamento Ambiental. **Revista Geonorte**, Manaus, Ed. Especial, v. 4, n. 4, p. 201-209, 2012.

ALMEIDA, D. *et al.* Landscape metrics applied to formerly reclaimed saltmarshes: A tool to evaluate ecosystem services? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 181, p. 100-113, 2016.

ANDERSSON, E. *et al.* Reconnecting Cities to the Biosphere: Stewardship of Green Infrastructure and Urban Ecosystem Services. **AMBIO**, v. 43, n. 4, p. 445-453, 2014.

BARBALHO, M. G. S.; SILVA, S. D.; GIUSTINA, C. C. Avaliação temporal do perfil da vegetação da microrregião de Ceres através do uso de métricas de paisagem. **Boletim Goiano de Geografia**, Goiânia, v. 35, n. 3, p. 472-487, 2015.

BARGOS, D. C.; MATIAS, L. F. Áreas Verdes Urbanas: Um Estudo De Revisão e Proposta Conceitual. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 6, n. 3, p. 172-188, 2011.

BARÓ, F. *et al.* Contribution of Ecosystem Services to Air Quality and Climate Change Mitigation Policies: The Case of Urban Forests in Barcelona, Spain. **AMBIO**, v. 23, p. 466-479, 2014.

BENEDICT, M. A; McMAHON, E. T. **Green Infrastructure: Smart Conservation for the 21st Century**. Washington, DC: Sprawl Watch Clearinghouse Monograph, 2006. 36 p.

BLUMENFELD, E. C. *et al.* Relações entre o tipo de vizinhança e efeitos de borda em fragmento florestal. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 4, p. 1301-13016, 2016.

BRANCALION, P. H. S. *et al.* Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados (Ecological Restoration of Degraded Ecosystems)**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012, p. 262-293.

BRASIL. **Decreto nº 91.885, de 05 de novembro de 1985**. Declara como Área de Relevante Interesse Ecológico - ARIE a Mata de Santa Genebra, no Estado de São Paulo, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília - DF, 06 de nov. de 1985. Seção 1.

BRASIL. EMBRAPA. **Nota Técnica nº 1 de dezembro de 2013**. Considerações Fitogeográficas e históricas sobre o bioma cerrado no Estado de São Paulo. Campinas: EMBRAPA, 2013. Disponível em: <[https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT1\\_CERRADOS\\_2013.pdf](https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT1_CERRADOS_2013.pdf)>. Acesso em 17 fev. 2019.

BRASIL. IBGE CIDADES. **Campinas**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/campinas/panorama>>. Acesso em 12 out. 2017.

BRASIL. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2ª ed. revista e ampliada. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>>. Acesso em 03 jun. 2018.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-

67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília - DF, 28 de mai. de 2012. p. 1.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Download de dados geográficos**. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>>. Acesso em: 15 mai. 2018.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. SECRETARIA DE BIODIVERSIDADE E FLORESTAS. **Fragmentação de ecossistemas: Causas, feitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA, 2003. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/\\_arquivos/fragment.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/fragment.pdf)>. Acesso em 26 fev. 2017.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. SECRETARIA DE BIODIVERSIDADE E FLORESTAS. **Mata Atlântica: Manual de Adequação Ambiental**. Brasília: MMA, 2010. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/202/\\_arquivos/adequao\\_ambiental\\_publicao\\_web\\_202.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/202/_arquivos/adequao_ambiental_publicao_web_202.pdf)>. Acesso em 17 fev. 2019.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE; FUNDAÇÃO JOSÉ PEDRO DE OLIVEIRA. **Plano de Manejo: A.R.I.E. Mata de Santa Genebra**. Campinas: MMA, 2010. Disponível em: <[http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/arie\\_mata\\_de\\_santa\\_genebra.pdf](http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/arie_mata_de_santa_genebra.pdf)>. Acesso em 11 nov. 2019.

CABRAL, P.; SANTOS, J. A.; AUGUSTO, G. Monitoring Urban Sprawl and the National Ecological Reserve in Sintra-Cascais, Portugal: Multiple OLS Linear Regression Model Evaluation. **Journal of Urban Planning and Development**, v. 137, p. 346-353, set. 2011.

CALDERÓN-CONTRERAS, R.; QUIROZ-ROSAS, L. E. Analysing scale, quality and diversity of green infrastructure and the provision of Urban Ecosystem Services: A case from Mexico City. **Ecosystem Services**, v. 23, p. 127–137, fev. 2017.

CALEGARI, L. *et al.* Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 871-880, out. 2010.

CAMARGO, D. M. *et al.* Modelagem geoespacial para identificação de áreas vulneráveis ao contágio por doenças relacionadas a falta de saneamento: o caso da Região Metropolitana de Campinas. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, v. 69, n. 3, p. 561-573, mar. 2017.

CAMARGO, M. *et al.* A sustentabilidade urbana analisada através do estudo de implantação de corredores verdes em dois logradouros da cidade de Cruz Alta/RS. **Revista Gedecon**, Cruz Alta, v. 1, n. 1, p. 127–135, 2013.

CAMPINAS. **Origens**. Disponível em: <<http://www.campinas.sp.gov.br/sobre-campinas/origens.php>>. Acesso em 12 out. 2017.

CAMPINAS. **Portal Geoambiental**. Disponível em: <<https://geoambiental.campinas.sp.gov.br/>>. Acesso em 15 jul. 2018.

CAMPINAS. Prefeitura Municipal de Campinas. **Mapeamento de Áreas Verdes do Município de Campinas**. Disponível em: <<http://ambientecampinas.wix.com/mapeamento#!>>. Acesso em: 26 mai. 2018.

CAMPINAS. Prefeitura Municipal de Campinas. **Plano Diretor Estratégico**. Campinas: (SEPLAMA) Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Urbano, 2017.

CAMPINAS. Prefeitura Municipal de Campinas. **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Campinas: (SVDS) Secretaria do Verde, Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, 2013.

- CAMPINAS. Prefeitura Municipal de Campinas. **Plano Municipal do Verde**. Campinas: (SVDS) Secretaria do Verde, Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, 2015.
- CAPOTORTI, G. *et al.* Biodiversity and ecosystem services in urban green infrastructure planning: A case study from the metropolitan area of Rome (Italy). **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 37, p. 87-96, jan. 2019.
- CARDOSO, E. L. *et al.* Qualidade química e física sob vegetação arbórea nativa e pastagens no Pantanal sul-mato-grossense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 2, p. 613-622, 2011.
- CARPI JR., S *et al.* Levantamento de riscos na bacia do ribeirão das Anhumas. In: **Projeto Anhumas**. Campinas - SP: IAC, 2006. p. 262-302.
- CARVALHO, R. G. As Bacias Hidrográficas enquanto Unidades de Planejamento e Zoneamento Ambiental no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, Presidente Prudente, v. Especial, n. 36, p. 26-43, 2014.
- CARVALHO, R. M. R. O discurso ambientalista e a mercadoria da paisagem: O papel dialético das áreas verdes na organização espacial das cidades contemporâneas. **InSitu – Revista Científica do Programa de Mestrado Profissional em Projeto, Produção e Gestão do Espaço Urbano**, São Paulo, v. 2, n. 2, p. 3-26, jul./dez. 2016.
- CASTRO-COMA, M.; MARTÍ-COSTA, M. Comunes urbanos: de la gestión colectiva al derecho a la ciudad. **EURE**, Santiago, v. 42, n. 125, p. 131-153, jan. 2016.
- CHARÁ, J. *et al.* Efecto de los corredores ribereños sobre el estado de quebradas en la zona ganadera del río La Vieja, Colombia. **Agroforestería en las Américas**, Turrialba, v. 45, p. 72-78, 2007.
- CHAVES, H. M. L.; SANTOS, L.B. Ocupação do solo, fragmentação da paisagem e qualidade da água em uma pequena bacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, p. 922-930, dez. 2009.
- CHICA, C. P.; TAVARES, J. C. Sustentabilidade Urbana e Infraestrutura Verde: Diálogo entre Conceitos e Práticas. **InSitu – Revista Científica do Programa de Mestrado Profissional em Projeto, Produção e Gestão do Espaço Urbano**, São Paulo, v. 3, p. 165-180, jun. 2017.
- CHOUDHARY, K.; BOORI, M. S.; KUPRIYANOV, A. Spatial modelling for natural and environmental vulnerability through remote sensing and GIS in Astrakhan, Russia. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences**, v. 21, p. 139-147, 2018.
- COPQUE, A. C. S. M. *et al.* Expansão urbana e redução de áreas verdes na localidade do Cabula VI Região do miolo da cidade do Salvador, Bahia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – SBSR, 15., 2011, Curitiba. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2011, p. 706-713.
- COSTA, D. P.; SANTOS, N. D. Conservação de hepáticas na Mata Atlântica do sudeste do Brasil: uma análise regional no Estado do Rio de Janeiro. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 23, n. 4, dez. 2009.
- COSTA, Y. T.; RODRIGUES, S. C. Relação entre cobertura vegetal e erosão em parcelas representativas de Cerrado. **Rev. Geográfica Acadêmica** v. 9, n. 2, p. 61-75, 2015.
- COUTINHO, L. M. O conceito de bioma. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 20, n. 1, jan./mar. 2006.
- CROUZEILLES, R. *et al.* The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: how can we increment habitat availability? **Landscape Ecology**, v. 29, p. 479-489, 2014.

DAEE. DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. **Mapa de Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo**. São Paulo: DAEE, 2005. Escala 1: 1.000.000. Disponível em: <[http://www.daee.sp.gov.br/acervoepesquisa/mapasub/MAPA\\_AS.pdf](http://www.daee.sp.gov.br/acervoepesquisa/mapasub/MAPA_AS.pdf)>. Acesso em 17 fev. 2019.

DALLOZ, M. F. *et al.* Incorporating landscape ecology metrics into environmental impact assessment in the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, p. 216-220, 2017.

DEMANBORO, A. C.; LAURENTIS, G. L.; BETTINE, S. C. Cenários ambientais na bacia do rio Atibaia. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio Claro, v. 18, n. 1, p. 27-37, jan./mar. 2013.

ELMQVIST, T. *et al.* Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 14, p. 101-108, 2015.

EMBRAPA. AGEITEC. **Argissolos Vermelho-Amarelos**. Disponível em: <[http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/territorio\\_mata\\_sul\\_pernambucana/arvore/CONT000gt7eon7k02wx7ha087apz2axe8nfr.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/territorio_mata_sul_pernambucana/arvore/CONT000gt7eon7k02wx7ha087apz2axe8nfr.html)>. Acesso em: 17 fev. 2019.

EMBRAPA. AGEITEC. **Argissolos Vermelhos**. Disponível em: <[http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos\\_tropicais/arvore/CONT000gmziudsg02wx5ok0liq1mqdz33gbr.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONT000gmziudsg02wx5ok0liq1mqdz33gbr.html)>. Acesso em: 17 fev. 2019.

EMBRAPA. AGEITEC. **Latossolos Vermelho-Amarelos**. Disponível em: <[http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos\\_tropicais/arvore/CONT000g05ip3qr02wx5ok0q43a0r3t5vjo4.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONT000g05ip3qr02wx5ok0q43a0r3t5vjo4.html)>. Acesso em: 17 fev. 2019.

EMBRAPA. AGEITEC. **Latossolos Vermelhos**. Disponível em: <[http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos\\_tropicais/arvore/CONT000fzyjaywi02wx5ok0q43a0r9r3zuhk.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONT000fzyjaywi02wx5ok0q43a0r9r3zuhk.html)>. Acesso em: 17 fev. 2019.

EMBRAPA. CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SOLOS. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5 ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 590 p.

EMBRAPA. SERVIÇO NACIONAL DE LEVANTAMENTO E CONSERVAÇÃO DE SOLOS. **Súmula da 10**. Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro: Embrapa, 1979. 83p.

ETTO, T. L. *et al.* Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras - Campinas -SP. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 6, p. 1063-1071, dez. 2013.

FENGLER, F. H. *et al.* Environmental quality of forest fragments in Jundiá-Mirim river basin between 1972 and 2013. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 19, n. 4, p. 402-408, abr. 2015.

FENGLER, F. H. **Qualidade ambiental dos fragmentos florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Jundiá-Mirim**. 2014. 127 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical), Instituto Agronômico de Campinas, Campinas - SP, 2014.

FERNANDES, A. J.; AZEVEDO SOBRINHO, J. M.; TEIXEIRA, A. L. Mapa Geológico do Município de Campinas (Anexo 2.1) e Mapa de Pontos Geológicos e Geomorfológicos do Município de Campinas (Anexo 2.2). In: INSTITUTO GEOLÓGICO (SP). **Subsídios do meio físico geológico ao planejamento do Município de Campinas**. São Paulo: Instituto Geológico, 1993.

FERNANDES, M. *et al.* Ecologia da Paisagem de uma Bacia Hidrográfica dos Tabuleiros Costeiros do Brasil. **Floresta e Ambiente**, Viçosa, v. 24, e00025015, 2017.

FERNANDES, M.; FERNANDES, R. D. M. Análise Espacial da Fragmentação Florestal da Bacia do Rio Ubá - RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 4, p. 1429–1439, 2017.

FRAGA, N. C.; GAVRILOFF, A. C. M. Instrumentos de Gestão Urbana e a Evolução da Ocupação em Curitiba: O Caso da Operação Urbana Consorciada Linha Verde. **Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research medium**, Ituiutaba, v. 5, n. 1, p. 60-83, jan./jun. 2014.

FRANCO, G. A. D. C. *et al.* Importância dos remanescentes florestais de Embu (SP, Brasil) para a conservação da flora regional. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 7, n. 3, p. 145-161, 2007.

FREITAS, E. P. **Análise integrada do mapa de uso e ocupação das terras da microbacia do Rio Jundiá-Mirim para fins de gestão ambiental**. 2012. 132 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical), Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas - SP, 2012.

FREITAS, E. P. *et al.* Indicadores ambientais para áreas de preservação permanente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 4, p. 443-449, abr. 2013.

FUSHIMI, M.; NUNES, J. O. R. Vulnerabilidade ambiental aos processos erosivos lineares das paisagens de parte dos municípios de Marabá Paulista (SP) e Presidente Epitácio (SP), Brasil. **Revista da Associação Nacional de Pós-graduação e Pesquisa em Geografia (Anpege)**, v. 14, n. 23, p. 5-27, jan./abr. 2018.

GAMA, J. R. V. *et al.* Comparação entre florestas de várzea e terra firma do Estado do Pará. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 4, p. 607-616, 2005.

GAVIRIA, A. C.; MONTEALEGRE, R. O. Análisis del paisaje y su relación con La regeneración del roble (*Quercus humboldtii* BONPL.) em el municipio de Popayán, Departamento del Cauca. **Revista Colombia Forestal**, v. 13, n. 2, p. 189-200, 2010.

GAVRILIDIS, A. A. *et al.* Urban Landscape Quality Index – planning tool for evaluating urban landscapes and improving the quality of life. **Procedia Environmental Sciences**, v. 32, p. 155-167, 2016.

GOMEDE, E.; BARROS, R. M. Utilizando o Método Analytic Hierarchy Process (AHP) para Priorização de Serviços de TI: Um Estudo de Caso. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SISTEMAS DE INFORMAÇÃO – SBSI, 8., 2012, São Paulo: SBSI. **Anais...** Caxias do Sul: SBSI, 2012.

HERRMANN, B. C.; RODRIGUES, E.; LIMA, A. A paisagem como condicionadora de bordas de fragmentos florestais. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 35, n. 1, p. 13–22, 2005.

HERSPERGER, A. M. *et al.* Urban land-use change: The role of strategic spatial planning. **Global Environmental Change**, v. 51, p. 32-42, 2018.

HERZOG, C. P. A multifunctional green infrastructure design to protect and improve native biodiversity in Rio de Janeiro. **Landscape Ecology Engineering Journal**, Tempe, n. 12, p. 141-150, 2016.

HERZOG, C. P.; ROSA, L. Z. Infraestrutura Verde: Sustentabilidade e resiliência para a paisagem urbana. **Revista LABVERDE**, São Paulo, n. 1, p. 92-115, set. 2010.

HOLT, A. R. *et al.* Understanding spatial patterns in the production of multiple urban ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 16, p. 33-46, 2015.

JESUS, E. N. *et al.* Estrutura dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Poxim-SE, como subsídio à restauração ecológica. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 3, p. 467-474, 2015.

LAWLEY, V. *et al.* Site-based and remote sensing methods for monitoring indicators of vegetation condition: An Australian review. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 1273-1283, 2016.

- LEAL, L.; BIONDI, D.; BATISTA, A. C. Influência das florestas urbanas na variação termohigrométrica da área intraurbana de Curitiba-PR. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 4, p. 807-820, out./dez. 2014.
- LIAO, X.; LI, W.; HOU, J. Application of GIS based ecological vulnerability evaluation in environmental impact assessment of master plan of coal mining area. **Procedia Environmental Sciences**, v. 18, p. 271-276, 2013.
- LIMA, B. C.; FRANCISCO, C. N.; BOHRER, C. B. DE A. Deslizamentos e fragmentação florestal na região serrana do Estado do Rio de Janeiro. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 4, p. 1283–1295, 2017.
- LITTLE, C. E. **Greenways for America**. Johns Hopkins Paperbacks edition. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1995. 288 p.
- MACEDO, D. R. *et al.* Development and validation of an environmental fragility index (EFI) for neotropical savannah biome. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 1267-1279, 2018.
- MARTINI, A. *et al.* Análise microclimática das diferentes tipologias da floresta urbana de Curitiba. *Revista Floresta*, Curitiba, v. 47, n. 24, p. 137-144, abr./jun. 2017.
- MARTINS, F. R.; BATALHA, M. A. **Formas de Vida, Espectro de Raunkiaer e Fisionomia da Vegetação**. Texto de apoio apresentado aos alunos da disciplina BT-682 Ecologia Vegetal do Curso de Ciências Biológicas. Bacharelado Modalidade Ambiental. Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Departamento de Botânica, Campinas, 2001. Disponível em: <<https://www2.ib.unicamp.br/profs/fsantos/bt682/2003/ApostilaFormasVida-2003.pdf>>. Acesso em 03 jun. 2018.
- MASSOLI, J. V.; STATELLA, T.; SANTOS, V. S. Estimativa da fragmentação florestal na microbacia Sepotubinha, Nova Marilândia - MT, entre os anos de 1990 a 2014. **Caminhos de Geografia**, v. 17, n. 60, p. 48–60, 2016.
- MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. USDA Forest Service General Technical Report: Corvallis, 1994.
- MEA. MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: Biodiversity Synthesis**. Washington, DC: World Resources Institute, 2005. 100 p.
- MENEZES, J. P. *et al.* Relação entre padrões e uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio Claro, v. 21, n. 3, p. 519-534, jul./set. 2016.
- MIDDLEBURY GEOGRAPHY DEPARTMENT. **Metric Definitions (Patch Analyst Help Menu)**. Disponível em: <<http://geography.middlebury.edu/data/gg1002/Handouts/Patch%20Analyst%20Metric%20Definitions.pdf>>. Acesso em 26 jun. 2019.
- MORAES, M. C. P.; MELLO, K.; TOPPA, R. H. Análise da paisagem de uma zona de amortecimento como subsídio para o planejamento e gestão de Unidades de Conservação. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 1, p. 1-8, 2015.
- MORO, R. S.; MILAN, E. Natural Forest Fragmentation Evaluation in the Campos Gerais Region, Southern Brazil. **Environment and Ecology Research**, v. 4, n. 2, p. 74–78, 2016.
- NASCIMENTO, M. C. *et al.* Mapeamento dos fragmentos de vegetação florestal nativa da Bacia hidrográfica do rio Alegre, Espírito Santo, a partir de imagens do Satélite IKONOS II. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 3, p. 389-398, 2006.
- NETO, R. S. *et al.* Caracterização da Cobertura Florestal de Unidades de Conservação da Mata Atlântica. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 22, n. 1, p. 32-41, 2015.

- O'BRIEN, L. Cultural ecosystem benefits of urban and peri-urban green infrastructure across different European countries. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 24, p. 236-248, 2017.
- OLIVEIRA, A. P. G. *et al.* Uso de geotecnologias para o estabelecimento de áreas para corredores de biodiversidade. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 4, p. 595-602, 2015.
- PATRA, S. *et al.* Impacts of urbanization on land use /cover changes and its probable implications on local climate and groundwater level. **Journal of Urban Management**, v. 7, p. 70-84, 2018.
- 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**, Uberlândia, v. 17, n. 58, p. 16-33, jun. 2016.
- PERES, R. B.; CHIQUITO, E. A. Ordenamento Territorial, Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional: Novas questões, possíveis articulações. **Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais**, São Paulo, v. 14, n. 2, p. 71-86, nov. 2012.
- PIPI, L. G. A.; TRINDADA, L. C. O Papel da Vegetação Arbórea e das Florestas nas Áreas Urbanas. **Paisagem e Ambiente: Ensaio**, São Paulo, n. 31, p. 81-96, 2013.
- PIROVANI, D. B. *et al.* Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 2, p. 271-281, abr. 2014.
- REZENDE, P. S.; MARQUES, D. V.; OLIVEIRA, L. A. Construção de modelo e utilização do Método de Processo Analítico Hierárquico – AHP para mapeamento de risco à inundação em área urbana. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 18, n. 4, p. 01-18, mar. 2017.
- ROSS, J. L. S. **Geomorfologia: Ambiente e Planejamento**. 2005. 8ed. São Paulo: Contexto, Coleção Repensando a Geografia, 2005. 85p.
- ROSS, J. L. S; MOROZ, I. C. **Mapa geomorfológico do estado de São Paulo**. In: FFLCH-USP/FAPESP/IPT, 1997. Disponível em: <<https://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/53703/57666>>. Acesso em 12 fev. 2019.
- RUFFATO-FERREIRA, V. J. *et al.* Zoneamento ecológico econômico como ferramenta para a gestão territorial integrada e sustentável no Município do Rio de Janeiro. **EURE**, Santiago, v. 44, n. 131, p. 239-260, jan. 2018.
- SAATY, T. L. **Método de Análise Hierárquica**. São Paulo: Makron Books do Brasil Editora Ltda., 1991.
- SAITO, N. S. *et al.* Geotecnologia e Ecologia da Paisagem no Monitoramento da Fragmentação Florestal. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 201–210, fev. 2016.
- SALOMÃO, F. X. T. Controle e prevenção dos Processos Erosivos. In GUERRA, A.J.T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. (orgs) **Erosão e Conservação dos Solos: Conceitos, Temas e Aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999. 340p.
- SAMPAIO, R. C. N. **Efeito de borda em um fragmento de floresta estacional semidecidual no interior do Estado de São Paulo**. 2011. 83 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, 2011.
- SANTOS, C. A. G. *et al.* Influência do tipo da cobertura vegetal sobre a erosão no semi-árido paraibano. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 1, p. 92-96, 2000.
- SANTOS, L. J. C. *et al.* Mapeamento Geomorfológico do Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Brasília, v. 7, n. 2, p. 03-12, 2006.

SÃO PAULO. DATAGEO - **Sistema Ambiental Paulista. Uso e Cobertura da Terra da UGRHI 05 (PCJ)**. 2013. Disponível em: <<http://datageo.ambiente.sp.gov.br/>>. Acesso em 15 jul. 2018.

SÃO PAULO. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. **Ficha Técnica: Unidades Básicas de Compartimentação do Meio Físico (UCB)**. São Paulo: Coordenadoria de Planejamento Ambiental, 2015. Disponível em: <[http://s.ambiente.sp.gov.br/cpla/Ficha\\_Tecnica\\_UBC\\_v2.pdf](http://s.ambiente.sp.gov.br/cpla/Ficha_Tecnica_UBC_v2.pdf)>. Acesso em 18 fev. 2019.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape Urban Planning**, v. 83, p. 91-103, 2007.

SILVA, A. L. **Indicadores de Qualidade Ambiental nos Fragmentos Florestais na Bacia do Ribeirão Anhumas – Campinas/SP**. 2017. 247f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas, 2017.

SILVA, M. S. F.; SOUZA, R. M. Padrões espaciais de fragmentação florestal na Flona do Ibura – Sergipe. *Mercator*, Fortaleza, v. 13, n. 3, p. 121-137, set./dez. 2014.

STREIMIKIENE, D. Environmental indicators for the assessment of quality of life. **Intellectual Economics**, v. 9, p. 67-79, 2015.

TOLEDO, F. S; SANTOS, D. G. Espaços Livres de Construção. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, SP, v. 3, n. 1, p. 73-91, mar. 2008.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. Porto Alegre: 2 ed. ABRH, 2000.

USGS. UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Earth Explorer**. Disponível em: <<https://earthexplorer.usgs.gov>>. Acesso em 20 jun. 2019.

VALENTE, R. O. A. **Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG**. 2005. 121 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 25–42, 1998.

VILELA FILHO, L. R. **Urbanização e Fragilidade Ambiental na Bacia do Córrego Proença, Município de Campinas (SP)**. 2006. 205 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Urban green spaces: a brief for action. WHO General Office from Europe**. 2017. Disponível em: <[http://www.euro.who.int/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0010/342289/Urban-GreenSpaces\\_EN\\_WHO\\_web.pdf?ua=1](http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0010/342289/Urban-GreenSpaces_EN_WHO_web.pdf?ua=1)>. Acesso em: 28 out. 2018.

WU, P.; TAN, M. Challenges for sustainable urbanization: a case study of water shortage and water environment changes in Shandong, China. **Procedia Environmental Sciences**, v. 13, p. 919-927, 2012.

WU, Y. *et al.* The spatial characteristics of coupling relationship between urbanization and eco-environment in the Pan Yangtze River Delta. **Energy Procedia**, v. 152, p. 1121-1126, 2018.

ZAÚ, A. S. Fragmentação Da Mata Atlântica: Aspectos Teóricos. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 5, n. 1, p. 160–170, 1998.