

TATIANA ACÁCIO DA SILVA

**DESENVOLVIMENTO DE METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DA
QUALIDADE AMBIENTAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS COM
SISTEMA DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS E ANÁLISE
HIERÁRQUICA DE PROCESSO**

Sorocaba
2025

TATIANA ACÁCIO DA SILVA

**DESENVOLVIMENTO DE METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DA
QUALIDADE AMBIENTAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS COM
SISTEMA DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS E ANÁLISE
HIERÁRQUICA DE PROCESSO**

Tese apresentada como requisito para a obtenção do título de Doutora em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” na Área de Concentração Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Manuel Enrique Gamero Guandique

Sorocaba
2025

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

ciências
ambientais



S586d

Silva, Tatiana Acácio da

Desenvolvimento de metodologia para avaliação da qualidade ambiental de bacias hidrográficas com Sistema de Informações Geográficas e Análise Hierárquica de Processo / Tatiana Acácio da Silva. -- Sorocaba, 2025

97 p. : il., tabs., mapas

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

Orientador: Manuel Enrique Gamero Guandique

1. Indicadores ambientais. 2. Qualidade ambiental. 3. Bacias hidrográficas. I. Título.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: Desenvolvimento de Metodologia para Avaliação da Qualidade Ambiental de Bacias Hidrográficas com Sistema de informações Geográficas e Análise Hierárquica de Processo

AUTORA: TATIANA ACÁCIO DA SILVA

ORIENTADOR: MANUEL ENRIQUE GAMERO GUANDIQUE

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em Ciências Ambientais, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:

Documento assinado digitalmente
 **MANUEL ENRIQUE GAMERO GUANDIQUE**
Data: 05/03/2025 17:09:39-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. MANUEL ENRIQUE GAMERO GUANDIQUE (Participação Virtual)
Engenharia Ambiental / Unesp Instituto de Ciencia e Tecnologia de Sorocaba

Documento assinado digitalmente
 **PAULO SERGIO TONELLO**
Data: 05/03/2025 16:57:31-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. PAULO SERGIO TONELLO (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Ambiental / Instituto de Ciencia e Tecnologia UNESP Sorocaba

Documento assinado digitalmente
 **FLAVIANO AGOSTINHO DE LIMA**
Data: 04/03/2025 14:19:48-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. FLAVIANO AGOSTINHO DE LIMA (Participação Virtual)
FATEC

Documento assinado digitalmente
 **JORGE ALMEIDA DE MENEZES**
Data: 28/02/2025 17:37:12-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. JORGE ALMEIDA DE MENEZES (Participação Virtual)
Instituto de Educação Agricultura e Ambiente de Humaitá (IEAA) / Universidade Federal do Amazonas (UFAM)

Documento assinado digitalmente
 **AMAZONINO LEMOS DE CASTRO**
Data: 27/02/2025 16:07:34-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. AMAZONINO LEMOS DE CASTRO (Participação Virtual)
Universidade Federal do Amazonas (UFAM)

Sorocaba, 18 de fevereiro de 2025

Dedico este estudo à minha mãe e ao meu tio Ral, os quais, embora não tenham uma compreensão completa do processo acadêmico, reconhecem a relevância da educação e seu potencial transformador nas vidas. Expresso também minha dedicação ao meu esposo, pela totalidade do afeto, carinho e respaldo, fatores fundamentais que me possibilitaram manter uma postura resiliente ao longo desse percurso.

Agradecimentos

Agradeço a Deus por me conceder saúde e sabedoria, permitindo-me desenvolver este trabalho

À minha mãe, Maria, e aos meus familiares, expresso minha gratidão por todo amor, carinho e incentivo ao longo desta jornada.

Ao meu esposo Miquéias, agradeço por ser uma pessoa incrível, que me incentiva e apoia a todo momento. obrigada por compreender a jornada que decidi percorrer ao longo dos últimos anos.

Expresso minha gratidão ao meu orientador, Manuel Enrique, por todo o conhecimento compartilhado, pela paciência, amizade e pela significativa contribuição ao meu crescimento profissional. Obrigada por me acolher durante essa jornada.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM), processo nº 01.02.016301.04353/2022-36.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da UNESP, agradeço a oportunidade de cursar o Doutorado.

Agradeço aos professores integrantes do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da UNESP pelo profissionalismo e pelo elevado nível de conhecimento compartilhado nas disciplinas que cursei

Em especial, agradeço aos meus amigos e professores do mestrado e doutorado, assim como a todos que, de algum modo, contribuíram direta ou indiretamente para a consolidação deste trabalho.

“Não é o crítico que importa; nem aquele que aponta onde foi que o homem tropeçou ou como o autor das façanhas poderia ter feito melhor. O crédito pertence ao homem que está por inteiro na arena da vida, cujo rosto está manchado de poeira, suor e sangue, que luta bravamente; que erra, que decepciona, porque não há esforço em erros e decepções, mas que, na verdade, se empenha em seus feitos; que conhece o entusiasmo, as grandes paixões; que se entrega a uma causa digna; que na melhor das hipóteses, conhece no final o triunfo da grande conquista e que, na pior, se fracassar, ao menos fracassa ousando grande”
(Trecho do discurso proferido por Theodore Roosevelt, em abril de 1910).

RESUMO

O progresso socioeconômico, oriundo de diversas atividades humanas no meio ambiente, gera impactos adversos nos sistemas naturais, podendo desencadear mudanças irreversíveis e comprometer a resiliência do nosso planeta. Esse estudo propõe um índice de Potencial Degradação dos Recursos Hídricos (IPDRH) para avaliação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Sorocaba-Médio Tietê. O IPDRH foi determinado pela integração do Índice de Fragilidade de Fragmentos Florestais (IFFF), Índice de Priorização de Áreas de Preservação Permanente (IPAPP) e Índice de Pressão Antrópica por Resíduos Sólidos e Efluentes (IPARE). Esses índices foram determinados com base em dados de sensoriamento remoto e técnicas de geoprocessamento com uso do Sistema de Informação Geográfica-SIG e Análise Hierárquica de Processo (AHP), para o ano de 2012 e 2021. Os resultados obtidos indicam uma alta taxa de antropização na área de estudo, evidenciada pela fragmentação florestal. Tal cenário refletiu significativamente na qualidade dos fragmentos florestais, representando um aumento de 24,78% nos fragmentos com IFFF muito alto entre 2012 e 2021. Quanto às áreas de preservação permanente, mais de 69% são ocupadas de maneira irregular, o que resultou em mais de 43% das áreas classificadas com um IPAPP alto. A distribuição espacial do IPARE mostrou redução na qualidade ambiental da bacia, tendo em vista o aumento na destinação inadequada de efluentes domésticos. Por fim, a integração dos índices para determinar o IPDRH permitiu identificar uma expansão de áreas com baixo e alto IPDRH, seguido de redução de áreas anteriormente mapeadas com IPDRH moderado. Este fenômeno pode ser um indicativo de degradação ambiental na bacia, principalmente em virtude da expansão de áreas com IPDRH alto e muito alto serem superiores em relação às áreas com IPDRH baixo e muito baixo. Nesse sentido, é de suma importância a adoção de medidas que visam melhorar as condições da vegetação florestal, bem como recuperar a vegetação da zona ripária, e expandir o atendimento do saneamento básico na bacia hidrográfica. A esse respeito, o IPDRH pode ser útil, uma vez que permite identificar as áreas críticas que a serem priorizadas, direcionando esforços e recursos na mitigação dos impactos, garantindo a qualidade ambiental da bacia hidrográfica.

Palavras-chave: Fragilidade ambiental, índice de qualidade, AHP.

ABSTRACT

Socioeconomic progress, stemming from various human activities in the environment, generates adverse impacts on natural systems, potentially leading to irreversible changes and compromising the planet's resilience. This study proposes a Water Resources Degradation Potential Index (IPDRH) to assess the environmental quality of the Sorocaba-Médio Tietê river watershed. The IPDRH was determined by integrating the Forest Fragment Fragility Index (IFFF), the Permanent Preservation Areas Prioritization Index (IPAPP), and the Anthropogenic Pressure Index for Solid Waste and Effluents (IPARE). These indices were determined based on remote sensing data and geoprocessing techniques using Geographic Information System (GIS) and Analytic Hierarchy Process (AHP) for the years 2012 and 2021. The results indicate a high rate of anthropization in the study area, evidenced by forest fragmentation. This scenario significantly impacted the quality of forest fragments, representing a 24.78% increase in fragments with very high IFFF between 2012 and 2021. Regarding permanent preservation areas, more than 69% are irregularly occupied, which resulted in over 43% of areas classified with a high IPAPP. The spatial distribution of IPARE showed a reduction in the environmental quality of the basin, considering the increase in the improper disposal of domestic effluents. Finally, the integration of the indices to determine the IPDRH identified an expansion of areas with low and high IPDRH, followed by a reduction in areas previously mapped with moderate IPDRH. This phenomenon may indicate environmental degradation in the watershed, mainly due to the expansion of areas with high and very high IPDRH being greater than areas with low and very low IPDRH. In this regard, it is crucial to adopt measures aimed at improving forest vegetation conditions, as well as restoring riparian zone vegetation, and expanding basic sanitation services in the watershed. In this respect, the IPDRH can be useful as it allows the identification of critical areas to be prioritized, directing efforts and resources to mitigate impacts, ensuring the environmental quality of the watershed.

Keywords: Environmental fragility, quality index, AHP.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Modelo tridimensional de uma bacia hidrográfica e seus principais componentes. .	18
Figura 2. Arquitetura de um SIG. Fonte: Davis e Câmara (2001).....	24
Figura 3. Localização da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Sorocaba.....	28
Figura 4. Áreas de Unidades de Conservação (UCs) na bacia hidrográfica.....	30
Figura 5. Principais etapas seguidas na análise bibliométrica.....	32
Figura 6. Etapas adotadas para determinação do IPDRH.....	40
Figura 7. Quantitativo de produções ao longo do período avaliado	41
Figura 8. Distribuição espacial da produção científica por país entre 1970 a 2024	42
Figura 9. Principais periódicos que publicam a temática	42
Figura 10. Autores mais relevantes (a) e produção e citações ao longo do tempo (b).	43
Figura 11. Autores mais relevantes (a) e produção e citações ao longo do tempo (b).	44
Figura 12. Mapa de uso e ocupação da terra entre os anos de 2012 (a) e 2021 (b)	47
Figura 13. Distribuição espacial dos fragmentos florestais para o ano de 2012 e 2021	51
Figura 14. Distribuição espacial do fator SHAPE para os fragmentos entre os anos.....	54
Figura 15. Distribuição espacial da distância entre os fragmentos florestais entre os.	57
Figura 16. Distribuição espacial do IFFF na bacia entre os anos de 2012 e 2021	59
Figura 17. Distribuição espacial do IFFF por sub-bacia entre os anos de 2012 e 2021.....	62
Figura 18. Distribuição espacial do IPAPP para os anos de 2012 (a) e 2021 (b).....	66
Figura 19. Distribuição espacial das classes predominantes do IPAPP por sub-bacia para.....	67
Figura 20. Situação de atendimento para a coleta de efluentes domésticos nos.	68
Figura 21. Distribuição espacial do IPARE por sub-bacia para os anos de	71
Figura 22. Distribuição espacial do IPDRH por sub-bacia para os anos de.....	75

LISTAS DE TABELAS

Tabela 1. Valores de área, forma e distância.	33
Tabela 2. Escala de Saaty com os 9 pesos fundamentais de julgamento comparativo.	34
Tabela 3. Classes de uso e ocupação da terra e pesos atribuídos.	36
Tabela 4. Classes de declividade e pesos atribuídos conforme.	36
Tabela 5. Intervalos de distância euclidiana entre os fragmentos florestais.	37
Tabela 6. Instituições mais relevantes em relação a quantidade de trabalhos publicados.	45
Tabela 7. Classes de uso e ocupação do solo entre 2012 e 2021 na bacia hidrográfica.	46
Tabela 8. Quantitativo de fragmentos florestais em 2012 e 2021.	48
Tabela 9. Fator forma (SHAPE) dos fragmentos para os anos de 2012 e 2021.	52
Tabela 10. Distância entre os fragmentos florestais para o ano de 2012 e 2021.	55
Tabela 11. Comparação para a par das variáveis e valores de autovetor.	58
Tabela 12. Valores do IFFF em hectares e em percentual para os anos de 2012 e 2021.	58
Tabela 13. Classes de uso e ocupação da terra em áreas de APP na bacia hidrográfica.	63
Tabela 14. Comparação para a par das variáveis e valores de autovetor.	64
Tabela 15. Área em hectares e percentual ocupado por classe do IPAPP nos anos de	64
Tabela 16. Quantitativo do índice de pressão antrópica por resíduos sólidos.	69
Tabela 17. Comparação para a par das variáveis e valores de autovetor.	73
Tabela 18. Índice de Potencial Degradação do Recurso Hídricos IPDRH.	73

LISTAS DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AHP- Análise Hierárquica de Processos

APA- Áreas de Proteção Ambiental

APP- Áreas de preservação Permanente

CBH-SMT- Comitê de Bacias Hidrográficas Sorocaba-Médio Tietê

FLONA- Floresta Nacional

IBGE-Instituto Brasileiro de Geográfica e Estatística

IFFF- índice de Fragilidade de Fragmentos Florestais

IPAPP- Índice de Priorização de Área de Preservação Permanente

IPARE- índice de pressão antrópica por resíduos e efluentes

IPDRH- Índice Potencial Degradação dos Recurso Hídricos

IPT- Instituto de Pesquisas Tecnológica

MDE- modelo digital de elevação

MMA- Ministério do Meio ambiente

PERH- Plano estadual de Recursos Hídricos

PMVA- Programa Município VerdeAzul

PNRH- Política Nacional de Recursos Hídricos

RPPN- Reserva Particular do Patrimonio Nacional

SIG- Sistema de Informação Geográfica

SIGRH- Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo

SRTM- Shuttle Radar Topography Mission

UGRH-10- Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos-UGRI10

UGRHI-5 -Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos-UGRI 5

USGS -Serviço Geológico dos Estados Unidos

Sumário

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS.....	16
2.1	OBJETIVO GERAL	16
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3	JUSTIFICATIVA.....	17
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	18
4.1	BACIAS HIDROGRÁFICAS COMO UNIDADE DE PLANEJAMENTO.....	18
4.2	ÍNDICE E INDICADORES AMBIENTAIS	21
4.3	ECOLOGIA E MÉTRICAS DA PAISAGEM	22
4.4	SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA (SIG).....	24
4.5	ANÁLISE HIERÁRQUICA DE PROCESSOS (AHP).....	26
5	MATÉRIAS E MÉTODOS	27
5.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	27
5.2	ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA	31
5.3	ÍNDICE DE FRAGILIDADE DE FRAGMENTOS FLORESTAIS-IFFF	32
5.4	ÍNDICE DE PRIORIZAÇÃO DE ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE-IPAPP	35
5.5	ÍNDICE DE PRESSÃO ANTRÓPICA POR RESÍDUOS E EFLUENTES (IPARE)	38
5.6	ÍNDICE DE POTENCIAL DEGRADAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS (IPDRH).....	39
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
6.1	ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA	40
6.2	USO E OCUPAÇÃO DA TERRA.....	45
6.3	ÁREA DOS FRAGMENTOS	48
6.4	FORMA DOS FRAGMENTOS.....	52
6.5	DISTÂNCIA ENTRE OS FRAGMENTOS	55
6.6	ÍNDICE DE FRAGILIDADE DE FRAGMENTOS FLORESTAIS – IFFF	58
6.7	ÍNDICE DE PRIORIZAÇÃO DE ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE-IPAPP	63
6.8	ÍNDICE DE PRESSÃO ANTRÓPICA POR RESÍDUOS E EFLUENTES (IPARE)	68
6.9	ÍNDICE DE POTENCIAL DEGRADAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS (IPDRH).....	72
7	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	79
	REFERÊNCIAS	81

1 INTRODUÇÃO

O progresso socioeconômico é impulsionado pelo avanço de várias atividades humanas no meio ambiente; no entanto, é crucial reconhecer que essas práticas têm gerado impactos adversos nos sistemas naturais. Essas influências negativas têm o potencial de desencadear mudanças ambientais irreversíveis, comprometendo a capacidade de resiliência do nosso planeta.

A quantidade e qualidade adequadas dos recursos hídricos, por exemplo, são condições essenciais para o desenvolvimento econômico e a manutenção da integridade dos ecossistemas. Contudo, à medida que exploração dos recursos naturais avança, observa-se uma tendência de redução na disponibilidade hídrica e na qualidade ambiental dos ecossistemas (XU et al., 2019; GIRI, 2021).

Dessa forma, a proposição de estudos que vise avaliar a qualidade ambiental é fundamental, pois por meio destes é possível utilizar os recursos naturais de forma racional, uma vez que possibilita o direcionamento das atividades humanas para locais que possuem maior aptidão, e restringem essas atividades em ambientes que são naturalmente mais frágeis (FERNANDES et al., 2023). Esses estudos têm sido desenvolvidos no contexto de bacia hidrográfica, pois essas unidades possuem uma delimitação natural que as torna uma unidade espacial facilmente identificável e passível de caracterização, permitindo uma abordagem sistêmica e dinâmica, possibilitando a compreensão mais ampla dos fenômenos ambientais (MELO, 2016; SOUZA, 2016).

Em bacias hidrográficas, diversos fatores podem impactar a qualidade e quantidade dos recursos hídricos, pois estes são diretamente influenciados por condições naturais, tais como a geomorfologia, precipitação e erosão do solo, além do desenvolvimento de atividades antrópicas, tais como práticas agropecuárias que favorecem a fragmentação florestal, a urbanização e atividades industriais que lançam carga de contaminantes no solo e água, dentre outros. Essas atividades aumentando a demanda por recursos, e exercem pressões negativas sobre eles (FEIST et al., 2017; WU et al., 2018, HUANG et al., 2022).

Nesse sentido, a utilização de indicadores ambientais pode desempenhar um papel crucial na elaboração de um planejamento estratégico voltado para uma gestão eficaz da bacia. No entanto, para alcançar um planejamento e gestão ambiental eficientes, é fundamental contar com indicadores que atuem como ferramentas de medição. Esses indicadores geram dados que buscam refletir a realidade estudada, facilitando a compreensão dos fenômenos e a comunicação de informações precisas (SILVA; LIMA, 2017). Além disso,

permitem adaptar os dados à linguagem e aos interesses locais dos responsáveis pelas decisões.

Utilizando a bacia hidrográfica como unidade fundamental, vários estudos foram desenvolvidos visando avaliar a qualidade ambiental desses ambientes por meio de índices e indicadores ambientais. Anjinho et al. (2021) analisaram a fragilidade ambiental na bacia de drenagem do reservatório Lobo, na região central do estado de São Paulo, por meio da ponderação espacial em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG). Sousa et al. (2022) propuseram um indicador de risco de incêndios florestal baseado em geoprocessamento e análise multicritério em uma bacia hidrográfica localizada no município de Ibiúna, região centro-leste do estado de São Paulo. Já Fernandes et al., (2023) utilizaram um sistema de inferência difusa para avaliação da vulnerabilidade ambiental na área de proteção ambiental de Itupararanga, no estado de São Paulo.

Em ambos os estudos, os autores utilizaram dados de sensoriamento remoto e técnicas de SIG associados a modelagem matemática, permitindo especializar os resultados em forma de índices. Tais informações, podem ser utilizadas como auxílio na formulação de políticas públicas voltadas a utilização adequada dos recursos naturais, bem como no ordenamento territorial visando a preservação e manutenção dele.

A bacia hidrográfica do rio Sorocaba-Médio Tietê (UGRHI-10) possui um papel estratégico na Política Estadual de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo, pois, juntamente com a bacia hidrográfica dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (UGRHI-05), contemplam diretamente quatro regiões metropolitanas do estado (Região Metropolitana de Sorocaba, Campinas, Piracicaba e Jundiaí). Essas regiões estão em processo de conurbação territorial, sendo comum a depauperação dos mananciais, fragmentação florestal, erosão do solo, dentre outros impactos, tendo em vista as altas taxas de urbanização e industrialização (SILVA et al., 2018; SILVA et al., 2022; NUNES; GUANDIQUE, 2022).

Considerando a importância estratégica da bacia hidrográfica, este estudo tem como premissa que é possível o desenvolvimento de um índice que represente o potencial de degradação ambiental da bacia hidrográfica do rio Sorocaba-Médio Tietê, considerando a integração de indicadores obtidos com uso de dados de sensoriamento remoto e técnicas SIG, integrados com Análise Hierárquica de Processos (AHP).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Desenvolver uma metodologia para a avaliação da qualidade ambiental em bacias hidrográficas com vista a preservação dos recursos hídricos.

2.2 Objetivos Específicos

- Desenvolver um índice para avaliar a Fragilidade de Fragmentos Florestais-IFFF.
- Desenvolver um índice para avaliar a priorização de Área de Preservação Permanente-IPAPP.
- Desenvolver um índice para avaliar a pressão antrópica por resíduos e efluentes (IPARE).
- Desenvolver um Índice de Potencial Degradação dos Recursos Hídricos (IPDRH).
- Avaliar a qualidade ambiental da bacia hidrográfica Sorocaba Médio Tietê entre 2016 e 2020.

3 JUSTIFICATIVA

O progresso socioeconômico, resultante do avanço de diversas atividades humanas, impacta inevitavelmente os sistemas naturais, gerando consequências adversas para o meio ambiente. É imperativo reconhecer que, enquanto buscamos o desenvolvimento econômico, as práticas humanas têm desencadeado mudanças ambientais prejudiciais, com o potencial de comprometer irreversivelmente a resiliência do nosso planeta.

No contexto específico da disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos, essenciais para o desenvolvimento econômico e a integridade dos ecossistemas, observa-se uma tendência de redução causada pela exploração indiscriminada dos recursos naturais. Tais impactos são evidenciados por estudos recentes que destacam a necessidade urgente de avaliar a qualidade ambiental para orientar o uso racional dos recursos naturais.

Considerando que a abordagem sistêmica e dinâmica proporcionada pelos estudos realizados no contexto de bacias hidrográficas pode oferecer. Esta pesquisa propõe desenvolver um indicador que expresse o potencial de degradação dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Sorocaba-Médio Tietê (UGRHI-10).

Essa unidade de gestão faz parte de uma região estratégica na Política Estadual de Recursos Hídricos de São Paulo. Essa bacia desempenha um papel crucial, pois, junto com a UGRHI-05, atende diretamente quatro regiões metropolitanas do estado (Região Metropolitana de Sorocaba, Região Metropolitana de Campinas, Região Metropolitana de Piracicaba e Região Metropolitana de São Paulo), enfrentando desafios como depauperação dos mananciais, fragmentação florestal e erosão do solo devido às altas taxas de urbanização e industrialização.

Considerando a relevância estratégica da bacia hidrográfica, este estudo propõe a criação de um índice que represente o potencial de degradação dos recursos hídricos, integrando indicadores obtidos por meio de dados de sensoriamento remoto, técnicas de SIG e Análise Hierárquica de Processos (AHP), tais como o índice de fragilidade de fragmentos florestais, índice de priorização de áreas de preservação permanente e índice de pressão antrópica por resíduos e efluentes. Os resultados obtidos com a implementação desse índice poderão auxiliar no planejamento eficaz e a gestão sustentável da bacia, fornecendo informações precisas para a formulação de políticas públicas que visem à preservação e ao uso adequado dos recursos naturais.

O desenvolvimento deste trabalho é crucial para enfrentar os desafios ambientais emergentes, promovendo a harmonia entre o progresso socioeconômico e a preservação ambiental. Os resultados obtidos contribuirão significativamente para a tomada de decisões,

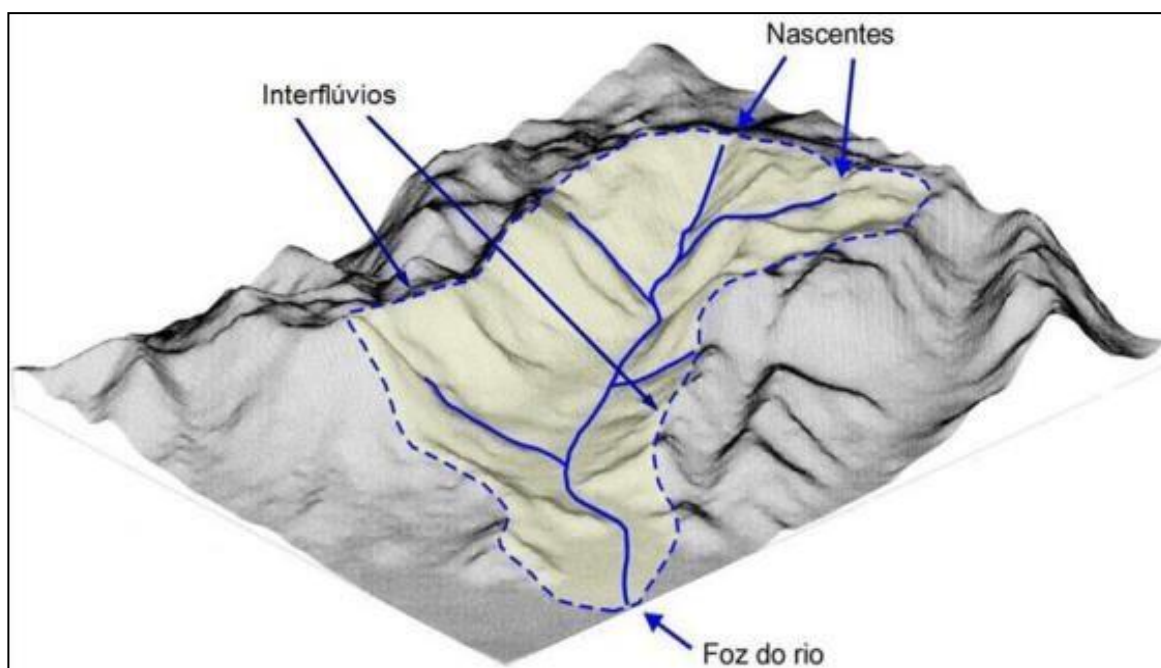
garantindo a sustentabilidade e a resiliência da bacia hidrográfica do rio Sorocaba-Médio Tietê e, por extensão, para as regiões metropolitanas contempladas.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Bacias hidrográficas como unidade de planejamento

A bacia hidrográfica é um território demarcado pela sua topografia, onde a água proveniente das precipitações e de outras fontes se agrega e flui em direção a um ponto mais baixo, como um rio ou um lago (Figura 1) (EDWARDS et al., 2015). Ela é constituída por uma interligação de cursos de água e desempenha um papel fundamental na gestão hídrica e nos ecossistemas naturais, exercendo influência sobre a disponibilidade e a qualidade da água, sendo que sua delimitação é determinada pelas características topográficas da região (CHRISTOFOLETTI, 2013; CAVALCANTE, 2021).

Figura 1. Modelo tridimensional de uma bacia hidrográfica e seus principais componentes.



Fonte: Adaptado de Souza et al. (2012).

Outra abordagem de bacia como sistema ambiental é proposta por Ribeiro (2014), considerando a bacia hidrográfica como um exemplo característico de sistema aberto, ocorrem intercâmbios de substâncias, principalmente materiais sólidos e líquidos, e de energia devido às forças climáticas que atuam na região e às forças tectônicas subjacentes. Além

disso, há perda de energia através do transporte de água carregada com sedimentos e solutos em direção ao ponto de saída da bacia.

As variadas interpretações do conceito de bacia hidrográfica sugerem que todas elas estão integradas a um sistema ambiental interligado. Independentemente de seu tamanho, cada bacia contém uma diversidade de cenários que se distinguem uns dos outros por meio de suas características geológicas, sociais e econômicas (ALMEIDA, 2015).

As bacias hidrográficas são utilizadas como unidade de planejamento por estudiosos em diversas partes do mundo (QUEIROZ et al., 2014; AHER et al., 2014; ARAÚJO et al., 2015, SOARES, 2016, CARVALHO, 2020). Elas são utilizadas como unidades de gestão por permitirem observar em detalhes a variação dos diferentes processos que ocorrem, e que, com base no registro das variáveis hidrológicas envolvidas, é possível entender melhor os fenômenos e procurar representá-los matematicamente, permitindo a integração multidisciplinar entre diferentes sistemas de gerenciamento, estudo e atividade ambiental (TUCCI, 1993).

Segundo Carvalho (2020), as bacias hidrográficas são consideradas no âmbito do planejamento territorial como a unidade básica de análise para o desenvolvimento de ações e medidas estruturais e não estruturais com a perspectiva de integração entre a gestão dos recursos hídricos e a gestão ambiental. No Brasil, este recorte territorial foi instituído através da Política Nacional de Recursos Hídricos, a partir da promulgação da Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, sendo posteriormente empregado na Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007; Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 e, em normativas derivadas da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981.

A Lei nº 9.433/97 apresenta uma nova modalidade do Plano Diretor, denominada Plano de Recursos Hídricos, que abrangia um conjunto de medidas, orientações e sugestões de caráter de longo prazo voltadas para a Bacia Hidrográfica (BRASIL, 2023). Os Planos de Recursos Hídricos das diferentes Bacias Hidrográficas do Brasil passariam a guiar a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). Os objetivos e orientações estabelecidos na Lei nº 9.433/97 incluíam, o planejamento e a administração dos recursos hídricos nas jurisdições municipais, demandando uma conexão e coordenação com as estratégias de gestão ambiental e ordenamento do uso do solo (FERRÃO; POZZER, 2018).

O processo de degradação em bacias hidrográficas se dá por diversos fatores difusos, como desmatamento, poluição dos corpos hídricos e erosão (SHEN, 2015). Desse modo, o manejo de bacias hidrográficas e o planejamento são fundamentais, tendo em vista que seu objetivo é o de minimizar a degradação e aumentar a conscientização da importância de se

proteger os mais diversos recursos naturais, tais como os recursos hídricos, florestais e o solo (ROSA; FERREIRA, 2020). No que se refere aos recursos hídricos, a água é um recurso natural fundamental para o desenvolvimento social, econômico e ambiental, porém o desenvolvimento da sociedade contribui para a degradação do meio ambiente e em especial os recursos hídricos, devido à falta de planejamento e uso de procedimentos inadequados na obtenção dos recursos naturais, o que conduzindo, por exemplo, às perdas de produtividade (CAVALCANTE, 2021).

O Brasil possui aproximadamente 12% de toda a água doce do mundo, tornando-se um dos países com maior disponibilidade hídrica global. Contudo, essa riqueza hídrica não é distribuída de maneira uniforme em todo o território nacional, resultando em disparidades significativas entre a oferta de água e a demanda populacional por esse recurso (ANA, 2023).

No Norte do país, onde estão concentrados cerca de 68,5% dos recursos hídricos nacionais, vive apenas 8,3% da população. Já a região Sudeste, responsável por 6,0% do volume total de água do país, abriga aproximadamente 42,1% dos habitantes. A situação mais crítica emerge no Nordeste, onde residem 27,8% da população brasileira, mas apenas 3,3% do volume de água do país está disponível nessa região (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2018).

No Brasil, há cerca de 217 comitês de bacias hidrográficas. No estado de São Paulo, existem 21 comitês que avaliam os interesses dos usuários em relação aos diversos usos da água nas bacias. Eles também monitoram eventos como escassez hídrica, inundações e qualidade da água, garantindo conformidade com a legislação (ANA, 2023).

No estado de São Paulo, os recursos hídricos são gerenciados de forma descentralizada por bacias hidrográficas, divididas em 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI), estabelecidas pelo Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH) de 2013. O Comitê de Bacias Hidrográficas Sorocaba-Médio Tietê (CBH-SMT) foi estabelecido em 2 de agosto de 1995, com foco na poluição das águas do rio Tietê e reservatórios, conforme o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (SigRH), de 2023.

Nesse sentido, a gestão dos recursos hídricos a partir do território da bacia hidrográfica como unidade de planejamento tem como um de seus objetivos a administração sistemática apropriada desses recursos (CAVALCANTE, 2021). Essa abordagem leva em consideração as diversas características físicas, biológicas, demográficas, econômicas, sociais e culturais presentes nas várias regiões do Brasil, a gestão também se entrelaça com as estratégias de gestão ambiental e se articula com as ações dos diversos setores usuários nos âmbitos regional, estadual e nacional, conforme apontado por Carvalho (2020).

4.2 Índice e indicadores ambientais

A análise da qualidade ambiental segue da compreensão das relações estabelecidas entre a sociedade e a natureza, no processo de desenvolvimento, inserido no processo econômico da sociedade. Para diagnosticar a qualidade ambiental urbana com a intenção de propor melhorias, faz-se necessária a articulação entre conceitos e teorias nas diversas áreas do conhecimento científico, assim como a escolha de indicadores ambientais que melhor representem essa inter-relação (LIMA, 2013).

Embora os termos "índice" e "indicadores" sejam frequentemente tratados como sinônimos, eles possuem distinções em seus significados. De acordo com Souza (2021), um índice é um valor que reflete uma perspectiva abrangente, sendo construído a partir da utilização de indicadores como variáveis componentes, deste modo um índice é um conceito multidimensional resultante da combinação de informações, permitindo que uma única medida englobe diversos aspectos ou indicadores.

Diversos estudos foram realizados utilizando indicadores para gerar índices de qualidade ambiental, tais como Minaki (2014) que utilizou princípios de Ecologia e do Planejamento da Paisagem para propor um indicador de qualidade ambiental da paisagem de Araçatuba. Spielman et al. (2020) avaliou indicadores de vulnerabilidade social por meio do método de componentes principais.

Para realizar a avaliação da qualidade ambiental de forma precisa, é crucial selecionar indicadores confiáveis. Isso requer como etapa preliminar a compreensão dos elementos gerais e a definição das variáveis que abrangem três principais âmbitos amplos: aspectos físico-naturais, aspectos urbano-arquitetônicos e aspectos sócio-culturais (BARGOS, 2010).

Conforme mencionado por Garcia (2001), obter um entendimento completo do que está sendo avaliado é essencial para determinar os indicadores de forma apropriada e, sobretudo, para encontrar a melhor abordagem para medi-los. Isso envolve a definição do método de cálculo dos indicadores. Os indicadores contribuem para um melhor entendimento e aproveitamento dos dados gerados, e, principalmente, funcionam como instrumentos de prevenção contra a degradação ambiental, possibilitando melhores condições no processo de tomada de decisão (MACHADO et al., 2015, COSTA, 2021).

Os indicadores e os índices são projetados para simplificar a informação sobre fenômenos complexos de modo a melhorar a comunicação, podendo ser aplicados em uma série de situações problemas como: atribuição de recursos; classificação de locais;

cumprimento de normas legais; análise de tendências; informação ao público e investigação científica (ROCHA, 2010).

Os dados obtidos por Sensoriamento Remoto e processados com uso de Sistema de Informação Geográfica (SIG) constituem instrumentos úteis para coletar diversas informações sobre a superfície geográfica (KUMAR et al. 2015). O uso dessas técnicas pode ser útil na criação de índices e indicadores relevantes para o planejamento e a gestão ambiental, podendo contribuir significativamente para estabelecer políticas públicas efetivas destinadas a preservar os recursos naturais (SOUSA et al., 2022).

4.3 Ecologia e métricas da paisagem

A paisagem é formada por uma variedade de elementos interativos, configurando um mosaico heterogêneo no qual os limites entre suas unidades são delineados por diversos fatores, incluindo elementos abióticos, perturbações naturais e intervenções humanas (SOUSA, 2021).

Nesse contexto, a ecologia da paisagem pode ser entendida como a ciência das interações espaciais entre as diferentes unidades que compõem a paisagem. Um aspecto crucial na ecologia da paisagem é o reconhecimento da dependência espacial entre essas unidades, uma vez que o funcionamento de uma delas está intrinsecamente ligado às inter-relações com as demais (METZGER, 2001, SOUSA, 2021).

Conforme Tabarelli (2010), a fragmentação do componente florestal na paisagem é um fenômeno originado pela prática desordenada de uso e ocupação da terra, impulsionada por modelos econômicos que exploram os recursos naturais, além dos diversos ciclos de crescimento e desenvolvimento humano. O impacto inicial observado é a redução da diversidade de espécies nas regiões periféricas, ou seja, nas áreas mais externas dos fragmentos florestais, devido às interações negativas com outras espécies presentes na matriz circundante (JUVANHOL et al., 2023).

A fragmentação refere-se à subdivisão de uma unidade ambiental e consiste em separações físicas em um habitat natural anteriormente contínuo, resultando em consideráveis alterações na paisagem natural, que passa a assemelhar-se a um mosaico (MASSOLI et al., 2016, SILVA et al., 2019). Embora o fenômeno de fragmentação ocorra naturalmente em um ambiente, ele tem sido intensificado significativamente por atividades humanas, especialmente devido à demanda por terra para a produção de alimentos, construções e aumento da concentração de resíduos gerados (OLIVEIRA, 2019).

É importante destacar que à medida que o grau de fragmentação aumenta, os riscos associados à introdução de espécies exóticas de plantas invasoras também se elevam. Essas espécies têm a tendência de competir com as espécies nativas, resultando na perda de biodiversidade e no aumento do isolamento. Fragmentos de menor tamanho são particularmente suscetíveis aos efeitos de borda, sendo mais expostos às alterações físicas do ambiente, influenciadas por fatores abióticos como temperatura, vento, umidade e intensidade de luz (SILVA; SOUZA, 2014). Além do mais, é esperado que com o aumento da fragmentação florestal, a qualidade da água nos mananciais seja influenciada negativamente (MELLO et al., 2022).

Neste contexto, diversas métricas foram propostas para mensurar a qualidade da paisagem ou grau de intervenção humana sobre ela. Esses indicadores são comumente conhecidos como métricas da paisagem, e podem ser classificados em oito grupos (Pereira et al., 2001); (CORY; NASSAUER, 2005). Abaixo, segue a lista com os grupos e alguns exemplos de métricas.

- Métricas de área: Área total, Área média das manchas.
- Métricas de manchas: Número de mancha, Tamanho médio das manchas, Índice de densidade de mancha.
- Métricas de bordas: Comprimento total de borda, Índice de borda, Índice de borda-mancha.
- Métricas de forma: Índice de forma, Índice de circunferência-perímetro.
- Métricas de área central: Índice de área central, Proporção da área central.
- Métricas de vizinho mais próximo: Índice de proximidade, coeficiente de vizinhança.
- Métricas de diversidade: Índice de diversidade de Shannon, Índice de riqueza de mancha,
- Métricas de contágio e entrelaçamento: Índice de contágio, Índice de entrelaçamento.

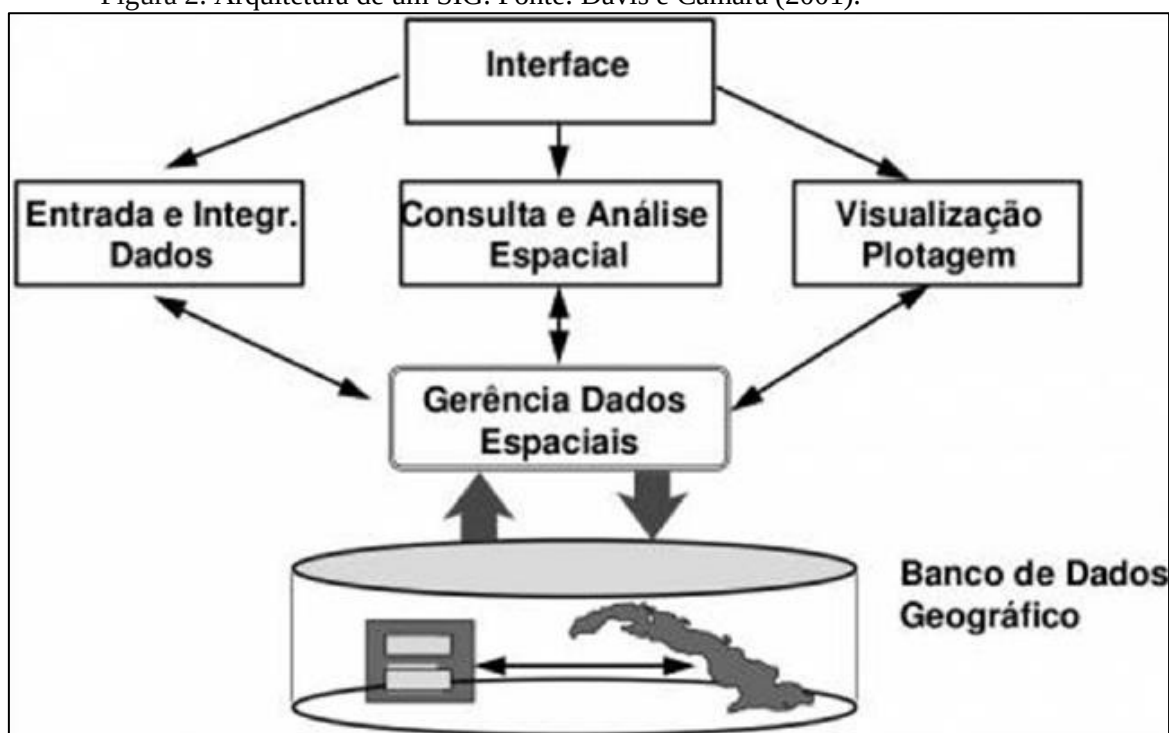
Essas métricas são medidas para quantificar a composição e configuração de ecossistemas em uma região ou área de estudo. Eles têm sido utilizados para caracterizar diferentes áreas ou regiões de estudo, ou para medir a mudança da paisagem de uma região ao longo do tempo (ŠÍMOVÁ; GDULOVÁ, 2012).

4.4 Sistema de Informação Geográfica (SIG)

O Sistema de Informação Geográficas (SIG) pode ser considerado uma das geotecnologias que integram o âmbito do geoprocessamento. É frequente a confusão entre a terminologia SIG e a simples referência a um software. No entanto, um SIG representa, de fato, um sistema completo e operacional. Uma definição tradicional de SIG seria a de um sistema automatizado destinado a coletar, armazenar, manipular e apresentar dados cartográficos (BURROUGH; MCDONNELL 1998, ASSAD FITZ, 2008).

Os SIGs são caracterizados como uma combinação harmoniosa de software, hardware e dados, viabilizando a visualização e administração de informações concernentes a locais específicos, investigando vínculos espaciais e delineando processos nesse contexto (Figura 2) (CASTROGIOVANNI; ABREU E SILVA, 2016).

Figura 2. Arquitetura de um SIG. Fonte: Davis e Câmara (2001).



Fonte: Davis e Câmara (2001).

Essa abordagem oferece um arcabouço que facilita a captação e organização de dados de natureza espacial e dados conexos, com a finalidade de proporcionar possibilidade de visualização e análise espacial (ESRI, 2015).

Ao longo do tempo, o desenvolvimento dos SIGs mantém uma relação proporcional com o amplo progresso na área geral da ciência da computação. Os SIGs têm uma

aplicabilidade diversificada em setores como transporte, telecomunicações, serviços públicos, planejamento ambiental, saúde, planejamento nacional, geologia, ciências do solo e ciência florestal (FRADELOS et al. 2014; SILVA, 2023).

Com a evolução dos SIGs, os profissionais voltados para análise ambiental viram suas oportunidades se expandirem. Agora têm à disposição sistemas de informação nos quais os dados se tornaram mais acessíveis e de fácil combinação, proporcionando uma flexibilidade que possibilita ajustes conforme as demandas dos processos de tomada de decisão ambiental (FELIZARDO, 2016).

Esses sistemas são empregados para criar bancos de dados que atuam como parâmetros de entrada para modelos matemáticos. Através dessa integração, torna-se possível manipular dados espaciais, o que por sua vez serve como uma ferramenta de suporte na tomada de decisões ligadas ao planejamento e organização do território (MENDES FILHO et al., 2007, ALI et al., 2019).

A associação entre dados de sensoriamento remoto e técnicas de SIG têm ganhado crescente aplicação no âmbito do planejamento ambiental, devido à sua eficácia na elaboração de diagnósticos. Os resultados obtidos por meio dessas abordagens oferecem informações cruciais para a identificação e avaliação de conflitos de uso da terra em Áreas de Preservação Permanente (APP). Além disso, esses resultados desempenham um papel fundamental ao fornecerem suporte às atividades de monitoramento ambiental, bem como para a implementação de mecanismos de controle e fiscalização (HAAS, 2018; ARULBALAJI, 2019).

De acordo com Florenzano (2011), o sensoriamento remoto é utilizado para aquisição de dados sobre os elementos presentes na superfície terrestre, como a vegetação, água e solo. Esses elementos interagem com a radiação eletromagnética refletindo ou emitindo proporções variáveis de radiação de acordo com o comprimento de onda e característica intrínseca dos alvos. Isso possibilita que sensores remotos capturem e registrem a energia refletida ou emitida por esses elementos, permitindo a diferenciação entre eles e viabilizando uma análise detalhada da paisagem.

O geoprocessamento, por sua vez, oferece meios para interpretar a assinatura espectral dos alvos por meio de algoritmos que manipulam e analisam dados georreferenciados. Essa abordagem permite a construção de um banco de dados que integra uma variedade de fontes de informações. Isso, por sua vez, possibilita a criação de modelos que representam as condições socioambientais existentes (SALES, 2019).

Vale ressaltar que, no contexto da análise ambiental, os aspectos geográficos desempenham um papel essencial, juntamente com o acesso às informações que descrevem os atributos das áreas sob avaliação. Além disso, é crucial contar com abordagens técnicas e científicas para a análise e integração de diferentes conjuntos de forma que a análise espacial seja realizada corretamente (LOPES et al., 2018).

Nesse contexto, assim como em toda a área de geoinformação, é bem compreendido que qualquer informação relacionada à superfície terrestre pode ser representada em um Sistema de Informação Geográfica (SIG). Essa capacidade permite associar a característica real de uma feição com a sua representação espacial, possibilitando a análise e a compreensão das relações geográficas de forma eficaz (CARVALHO et al., 2020).

4.5 Análise Hierárquica de Processos (AHP)

A Análise Hierárquica de Processos (AHP) é amplamente reconhecido como uma das abordagens mais populares para tomada de decisões multicritério. Originalmente, o método foi desenvolvido por Saaty em 1980, a AHP é empregada para avaliar, priorizar, classificar e analisar opções de decisão (FENG et al., 2018).

Na AHP, os fatores relevantes a um problema de tomada de decisão são categorizados e organizados em uma estrutura hierárquica. Esse método se vale dos julgamentos dos tomadores de decisão para decompor o problema em várias camadas hierárquicas, sendo que o número de níveis na hierarquia reflete a complexidade intrínseca do problema em consideração (RIBEIRO et al., 2016, GÜNDOĞDU; KAHRAMAN, 2020).

A AHP é uma ferramenta de apoio à decisão que pode ser usada para resolver problemas de decisão complexos, ele usa uma estrutura hierárquica de vários níveis de objetivos, critérios, subcritérios e alternativas. Os dados pertinentes são obtidos usando um conjunto de comparações pareadas (WATSON, MD. HUDSON, 2015, HO; MA, 2018). Essas comparações são utilizadas para obter os pesos de importância dos critérios de decisão e as medidas de desempenho relativo das alternativas em termos de cada critério de decisão individual. Se as comparações não forem perfeitamente consistentes, então fornece um mecanismo para melhorar a consistência.

O método AHP é frequentemente utilizado em combinação com SIG para a sobreposição ponderada de fatores ambientais (camadas de informações), possibilitando a composição de métodos de análise de vulnerabilidade ou fragilidade que possibilitam a

identificação de áreas precisam de serem restabelecidas, ou que estejam mais suscetíveis a degradação (TAHRI et al., 2015; FENG et al., 2018).

A AHP é utilizada para avaliar várias alternativas e as classifica em ordem de prioridade, de acordo com critérios definidos pelo tomador de decisão (SAATY; 1977, VARGAS, 2001). Essa abordagem permite a formulação de problemas incorporando conhecimento e julgamentos de especialistas, garantindo que as questões envolvidas sejam claramente definidas, avaliadas, discutidas e priorizadas. Uma de suas vantagens é a capacidade de modelar um problema com dados quantitativos e qualitativos, considerando também níveis de certeza e incerteza (HO; MA, 2018; GÜNDOĞDU; KAHRAMAN, 2020).

Um dos elementos essenciais do método AHP são os critérios, os quais desempenham um papel fundamental no procedimento de avaliação e classificação das alternativas disponíveis (MANTIS; VAZ, 2019). Os critérios representam diferentes aspectos que exercem influência sobre uma decisão e devem ser determinados com base nas alternativas finais (JAVARINI et al., 2020).

A utilização do método AHP se justifica nessas abordagens em virtude de sua capacidade de proporcionar um procedimento abrangente e lógico para a estruturação de um problema, para a representação e quantificação de seus componentes e para a sua relação com as metas globais estabelecidas. Este método também viabiliza a conversão de avaliações qualitativas em valores numéricos ou prioridades, os quais são deduzidos para cada elemento na hierarquia, possibilitando, assim, a comparação de elementos distintos e incompatíveis de maneira racional e coerente, essa habilidade inerente diferencia o método AHP de outras abordagens ou técnicas disponíveis (HÖFER et al., 2016; GHIMIRE e KIM, 2018).

5 MATÉRIAS E MÉTODOS

5.1 Caracterização da área de estudo

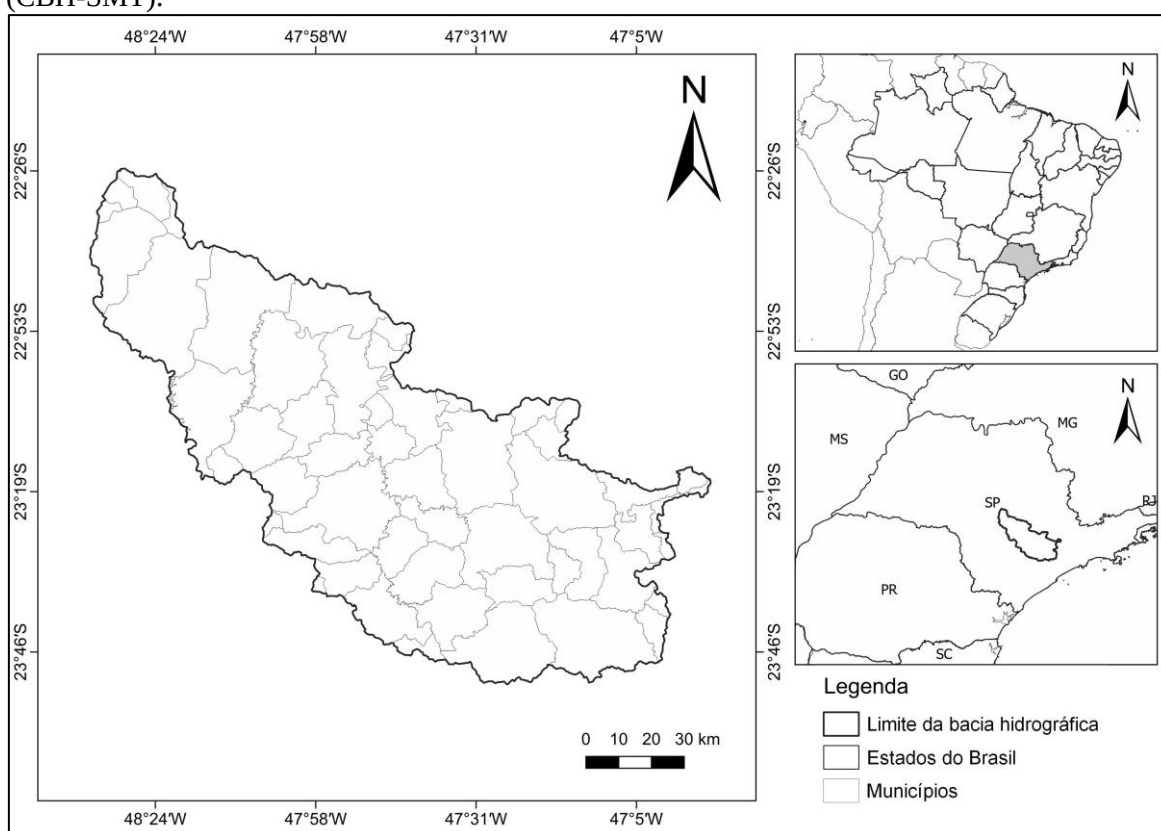
A área de estudo compreende a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Sorocaba - Médio Tietê (CBH-SMT) da região hidrográfica do rio Tietê (Figura 3). Essa área foi escolhida para o desenvolvimento deste estudo, tendo em vista sua importância no contexto ambiental e econômico para o estado de São Paulo.

A bacia hidrográfica do rio Sorocaba - Médio Tietê foi definida como a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI-10-Tietê/Sorocaba) de acordo com a Lei 16.337, de 14 de dezembro de 2016 (FRANCESCHINI, 2016), possui área de 11.829 Km², e uma população de 2.065.174 habitantes pertencentes aos 35 municípios que fazem parte da bacia hidrográfica, com destaque para os municípios mais populosos, tais como Sorocaba

(723.682 hab), Itu (168.240 hab), Botucatu (145.155 hab) e Votorantim (127.923 hab) (IBGE, 2022).

Os principais rios da bacia hidrográfica são: Sorocaba, Tietê, Sorocabuçu, Sorocamirim, Pirajibu, Jundiuvira, Murundu, Sarapuí, Tatuí, Guarapó, Macacos, Ribeirão do Peixe, Alambari, Capivara e Araquá. Além do mais, existem dois reservatórios principais: a Represa Itupararanga que é responsável pelo abastecimento público da Região Metropolitana de Sorocaba, e Represa Barra Bonita cujo seu principal objetivo é a geração de eletricidade (SIGRH, 2023).

Figura 3. Localização da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Sorocaba - Médio Tietê (CBH-SMT).



As Principais atividades econômicas desenvolvidas na bacia consistem em atividades industriais que são predominantes na região metropolitana Sorocaba, com um diversificado parque industrial distribuído por diversos municípios. Isso inclui a produção de componentes para telecomunicações e informática, montagem de veículos automotivos, operações de refinamento de petróleo, fabricação de produtos de celulose e papel, setores de alimentos e bebidas, bem como instalações sucroalcooleiras. Além disso, existem complexos industriais voltados para mineração, como a produção de alumínio e cimento. No setor primário, merecem destaque o cultivo de cana-de-açúcar, citros e atividades pecuárias (SIGRH, 2023; SANTOS et al., 2018).

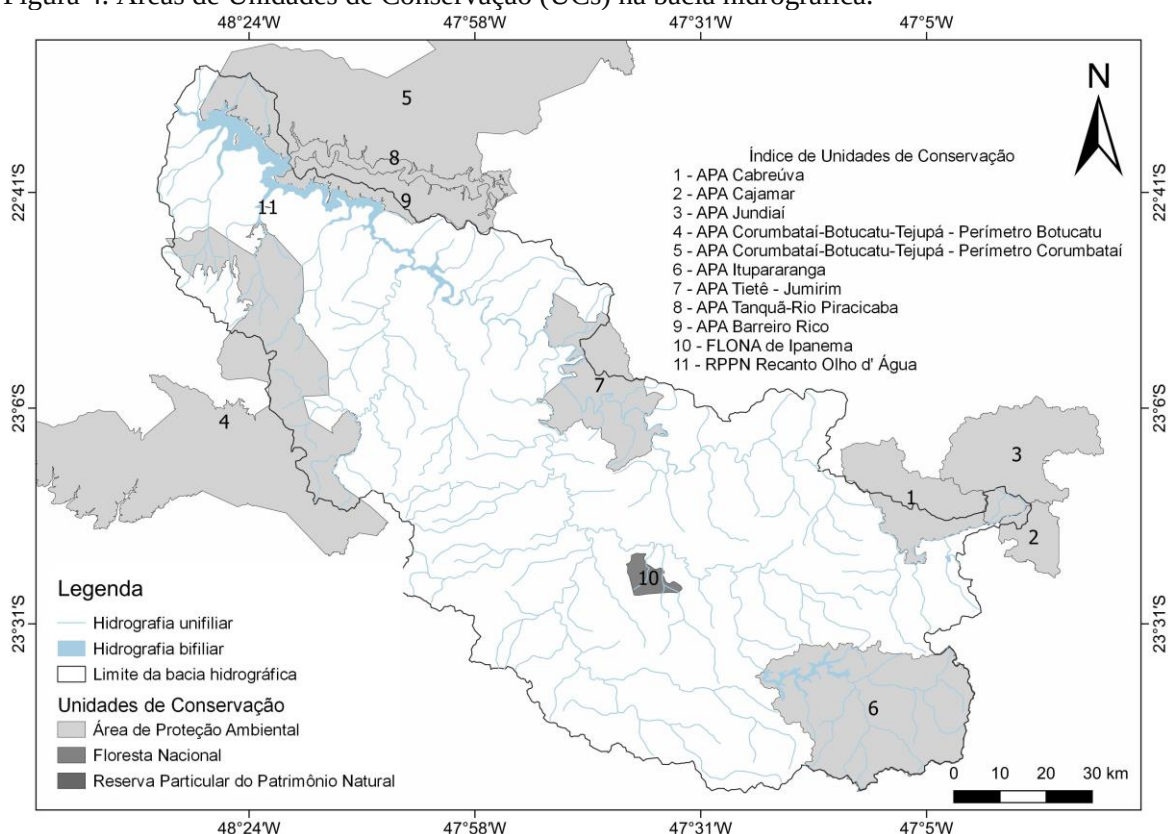
Com base na classificação climática proposta por Köppen, considerando os fatores de temperatura e precipitação, é possível identificar três tipos climáticos na bacia hidrográfica. O clima predominante é o úmido quente com inverno seco, que abrange a região a oeste da cidade de Sorocaba, próximo aos municípios de Ibiúna e Piedade, encontra-se o clima quente úmido sem estação seca. Já nas proximidades do município de São Roque, prevalece o clima temperado úmido sem estação seca (CBH-SMT, 2023). Segundo a classificação de regime de chuvas descrita por Cavalcanti et al. (2009), as Bacias do Tietê Superior e do Rio Sorocaba estão localizadas em uma zona que engloba o interior do continente até o centro-oeste de Minas Gerais, norte do Rio de Janeiro e Espírito Santo. Nesse âmbito, a média anual de precipitação varia entre 1.250 mm e 1.400 mm por ano.

A delimitação geográfica da UGRHI foi estabelecida com base na divisão adotada pelo Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo, elaborado pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas- IPT (1981). A área da UGRHI está situada predominantemente em um planalto cristalino de origem atlântica, seguido por uma região de depressão periférica. A fronteira oeste da depressão periférica é demarcada pelas Cuestas Basálticas. Essa linha divisória entre a Depressão Periférica e as Cuestas Basálticas é bem definida em regiões de escarpas festonadas, notavelmente nas proximidades da Represa de Barra Bonita e ao norte da Represa de Jurumirim.

Conforme indicado no mapa pedológico do Estado de São Paulo, a maior parte da bacia hidrográfica é caracterizada por solos predominantemente compostos por Argissolos ou Latossolos Vermelho-Amarelos. Além disso, há presença de algumas áreas de Neossolos Litólicos, Nitossolos Vermelhos, Cambissolos e Planissolos, completando a variedade de tipos de solo na região (ROSSI, 2020).

Conforme dados do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2024), na UGRHI-10 existem 11 Unidades de Conservação (Figura 4), sendo nove Áreas de Proteção Ambiental (APA), uma Floresta Nacional (FLONA) e uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), com destaque para a Área de Proteção Ambiental de Itupararanga (APA de Itupararanga) com área de 93.356 hectares, e a Floresta Nacional de Ipanema (FLONA de Ipanema), com área de 5.385 hectares.

Figura 4. Áreas de Unidades de Conservação (UCs) na bacia hidrográfica.



Quanto a característica da vegetação natural na UGRHI-10, predominam a Floresta Ombrófila Densa e a Floresta Estacional Semidecidual (SIGRH, 2023). A Floresta Ombrófila Densa, também referida como Floresta Pluvial Tropical, caracteriza-se por apresentar uma cobertura vegetal densa em todos os estratos, incluindo o arbóreo, arbustivo, herbáceo e lianas. Essa formação florestal ocorre em áreas dos biomas Amazônia e zona costeira da Mata Atlântica, onde o período biologicamente seco é praticamente inexpressivo (SINIF, 2020).

As Florestas Estacionais Semidecíduais, previamente designadas como Florestas Subcaducifólias, constituem formações vegetais que ocorrem em ambientes com níveis de umidade inferiores aos encontrados nas Florestas Ombrófilas Densas (EMBRAPA, 2021). A vegetação desse tipo é influenciada por dois padrões sazonais distintos: um tropical, caracterizado por chuvas intensas no verão, seguido por um período de estiagem acentuada; e outro subtropical, no qual não há um período seco propriamente dito, mas sim uma seca fisiológica causada pelas baixas temperaturas no inverno, resultando na queda parcial das folhas das plantas. Esse tipo de vegetação é encontrado em várias regiões do Brasil (SINIF, 2020).

5.2 Análise bibliométrica

Neste estudo, foi realizado uma análise bibliométrica que consiste em uma abordagem quantitativa para analisar a literatura acadêmica utilizando bibliografias para fornecer a descrição, avaliação e monitoramento de pesquisas publicadas sobre um determinado tema.

O objetivo metodológico foi analisar publicações, citações e fontes de informação relacionadas a vulnerabilidade ambiental em bacias hidrográficas. Para isto, foram utilizados dados referentes à produção científica mundial, os quais foram extraídos de publicações em periódicos e anais de congressos indexados na base de dados *Web of Science Core Collection* e *Scopus*.

Essas bases foram selecionadas, pois contemplam a produção científica relevante a nível global, possibilitando consulta de dados e análise da relação entre autores, instituições, estados e áreas do conhecimento dos artigos selecionados.

Neste estudo, foi considerado o termo “vulnerabilidade de bacias hidrográficas”, bem como “qualidade ambiental de bacias hidrográficas” como critérios de seleção dos dados, com nível de abrangência global entre os anos de 1970 a 2024. Os dados foram avaliados utilizando o pacote bibliometrix (Aria; Cuccurullo, 2017), disponível no software R, com busca realizada em 02 de outubro de 2024.

A Figura 5 apresenta um fluxograma simplificado das etapas desenvolvidas na análise bibliométrica.

Figura 5. Principais etapas seguidas na análise bibliométrica



Fonte: elaborado pelo autor.

5.3 Índice de Fragilidade de Fragmentos Florestais-IFFF

Para determinação Índice de Fragilidade de Fragmentos Florestais – IFFF, foram obtidos dados sobre o uso e ocupação da terra junto ao Projeto MapBiomas, Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil (MapBiomas, 2023) para os anos de 2012 e 2021. Esses dados foram obtidos com uso da plataforma Google Earth Engine, sendo obtidos os dados no formato GeoTiff, com resolução espacial de 30 metros.

Considerando o mapa de uso e ocupação da terra, foram extraídos os fragmentos florestais para os anos de 2012 e 2021, e com base nestes, foram determinadas a área, índice de forma (SHAPE) e distância entre os fragmentos florestais. A área foi determinada em hectares, utilizando a calculadora de campo no Arcgis 10.6.2. Para determinação do SHAPE, utilizou-se a Equação 1.

$$SHAPE = \frac{0,25P}{\sqrt{A}} \quad (1)$$

Onde:

P = perímetro do fragmento (em metros)

A = área do fragmento (em metros quadrados).

O SHAPE é uma medida que descreve a complexidade da forma de um fragmento em relação à forma padrão quando o valor do índice se aproxima de um, isso indica que o fragmento possui uma forma mais circular (no caso de dados vetoriais) ou mais quadrada (em dados rasterizados), conforme esse valor aumenta indefinidamente, a irregularidade do fragmento também aumenta (TREVISAN et al., 2020).

A distância entre os fragmentos florestais foi determinada utilizando a extensão V-LATE 2.0 betas no ArcGIS 10.6, indicam o quão distantes estão os fragmentos florestais entre si. O grau de isolamento desempenha um papel crucial na determinação do tamanho efetivo de um fragmento florestal, pois quanto menor o fragmento, ou mais alongado, mais fortemente os efeitos de borda podem se fazer sentir, esse tamanho é definido pela área do fragmento, pelas diferenças entre a vegetação do seu entorno e pela medida de isolamento em si (COOMES et al, 2019; GUARI e GUARI, 2020).

Em seguida, os valores de área, forma e distância foram categorizados em cinco intervalos, conforme valores atribuídos por Moraes et al. (2017). A Tabela 1 apresenta os valores de classes utilizados neste estudo.

Tabela 1. Valores de área, forma e distância.		
Área (ha)	SHAPE	Distância (metros)
<1	1-2	<50
1-10	2-3	50-100
10-50	3-4	100-200
50-100	4-5	200-500
>100	>5	>500

Adaptado de Moraes et al. (2017).

Após a determinação dos fatores área, forma e distância, realizou-se a normalização dos dados utilizando o software ArcGIS. A normalização foi realizada a partir do método Min-Max utilizando a calculadora de campo, o método define valores no intervalo entre 0 e 1. A normalização faz-se necessário quando os atributos possuem escalas de valores muito diferentes, tais como valores do fator forma e distância entre os fragmentos, o que pode tonar os resultados distorcidos (SAUTE et al.,2021).

As variáveis que possuem maior influência foram determinadas com uso do método *Analytic Hierarchy Process* - AHP. O método desenvolvido por Saaty (1977) consiste em

uma combinação de dados baseado em uma fundamentação matemática que permite avaliar a contribuição e a importância relativa entre os temas quando essas variáveis possuem diferentes níveis de influência no produto final, sendo considerado uma ferramenta eficiente para a tomada de decisão, principalmente no que se refere ao planejamento e gestão territorial (FERREIRA; SILVA, 2020; SANTOS et al., 2020).

O método AHP é composto por cinco etapas, sendo (I) a definição do problema e o objetivo a ser atingido, (II) estruturação de critérios em forma hierárquica, (III) construção de uma matriz quadrada de comparação de pares, em que os critérios são comparados par a par, e (IV) atribuição de peso a cada um dos critérios (W), obtendo o grau de importância individual (SAATY; VARGAS, 2001).

A comparação par a par das variáveis hierarquizadas (etapa III) foi realizada com base na escala proposta por Saaty (1992), conforme Tabela 2.

Tabela 2. Escala de Saaty com os 9 pesos fundamentais de julgamento comparativo.

Intensidade de Importância	Definição	Explicação
1	Importância Equiparada	Contribuição equiparada para o objetivo.
3	Importância Moderada	Um objetivo ligeiramente favorável em detrimento de outro
5	Importância Forte	Um objetivo fortemente favorável em detrimento de outro
7	Importância Muito Forte	Um objetivo muito fortemente favorável em detrimento de outro; domínio demonstrado na prática.
9	Importância Absoluta	É a maior ordem de afirmação possível de um objetivo em detrimento de outro.
2, 4, 6, 8	Valores intermediários entre dois julgamentos sucessivos.	Possível necessidade de se interpolar julgamentos numéricos.

FONTE: Adaptado de Carvalho e Mingoti (2005).

Em seguida, foi realizado o julgamento dos níveis de importância (etapa IV), atendendo os pressupostos de reciprocidade (se $a_{ij} = x$, então $a_{ji} = \frac{1}{x}$), homogeneidade (se i e j são considerados igualmente importantes, então $a_{ij} = a_{ji} = 1$), Índice de Consistência – IC (Equação 2) e Razão de Consistência-RC (Equação 3), conforme descrito por Saaty (2008).

$$IC = \frac{\lambda_{Max} - n}{n - 1} \quad (2)$$

$$RC = \frac{IC}{IR} \quad (3)$$

Onde IC refere-se ao Índice de Consistência, IR ao Índice Randômico, λ_{Max} ao valor máximo do autovalor λ , e n ao número de critérios respectivamente. Após implementação do método AHP, foi determinado o IFFF a partir da equação 4.

$$IFFF = A * W1 + F * W2 + D * W3 \quad (4)$$

Onde:

A= Área

F= Forma

D= Distância

Wn= Autovetor obtido com AHP.

Os valores de IFFF foram classificados em cinco categorias, sendo eles: Muito Baixo (0-0,2), Baixo (0,2-0,4), Moderado (0,4-0,6), Alto (0,6- 0,8), Muito Alto (0,8-1). O IFFF representa a qualidade dos fragmentos, nesse caso, fragmentos com boa qualidade (valores próximos de 0, ou muito baixo) significa boas condições de fluxo gênico e a manutenção de serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica, já fragmentos com baixa qualidade (valores próximos de 1, ou muito alto), refletem condições desfavoráveis ao fluxo gênico e a manutenção dos serviços ecossistêmicos.

5.4 Índice de Priorização de Área de Preservação Permanente-IPAPP

O índice de priorização de áreas de preservação permanente (IPAPP) em bacias hidrográficas reflete o processo de classificação em diferentes níveis de conforme a ordem em que as APPs devem ser levadas para tratamento com medidas adequadas de conservação e/ou recomposição da vegetação florestal.

Para determinar IPAPP, foram considerados três fatores (o uso e ocupação da terra, declividade e distância entre fragmentos florestais). O uso e ocupação da terra é o fator principal, pois as áreas de zona ripária em que a vegetação natural foi suprimida para o desenvolvimento de atividades agropecuárias são consideradas inadequadas, conforme a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, necessitando de recomposição da vegetação.

Entretanto, alguns fatores podem representar maior fragilidade (a fragilidade aqui é definida como sendo a interação entre a vulnerabilidade, ou seja, o potencial intrínseco ou natural dessas áreas para produzir sedimentos por erosão laminar quando perturbada, e as influências antrópicas que atuam sobre essa vulnerabilidade para aumentar ou diminuir as taxas de erosão) a essas áreas, exigindo prioridade frente as que possuem menor fragilidade. Por exemplo, locais com área descoberta associado a alta declividade possuem maior suscetibilidade a erosão laminar que áreas com terreno plano, conforme descrito por (DUARTE et al., 2021). Por outro lado, áreas riparias descobertas próximas a fragmentos florestais tendem minimizar o arraste de sedimentos.

Dessa forma, o IPAPP foi elaborado considerando uma associação entre o uso e ocupação da terra, declividade e proximidade dos fragmentos florestais na zona riparia da bacia hidrográfica.

O uso e ocupação da terra foi obtido a partir de dados do Projeto MapBiomias, Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil (MapBiomias, 2023) para os anos de 2012 e 2021. Esses dados foram obtidos com uso da plataforma Google Earth Engine, sendo obtidos os dados no formato GeoTiff, com resolução espacial de 30 metros.

Com base nas classes de uso e ocupação da terra, foi realizado uma recategorização considerando os critérios estabelecidos quanto a fragilidade ambiental associado ao tipo de uso, conforme adaptação das classes definidas por Ross (1994). A Tabela 3 apresenta as classes de uso e ocupação da terra, bem como os pesos atribuídos para cada classe.

Tabela 3. Classes de uso e ocupação da terra e pesos atribuídos.

Classes de uso da terra	Classe	Peso
Formação Florestal, Savânica, afloramento rochoso	Muito Fraco	1
Campo Alagado e Área pantanosa, formação campestre, Silvicultura	Fraco	2
Pastagem, área urbana, mineração, aquicultura, café outras lavouras perenes, citrus	Moderado	3
Cana, mosaico agricultura e pastagem, soja, outras lavouras temporárias	Forte	4
Outras áreas não vegetadas	Muito Forte	5

A declividade da área foi determinada com base em um modelo digital de elevação (MDE) do Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) disponibilizado pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS, 2024). Foram utilizadas as folhas n° S23W047; S23W048; S23W049; S24W047; S24W048 e S24W049, no qual foi criado um mosaico da área de estudo.

Com base no MDE, foi determinado a declividade com uso do software ArcGIS utilizando a ferramenta *Slope*, em seguida, foi realizado uma categorização utilizando a ferramenta *Reclassify* no ArcGIS, considerando as classes de fragilidade quanto a declividade estabelecida por Ross (1994). A Tabela 4 apresenta as classes de declividade e os pesos atribuídos para cada classe.

Tabela 4. Classes de declividade e pesos atribuídos conforme.

Declividade (%)	Classe	Peso
<6	Muito Fraco	1
6-12	Fraco	2
12-20	Moderado	3
20-30	Forte	4
>30	Muito Forte	5

Considerando o mapa de uso e ocupação da terra para os anos de 2012 e 2021, foram extraídos os fragmentos florestais para a bacia hidrográfica, e com base nestes, foi determinado a distância euclidiana entre os fragmentos com uso da ferramenta *Euclidean Distance* disponível no software ArcGIS.

Em seguida, a distância euclidiana foi reclassificada considerando uma adaptação dos intervalos de proteção da zona ripária (áreas no entorno de nascentes, rios, reservatórios naturais e artificiais) definidos na Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. A Tabela 5 apresenta os intervalos definidos bem como os pesos atribuídos.

Tabela 5. Intervalos de distância euclidiana entre os fragmentos florestais.

Distância (m)	Classe	Peso
<30	Muito Fraco	1
30-60	Fraco	2
60-120	Moderado	3
120-200	Forte	4
>200	Muito Forte	5

Após a determinação dos fatores uso e ocupação da terra, declividade e distância euclidiana entre os fragmentos florestais, realizou-se a normalização dos dados, conforme descrito anteriormente no tópico sobre o Índice de Fragilidade de Fragmentos Florestais-IFFF. Em seguida, foi identificada a influência das variáveis por meio de AHP. Após a análise da importância dos fatores por AHP, foi determinado o IPAPP a partir da equação 5.

$$\text{IPAPP} = \text{UT} * \text{W1} + \text{D} * \text{W2} + \text{DE} * \text{W3} \quad (5)$$

Onde:

UT= Uso e ocupação da terra

D= Declividade

DE= Distância euclidiana de fragmentos florestais

Wn= Autovetor obtido com AHP.

E por fim, os valores do IPAPP foram classificados em cinco categorias, sendo eles: Muito Baixo (0-0,2), Baixo (0,2-0,4), Moderado (0,4-0,6), Alto (0,6- 0,8), Muito Alto (0,8-1). O IPAPP reflete a integridade dos mananciais, ao passo que valores elevados desse índice (próximos a 1, ou muito alto) significa baixa proteção na zona ripária, e consequentemente, maior possibilidade de introdução de carga de poluentes por erosão laminar, por outro lado, quanto menor for o valor desse índice (próximo de 0, ou muito baixo), menor será a possibilidade de introdução de carga de poluente por erosão laminar.

5.5 Índice de pressão antrópica por resíduos e efluentes (IPARE)

O índice de pressão antrópica exercido pelo lançamento de efluentes líquidos sem tratamento, bem como a disposição inadequada de resíduos sólidos foi determinado considerando dados dos dois últimos censos demográficos (2010 e 2022). Tais dados foram obtidos junto ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) por município que integra a bacia hidrográfica, considerando os registros sobre a destinação dos resíduos sólidos e esgotamento sanitário por domicílio.

Nesse sentido, o índice de pressão antrópica por resíduos e efluentes foi formulado considerando o total de domicílio que possuem sistema de coleta de esgoto adequado, bem como o número de domicílios com ausência de coleta (ausência de banheiro sanitário ou sanitários ligados a fossas rudimentares, ou lançado diretamente em vala, rio, lago, dentre outros).

Também foi considerado o destino dos resíduos sólidos, tais como o total de domicílio contemplados por serviço de limpeza, e os demais domicílios em que o destino é inadequado (enterrado, jogado no rio ou lago, jogado em terreno baldio ou logradouro, queimado). O cálculo do Índice de pressão antrópica por resíduos e efluentes - IPARE para cada município foi determinado pela Equação 6.

$$IPARE = \frac{\frac{N_{d1} + N_{d2}}{N_{t1} + N_{t2}}}{2} \quad (6)$$

Onde N_{d1} refere-se o total de domicílios com ausência de banheiros sanitários ou demais destinos inadequados, e N_{dt1} refere-se ao número total de domicílios particulares presente no município, já N_{d2} refere-se ao total de domicílios com ausência de coleta de resíduos sólidos ou demais destinos inadequados, e N_{dt2} refere-se ao número total de domicílios particulares presente no município.

E por fim, o IPARE foi calculado em cada sub-bacia por meio da ponderação de valores, conforme Equação 7.

$$IPARE_{Sub} = \sum_{i=1}^n A_i * \frac{IPARE}{A_{Sub}} \quad (7)$$

Onde A_i refere-se a área do município pertencente a sub-bacia, IPARE o indicador de pressão por município, e A_{Sub} a área das sub-bacias.

E por fim, os valores do $IPARE_{Sub}$ foram classificados em cinco categorias, sendo eles: Muito Baixo (0-0,2), Baixo (0,2-0,4), Moderado (0,4-0,6), Alto (0,6- 0,8), Muito Alto (0,8-1). O IPARE reflete o potencial de contaminação pela disposição inadequada de resíduos sólidos e efluentes líquidos na bacia hidrográfica, quanto maior o valor desse índice (próximo

de 1, ou muito alto), maior é a possibilidade de introdução de carga contaminante ao meio, por outro lado, quanto menor for o valor do índice (próximo de 0, ou muito baixo), menor é a possibilidade de introdução de carga contaminante no meio.

5.6 Índice de Potencial Degradação dos Recursos Hídricos (IPDRH)

O índice de potencial degradação dos recursos hídricos (IPDRH) foi determinado pela integração entre o índice de fragilidade de fragmentos florestais (IFFF), índice de priorização de áreas de preservação (IPAPP) e o índice de pressão antrópica por resíduos sólidos e efluentes (IPARE). A integração desses indicadores foi realizada por meio de AHP, sendo implementado por meio da Equação 8.

$$IPDRH = IPARE * W1 + IFFF * W2 + IPAPP * W3 \quad (5)$$

Onde:

IPARE = índice de pressão antrópica por resíduos sólidos e efluentes

IFFF = índice de fragilidade de fragmentos florestais

IPAPP = índice de priorização de áreas de preservação

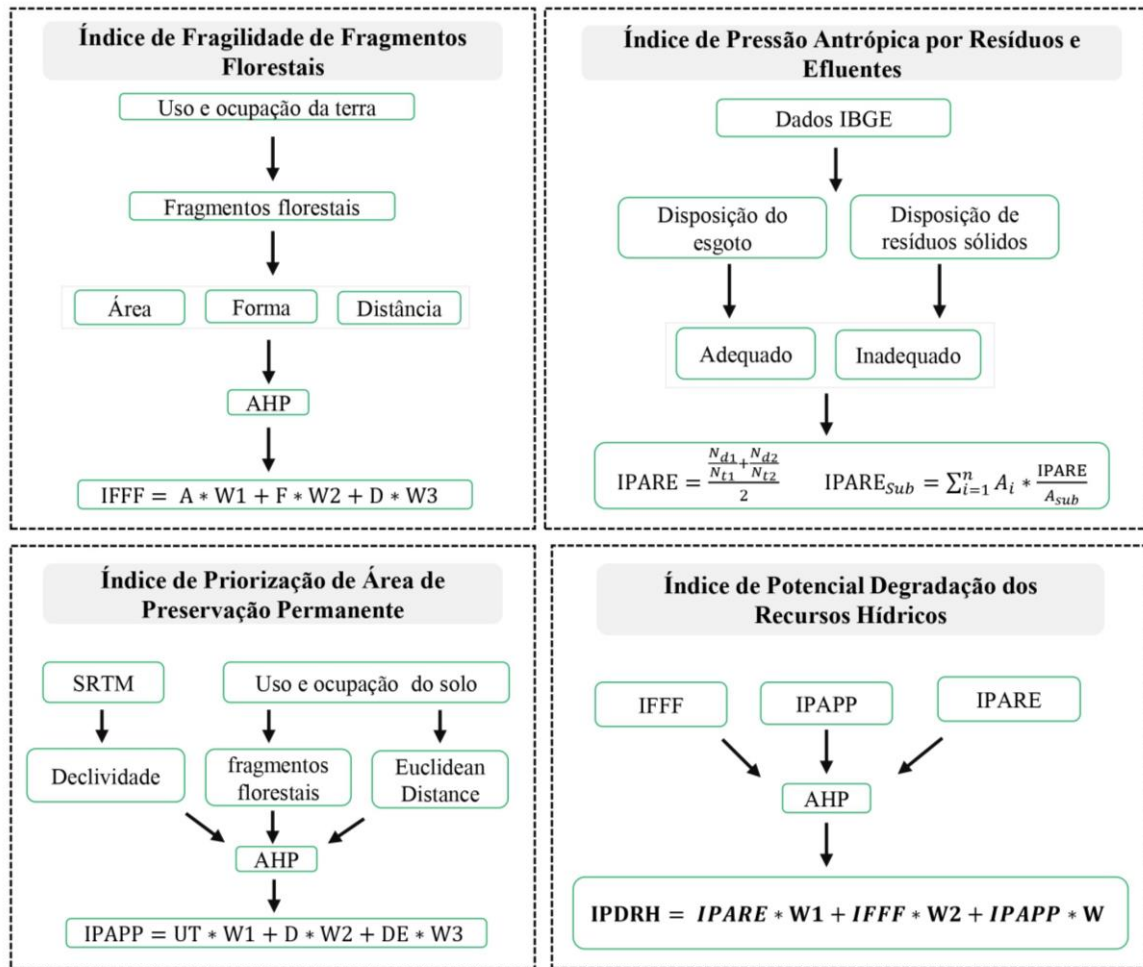
Wn= Autovetor obtido com AHP.

Os valores do IPDRH foram classificados em cinco categorias, sendo eles: Muito Baixo (0-0,2), Baixo (0,2-0,4), Moderado (0,4-0,6), Alto (0,6- 0,8), Muito Alto (0,8-1), sendo representado por meio de mapas.

O IPDRH representa o potencial de degradação dos recursos hídricos na bacia hidrográfica, que por sua vez, foi determinado considerando as condições dos fragmentos florestais na bacia, a integridade da vegetação riparia, e a pressão antrópica em decorrência do descarte inadequado de resíduos sólidos e efluentes domésticos. Os valores de IPDRH próximos de 1, ou muito alto representam alto potencial de degradação dos recurso hídricos, por outro lado, valores próximos de 0, ou muito baixo, representam boas condições.

A Figura 6 mostra as etapas seguidas para a determinação do Índice de Potencial Degradação dos Recursos Hídricos – IPDRH, obtido com base na integração de técnicas de Sistema de Informação Geográfica (SIG) e Análise Hierárquica de Processos (AHP).

Figura 6. Etapas adotadas para determinação do IPDRH.

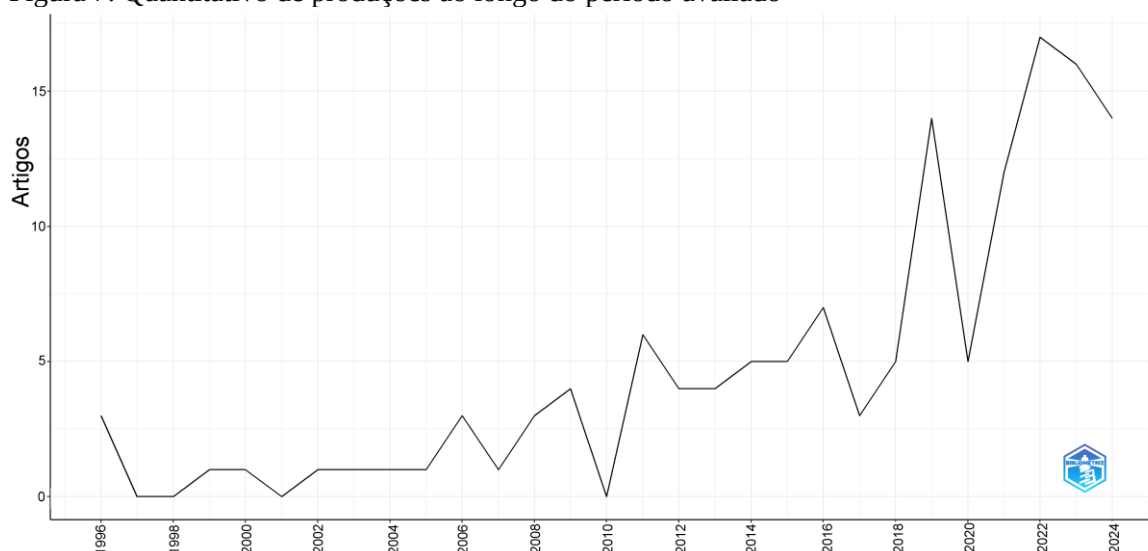


6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Análise bibliométrica

Com base nos dados obtidos na *Scopus* e *Web of Science* entre o período de 1970 a 2024, obteve-se um total de 237 documentos, desse total, 100 arquivos duplicados foram removidos, restando cerca de 137 registros de publicações na temática vulnerabilidade ambiental em bacias hidrográficas. A Figura 7 apresenta a distribuição temporal de produções observadas nas duas bases de dados ao longo do período avaliado.

Figura 7. Quantitativo de produções ao longo do período avaliado

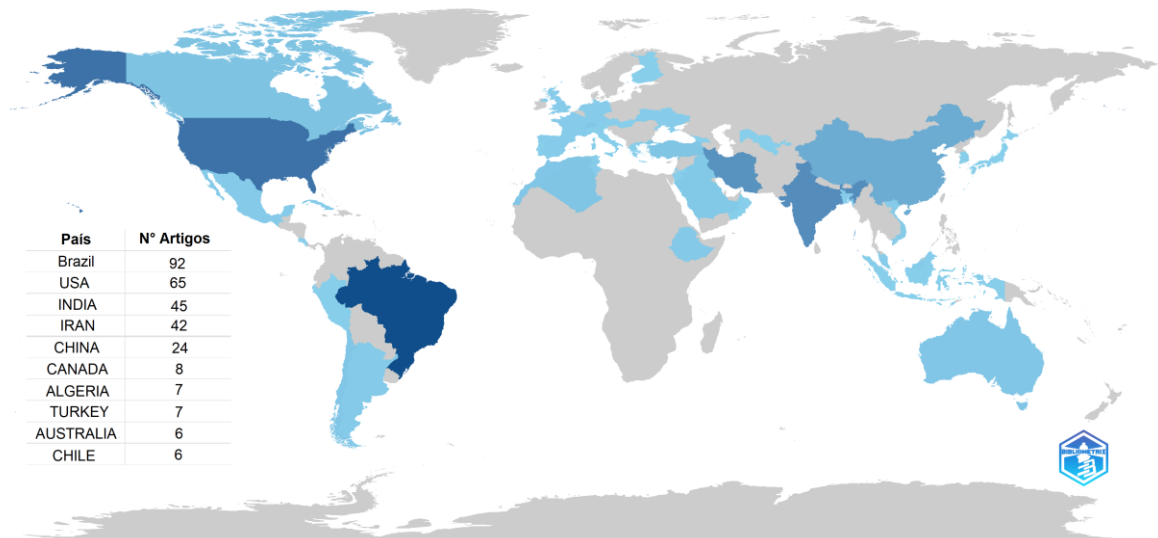


Considerando o apresentado na Figura 7, observa-se que as primeiras publicações na área surgiram em 1996, com destaque ao artigo intitulado “Avaliação da vulnerabilidade territorial na bacia hidrográfica do Tibre” (MENNELLA et al., 1996) publicado na revista *Environmental Monitoring and Assessment*, que utilizou lógica fuzzy e SIG.

O ano de 2022 foi o que apresentou maior número de artigos publicados na temática, com destaque ao trabalho publicado por Hepp et al., 2022 que apresentou um método para identificar áreas críticas de carreamento de fósforo em bacias hidrográficas, já Meshram et al., (2022) utilizou Análise Hierárquica de Processo-AHP para o mapeamento de áreas propensas a erosão em bacias hidrográficas. Por outro lado, Fernandes et al., (2023) utilizaram um sistema de inferência fuzzy e integrado ao SIG para a avaliação da vulnerabilidade ambiental em parte da bacia hidrográfica do rio Sorocaba-Médio Tietê, no Brasil. Em ambos os estudos, os resultados obtidos possibilitaram identificar as áreas críticas, viabilizando a adoção de medidas em áreas prioritárias com vista a prevenção e remediação dos impactos.

A Figura 8 apresenta distribuição espacial da produção mundial de manuscritos sobre a temática abordada neste estudo.

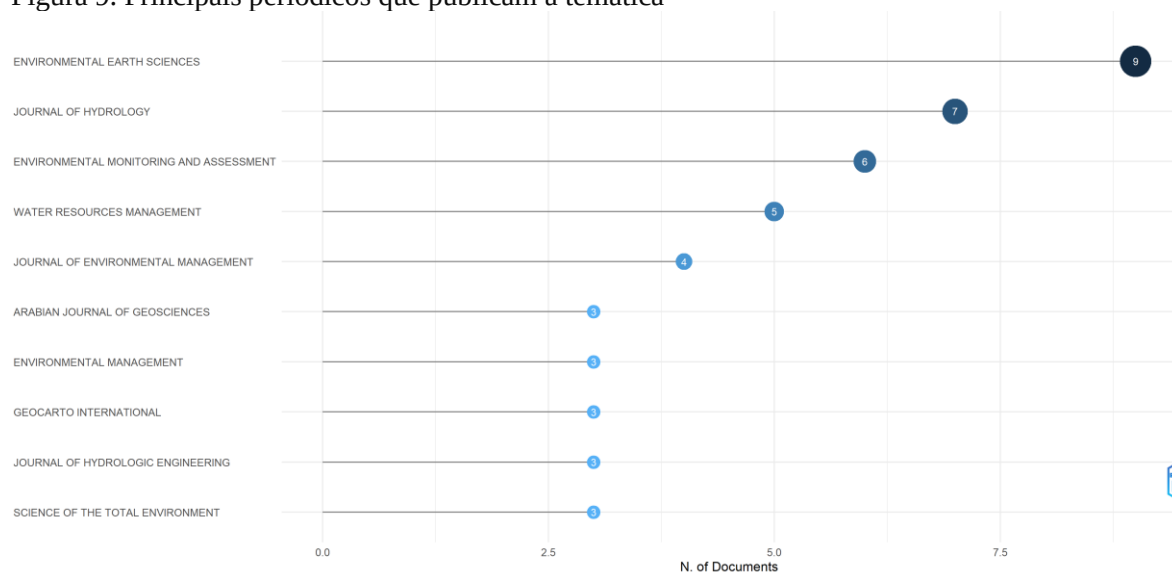
Figura 8. Distribuição espacial da produção científica por país entre 1970 a 2024



Observa-se que, com base no conjunto de palavras-chave da busca de pesquisa, a produção mundial de trabalhos sobre a temática se concentra no Brasil, seguido pelos Estados Unidos, Índia, Iran e China. Os demais países apresentam produção inferior a 10 trabalhos publicados, tais como Canadá, Argélia, Turquia, Austrália e Chile. Ressalta-se que esses valores são referentes a trabalhos existentes na base de dados da *Scopus* e *Web of Science*, não quantificando demais bases.

A Figura 9 apresenta uma lista com os principais periódicos onde esses trabalhos são publicados. Vale ressaltar que essa métrica não necessariamente refletem o fator de impacto dela em relação aos demais periódicos, mas sim o escopo da revista no qual a temática dos manuscritos se enquadra.

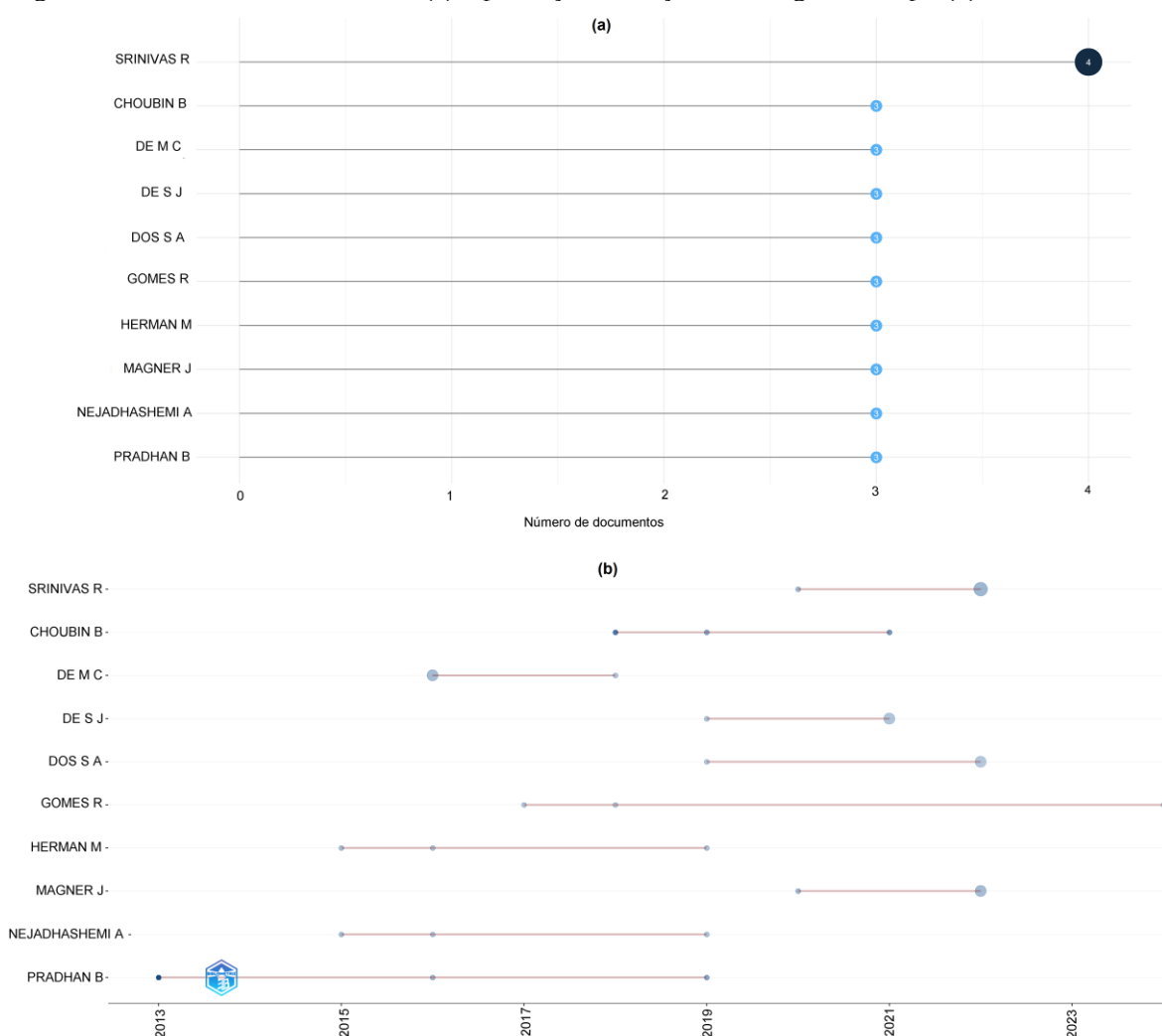
Figura 9. Principais periódicos que publicam a temática



As revistas mais bem posicionadas pertencem ao grupo *Elsevier* e *Springer*, tais como a *Environmental Earth Sciences* (9 artigos) e o *Journal of Hydrology* (7 artigos). Nessa lista, o periódico nacional mais bem posicionado é o *Acta Scientiarum Technology* da Universidade Estadual de Maringá, Paraná, que aparece na posição 11º com um total de 2 publicações, e em segundo lugar, a revista GEOARAGUAIA da Universidade Federal do Mato Grosso, com 3 publicações. Apesar de serem revistas que contempla a temática em seu escopo, poucos artigos foram publicados abordando tal tema.

A Figura 10 apresenta os dez autores mais relevantes (a) bem como a respectiva produção e citações ao longo do tempo (b).

Figura 10. Autores mais relevantes (a) e produção e citações ao longo do tempo (b).



A produção dos 137 trabalhos foi realizada por cerca de 538 autores. Entre os dez autores com maior destaque, Srinivas R é o principal, com 4 trabalhos publicados na temática. Os trabalhos publicados pelo autor incluem a proposição de um método de suporte a decisão otimizado para definição de áreas para adoção de práticas de conservação ambiental na bacia hidrográfica do rio Plum Creek em Minnesota (SRINIVAS et al., 2020), bem como a

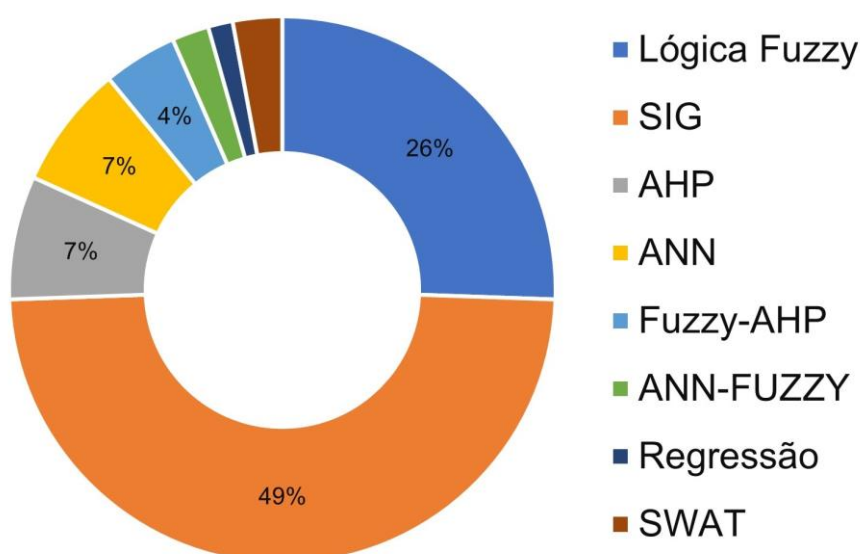
implementação de modelagem híbrida para orientar a seleção de melhores práticas de gestão na bacia do Rio Minnesota (RAI et al., 2022), e a gestão estratégica de nutrientes na bacia do alto rio Mississippi (AGGARWAL et al., 2022) e modelagem integrada de bacias hidrográficas para melhorar a restauração e proteção de bacias (SRINIVAS et al., 2022), estudos estes que serviram para nortear a tomada de decisão dos gestores locais.

Os demais nove autores publicaram 3 trabalhos cada, com destaque ao trabalho de Alilou et al., (2019) que avaliou a saúde de bacias hidrográficas utilizando uma abordagem fuzzy-ANP considerando critérios geoambientais e topo-hidrológicos, Herman et al., (2015) que implementou um modelo de otimização de estratégias para a adoção de práticas de conservação de rios, já Gomes e Bias, (2018) implementaram o método AHP e SIG como instrumento de análise de nível de conservação ambiental em bacias hidrográficas.

Quanto a relevância em relação ao número de citações, o trabalho desenvolvido por Chowdary et al., (2013) foi o mais citado, com 125 vezes. Esse trabalho consiste em uma abordagem AHP integrada a SIG para identificar bacias hidrográficas a serem priorizadas tendo em vista a suscetibilidade ao carreamento de sedimentos. Já o trabalho desenvolvido por Alilou et al., (2019) foi o segundo mais citado, com cerca de 70 vezes.

No que se refere a metodologia utilizada, cerca de 49% dos trabalhos avaliados utilizaram metodologias convencionais que incluem a sobreposição de dados em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG), por outro lado, 26% utilizaram métodos de inferência fuzzy, seguido 7% com *Artificial Neural Networks* – ANN e Análise Hierárquica de Processo - AHP, 4% utilizaram uma integração fuzzy-AHP, e demais 9% utilizaram ANN-Fuzzy, métodos de regressão e SWAT, conforme apresentado na Figura 11.

Figura 11. Autores mais relevantes (a) e produção e citações ao longo do tempo (b).



A Tabela 6 apresenta as 10 instituições mais relevantes em relação a quantidade de trabalhos publicados na temática.

Tabela 6. Instituições mais relevantes em relação a quantidade de trabalhos publicados.

Posição	Afiliação	N. Artigos
1	Purdue University	14
2	Universidade Estadual Paulista-UNESP	9
3	Chinese Academy of Sciences - CAS	6
4	Michigan State University - MSU	6
5	United States Department of Agriculture - USDA	6
6	Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Unioeste	6
7	Islamic Azad University - IAU	5
8	Pennsylvania Commonwealth System of Higher Education - PASSHE	5
9	Pennsylvania State University - Penn State	5
10	United States Forest Service - USFS	5

Das 10 instituições mais relevantes que publicam sobre a temática, duas são universidades do Brasil (UNESP e Unioeste), seis instituições dos Estados Unidos (Purdue University, MSU, USDA, PASSHE, Penn State, USFS), uma universidade da China, e uma universidade do Irã (Islamic Azad University).

Ressalta-se que a segunda instituição mais bem posicionada nesse rank é a Universidade Estadual de São Paulo-UNESP. Entretanto, utilizando o mesmo termo utilizado para buscar trabalhos na base do *Scopus* e *Web of Science*, foi identificado no repositório institucional da UNESP um total de 1.186 registros de trabalhos, sendo 488 dissertações de mestrado, 346 trabalhos de conclusão de curso, 262 teses de doutorado, 83 artigos, 4 livros e 3 teses de livre-docência. A baixa incidência de trabalhos publicados por autores vinculados a instituição pode ser explicada ao menos de duas formas: os trabalhos desenvolvidos não estão sendo publicados ou estão sendo publicados em revistas não indexadas na base de dados da *Scopus* e *Web of Science*.

6.2 Uso e Ocupação da terra

A Tabela 7 apresenta as classes de uso e ocupação da terra bem como a área ocupada por estes em hectares e em percentual para a bacia do Sorocaba-Médio Tietê.

Observa-se que entre 2012 e 2021 ocorreram alterações significativas no uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica, com destaque para a perda em área nas formações naturais, tais como 14,05% em áreas ocupadas por vegetação florestal e -15,46% na Formação Campestre. Por outro lado, as áreas ocupadas por Formação Savânica apresentaram um aumento de 24,96% nesse período. A redução observada nas áreas de Formação Florestal

pode representar um aumento do desmatamento na região, enquanto o aumento na classe Formação Savânica pode ter ocorrido em função do abandono de áreas anteriormente cultivadas, estando essas em diferentes estágios de recuperação.

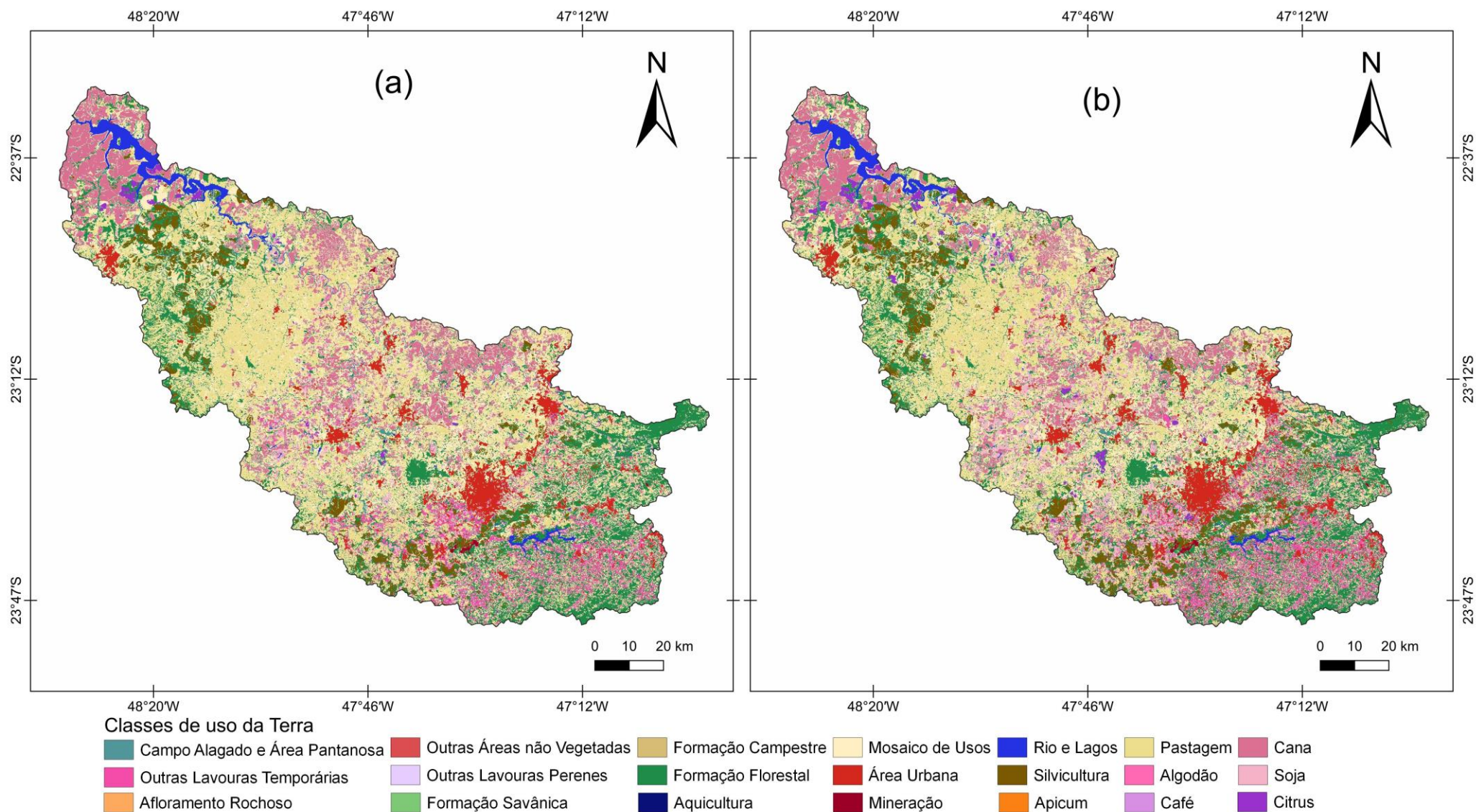
Tabela 7. Classes de uso e ocupação do solo entre 2012 e 2021 na bacia hidrográfica.

Classe de uso e ocupação da terra	2012		2021		2012-2021
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Δ (%/ha)
Campo Alagado e Área Pantanosa	14.112,54	1,10	14.902,65	1,16	5,60/790,11
Formação Campestre	311,40	0,02	263,25	0,02	-15,46/-48,15
Pastagem	263.355,21	20,44	305.079,30	23,67	15,84/41.724,09
Cana	132.952,14	10,32	145.568,25	11,29	9,49/12.616,11
Mosaico de Usos	329.089,50	25,54	356.438,07	27,65	8,31/27.348,57
Área Urbanizada	55.735,47	4,32	64.215,45	4,98	13,21/8.479,98
Outras Áreas não vegetadas	3.785,58	0,29	2.800,35	0,22	-26,03/-985,23
Afloramento Rochoso	25,47	0,00	27,54	0,00	8,13/2,07
Formação Florestal	247.232,61	19,19	234.369,09	18,18	-5,20/-12.863,52
Mineração	1.641,42	0,13	1.410,75	0,11	-14,05/-230,67
Aquicultura	41,94	0,00	55,26	0,00	31,76/13,32
Apicum	28,98	0,00	49,14	0,00	69,57/20,16
Rio e Lago	23.740,29	1,84	27.931,50	2,17	17,65/4.191,21
Soja	45.742,68	3,55	17.252,91	1,34	-62,28/-28.489,77
Formação Savânica	911,43	0,07	1.138,95	0,09	24,96/227,52
Outras Lavouras Temporárias	84.278,52	6,54	71.490,69	5,55	-15,17/-12.787,83
Café	50,31	0,00	25,29	0,00	-49,73/-25,02
Citrus	10.267,20	0,80	5.222,43	0,41	-49,13/-5.044,77
Outras Lavouras Perenes	249,57	0,02	5,58	0,00	-97,76/-243,99
Silvicultura	66.494,43	5,16	49.149,36	3,81	-26,08/-17.345,07

Além do mais, foram observadas grandes transformações no que se refere ao setor produtivo, pois entre o período avaliado, observou-se que as áreas anteriormente ocupadas por cultivos agrícolas de ciclo vegetativo longo (Outras lavouras perenes) bem como as áreas ocupadas por soja, café, citros e silvicultura apresentaram reduções expressivas. Por outro lado, nesse período as áreas ocupadas por pastagem, cana, outros mosaicos de uso, Apicum (formações quase sempre desprovidas de vegetação arbórea) a apresentaram aumento.

A Figura 12 apresenta a distribuição espacial do uso e ocupação da terra entre o ano de 2012 e 2021 na bacia hidrográfica.

Figura 12. Mapa de uso e ocupação da terra entre os anos de 2012 (a) e 2021 (b) na bacia hidrográfica do rio Sorocaba-Médio Tietê.



6.3 Área dos fragmentos

A Tabela 8 apresenta o quantitativo de fragmentos florestais, bem como a área ocupada por estes em hectares e em percentual para os anos de 2012 e 2021, na bacia hidrográfica Sorocaba Médio Tietê.

Tabela 8. Quantitativo de fragmentos florestais em 2012 e 2021.

	2012			2021			2012-2021
Área (ha)	Área (ha)	Qnt	%	Área (ha)	Qnt.	%	Δ Área/Quant (%)
>100	111.710,3	2.403	52,15	110.134,08	2.685	48,70	-1,41/11,74
50,0-100,0	18.069,48	1.048	8,43	21.542,76	1.363	9,524	19,22/30,06
10,0-50,0	43.044,21	5.083	20,09	47.068,29	6.031	20,81	9,35/18,65
1,0-10,0	34.491,42	15.532	16,10	38.956,95	17.509	17,22	12,95/12,73
<1,0	6.893,91	7.272	3,21	8.438,58	8.883	3,73	22,41/22,15
Total	214.209,36	31.338	100	226.140,66	36.471	100	-

Observa-se que em ambos os anos avaliados, prevaleceram os fragmentos maiores que 100 hectares (52,15% em 2012 e 48,70% em 2021), e que neste período, o número de fragmentos apresentou um aumento de 16,37%. Isso pode ter ocorrido em função da implementação de políticas públicas pelos municípios com vista a atender diretrizes do Programa Município VerdeAzul-PMVA do Estado de São Paulo. Dentre as diretrizes propostas pelo PMVA, destaca-se a nº 10 que tem por objetivo principal promover a proteção, conservação e recuperação de áreas estratégicas presente no bioma Mata Atlântica e Cerrado, com vista a manutenção dos recursos naturais (PMVA, 2023).

Uma outra explicação para o aumento na quantidade de fragmentos observada entre 2012 e 2021 pode estar relacionada a fragmentação (FERNANDES et al., 2023), ou seja, os fragmentos existentes sofreram processos de divisão, tornando-se uma quantidade maior, isso pode ser confirmado para a classe de fragmentos muito grande (>100 hectares), que entre o período avaliado, apesar de ser observado um aumento de 11,73% em sua quantidade, observou-se uma redução de 1,41% em sua área ocupada.

Vale ressaltar que pequenos fragmentos mostram padrões de sustentabilidade frágeis com o passar do tempo. A diminuição de sua área resulta em uma perda preocupante da diversidade biológica, afetando tanto a vida animal quanto vegetal, prejudicando sua capacidade de autossustentação e, por conseguinte, sua habilidade de regeneração natural. Por outro lado, fragmentos maiores costumam promover a preservação da diversidade biológica, facilitando a regeneração natural das áreas fragmentadas (SANTOS et al., 2017).

Por outro lado, observou-se que os demais fragmentos ganharam em área e quantidade entre os anos de 2012 e 2021, com destaque para os fragmentos considerados pequeno (1,0-

10,0 hectares) e médio (10,0-50,0 hectares) e com aumento em área de 12,94% para o primeiro, e 9,34% para o segundo, e em quantidade, com um aumento de 46,49% e 16,93% respectivamente.

O tamanho dos fragmentos representa uma medida crucial, exercendo um forte impacto nos processos biológicos e na extração de recursos. Além disso, ele afeta significativamente o fluxo gênico dos dispersores de sementes e polinizadores. Este último é um fator crítico que aponta para grandes ameaças à manutenção das populações locais, resultando na diminuição da diversidade de espécies nativas (LIU et al., 2019).

Outra influência substancial no processo de fragmentação é a relação entre o tamanho do fragmento e o efeito de borda. Quanto menor o tamanho do fragmento, maior a proporção da área que sofre alterações. Dessa forma, se algumas espécies vegetais dependem de condições exclusivas do interior da mata, acabam por perder seu habitat (FERNANDES et al., 2022).

Vale ressaltar que fragmentos de menor tamanho também podem atuar como trampolins ecológicos ou pontos de ligação (*stepping stones*), sendo pequenas áreas de habitat dispersas em relação ao fragmento de habitat original. Tais áreas dispersas podem facilitar o fluxo entre os remanescentes para algumas espécies (SAURA et al., 2014, RUSCA et al., 2017, FERNANDES; FERNANDES, 2017).

A Figura 13 apresenta a distribuição espacial dos fragmentos para o ano de 2012 (Figura 13a) e 2021 (Figura 13b) ao longo da bacia hidrográfica. Com base nesta, é possível observar que os fragmentos com maior área (entre 50,0 a 100,0 hectares ou superior) se encontram na parte noroeste, sudoeste e leste da bacia.

Na região noroeste, a predominância desses fragmentos deu-se em decorrência do desenvolvimento de atividade de silvicultura e presença de unidades de conservação, tais como a APA Corumbataí-Botucatu-Tejupá, APA Tietê-Jumirim e APA Barreiro Rico.

Em relação os fragmentos constituídos por atividades de silvicultura nessa região, destaca-se os maiores aglomerados nos municípios de Bofete, Botucatu e Anhembi. Nessa região, a atividade de silvicultura teve início a partir da década de 1970 (Barros et al., 2018), e atualmente existem resquícios de matas ciliares, e em maiores áreas, maciços de plantações de eucalipto (*Eucalyptus spp*).

Já na região sudoeste destaca-se a presença da APA de Itupararanga, e na região leste parte da APA de Cajamar, APA Jundiá e APA de Cabreúva. Nessas regiões as atividades de silvicultura são existentes, porém não tão expressivas quando comparado aos fragmentos observados na região noroeste.

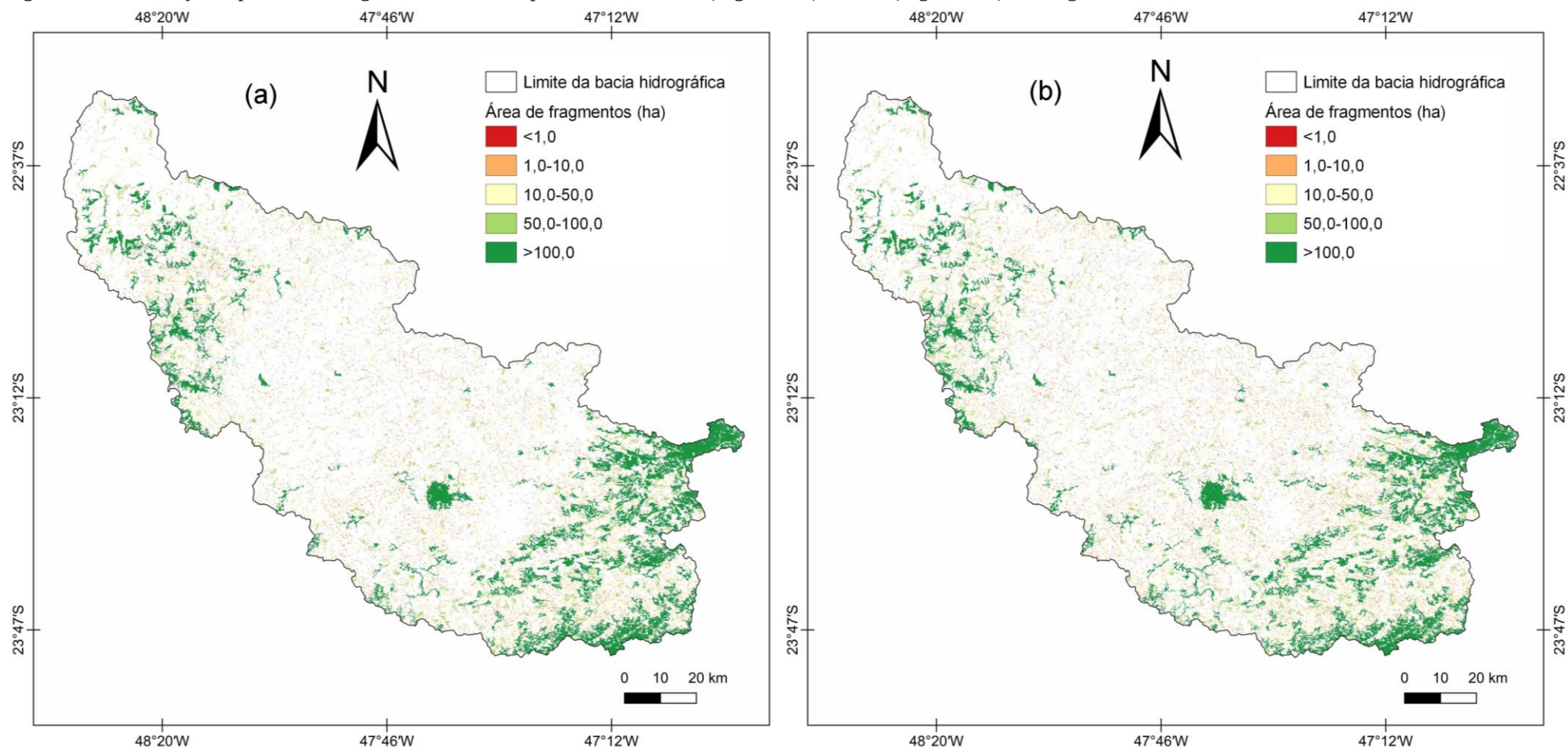
Estudos recentes destacaram que os fragmentos florestais com melhor qualidade ambiental presentes na APA de Itupararanga estão localizados em áreas com alta declividade, pois nesses locais o acesso da população para o estabelecimento de atividades agrícolas e construções é naturalmente dificultado devido a topografia (Amorim et al.; 2019; Sousa et al., 2022).

Já Fernandes et al. (2023) descrevem que os usos agrícolas convencionais desenvolvidos da APA de Itupararanga podem causar uma pressão negativa sobre os corpos hídricos e fragmentos florestais, sendo necessário, segundo os autores, promover políticas públicas voltas a conservação e restauração de áreas sujeitas a pressão antrópica.

Na região central da bacia, apesar da existência da APA Tietê com área de 45.100,00 hectares, predominam fragmentos médios (entre 10,0 a 50,0 hectares), pequenos (entre 1,0 a 10,0 hectares) e muito pequenos (<1,0 hectares), com exceção para a área ocupada pela Flona de Ipanema.

Nessa região concentram-se o desenvolvimento de atividade de agropecuária, com destaque para os municípios de Tatuí, Tietê, Porto feliz, Laranjal Paulista e Quadra onde predominaram atividades agrícolas tais como o cultivo de cana de açúcar (Tietê, Porto Feliz, Laranjal Paulista), milho (Tatuí, Quadra) para o ano de 2012, e para o ano de 2021, predominaram o cultivo de cana de açúcar (Porto Feliz, Tatuí e Tietê), milho (Quadra e Laranjal), conforme dados de Produção Agrícola Municipal disponibilizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia Estatística- IBGE (IBGE, 2023).

Figura 13. Distribuição espacial dos fragmentos florestais para o ano de 2012 (Figura 13a) e 2021 (Figura 13b) ao longo da bacia.



6.4 Forma dos fragmentos

A Tabela 9 apresenta o fator forma (SHAPE) dos fragmentos, sua área ocupada por classe em hectares e em percentual para os anos de 2012 e 2021, na bacia hidrográfica Sorocaba Médio Tietê.

Tabela 9. Fator forma (SHAPE) dos fragmentos para os anos de 2012 e 2021.

Classes	SHAPE						
	2012			2021			2012-2021
	Área (ha)	%	Qnt.	Área (ha)	%	Qnt.	ΔÁrea/Quant(%)
1,0-2,0	110.784,51	51,73	3.058	113.113,26	52,81	2.947	2,10/-3,63
2,0-3,0	22.850,91	10,67	2.257	26.658,72	12,44	1.941	16,66/-14,00
3,0-4,0	38.379,42	17,92	7.008	41.835,69	19,53	6.464	9,01/-7,76
4,0-5,0	41.361,84	19,31	18.000	43.574,76	20,34	18.173	5,35/0,96
>5,0	832,68	0,38	1.015	958,23	0,44	6.946	15,08/584,33
Total	214209,36	100	31338	226140,66	100	31338	-

Ao analisar a forma (SHAPE) dos fragmentos, observa-se que entre 2012 e 2021 existe uma predominância da classe entre 1,0-2,0 (51,73% e 52,81%), indicando que existe uma predominância de fragmentos com boa qualidade, pois quanto mais próximo de 1, melhor é a qualidade do fragmento (SAMPALHO et al., 2018).

Além do mais, entre esse período, observou-se um aumento de 2,10% na área ocupada por essa classe, entretanto, também foi observado uma redução na quantidade de fragmentos (3,63%), ou seja, apesar do aumento na área na classe SHAPE 1,0-2,0, o que representa uma melhora dos fragmentos existente, também foi observado uma redução em sua quantidade, podendo significar uma supressão ou alteração em sua forma (tornando-se mais alongados), sendo categorizados nas demais classes do fator forma.

Conforme apresentado na Tabela 9, é perceptível que os fragmentos com SHAPE variando entre 2,0-3,0 apresentaram um aumento da área em 16,66% entre 2012 a 2021. Entretanto, assim como observado anteriormente, essa classe apresentou uma redução em sua quantidade (3,62%) nesse período.

O mesmo comportamento foi observado para fragmento com SHAPE entre 3,0-4,0 (aumento em área de 9,01 % e redução em quantidade de -7,76 %. Por outro lado, fragmentos com SHAPE entre 4,0-5,0 apresentaram um aumento em área (5,35%) e em quantidade (0,96%), com destaque para a classe de SHAPE com valores >5,0 que apresentaram um aumento de 15,08% em área nesse período, e um aumento em sua quantidade superior a 500%. Tais fragmentos indicam formas mais alongadas e irregulares, representando um maior efeito de borda (ABDALLA & CRUZ, 2015, RUSCA et al., 2017).

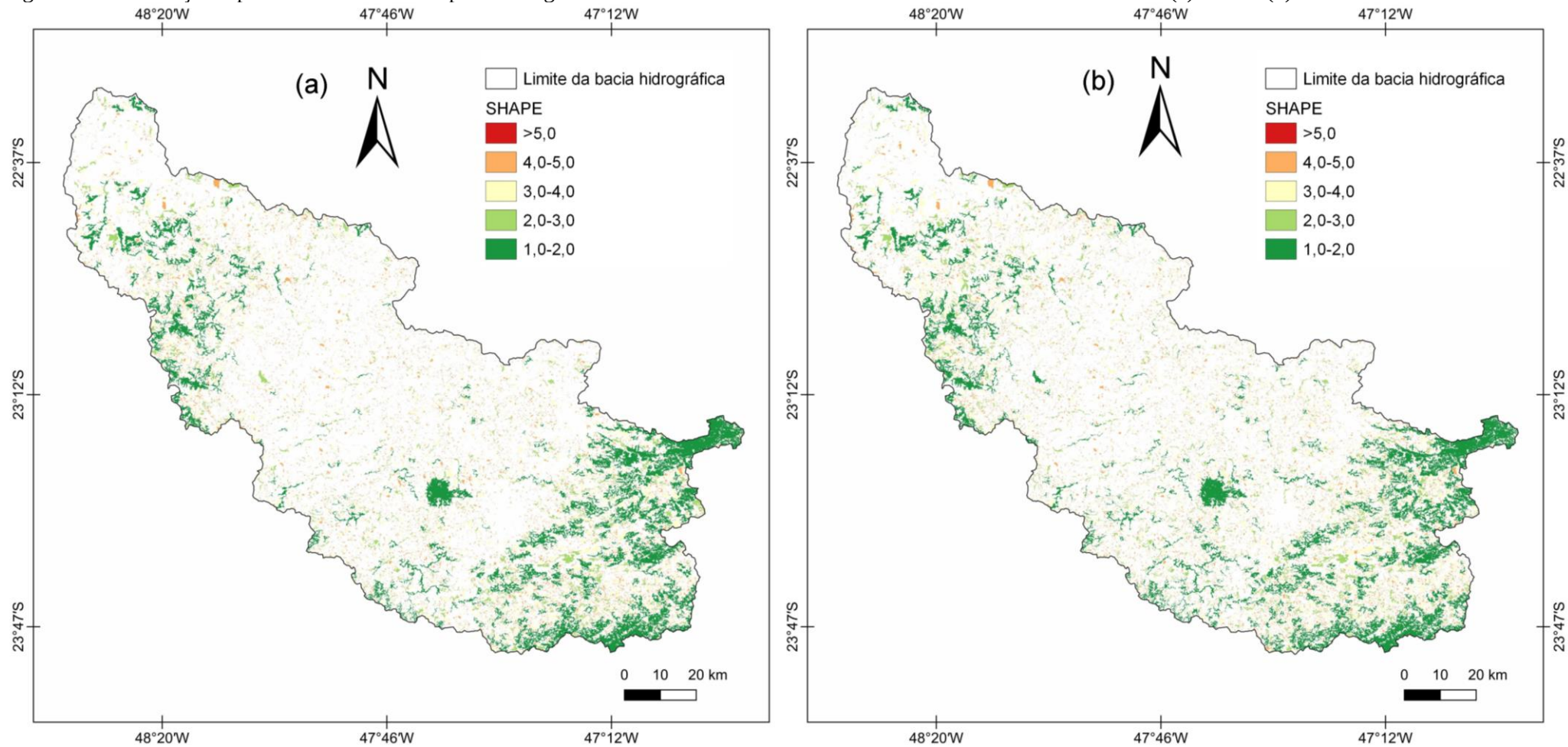
O aumento em área e quantidade observado para SHAPE $>4,0$ pode ser justificado tendo em vista práticas de reestabelecimento da vegetação de mata ciliar incentivadas pelos municípios integrantes da bacia hidrográfica, como requisitos para o atendimento de diretrizes do Programa VerdeAzul do estado, conforme mencionado anteriormente (PMVA, 2023). Essa recomposição, em sua maioria, proporciona o surgimento de fragmentos irregulares, alongados, seguindo as margens dos rios. Dessa forma, o fator SHAPE para estes normalmente apresentam valores elevados, pois sua forma não se aproxima de uma circunferência (SLATTERY; FENNER, 2021), justificando uma maior quantidade de fragmentos na última classe do fator SHAPE.

Por outro lado, valores entre 3-4 e 4-5 indicam formas mais alongadas e irregulares (ABDALLA & CRUZ, 2015, RUSCA et al., 2017). Ao comparar a análise de tamanho de área dos fragmentos com a sua forma, constatou-se que os fragmentos com índice de forma entre 3-4 e 4-5 correspondem a 37,23% em 2012 e 39,87% em 2021, representando uma área significativa da bacia.

A Figura 14 apresenta a distribuição espacial das classes do fator SHAPE para os fragmentos na bacia do rio Sorocaba Médio Tietê entre os anos de 2012 e 2021. Com base nesta é possível observar que os fragmentos com melhor valor de fator SHAPE (1,0-2,0 a 2,0-3,0) se encontram na parte noroeste e sudoeste da bacia. Assim como já mencionado anteriormente, os maiores maciços de fragmentos florestais nessa região, e que consequentemente representam melhores valores do fator SHAPE, se dão em decorrência do desenvolvimento de atividade de silvicultura e presença de unidades de conservação.

Como destacado anteriormente, na região central, concentra-se os menores fragmentos florestais em função de ser uma região com alto grau de antropização, predominando o desenvolvimento de atividade de agropecuária. Dessa forma, a região também apresentou uma predominância de valores de SHAPE $> 4,0$. Vale ressaltar que foi observado um aumento no número de fragmentos dessa classe entre os anos de 2012 a 2021, e esse aumento pode ser justificado em virtude do reestabelecimento da vegetação de mata ciliar, ocasionado o surgimento de novos fragmentos ao longo das margens dos rios, o que lhe confere uma forma irregular, proporcionado maiores valores de SHAPE.

Figura 14. Distribuição espacial do fator SHAPE para os fragmentos na bacia do rio Sorocaba Médio Tietê entre os anos de 2012 (a) e 2021 (b).



Essa situação impede o aumento de fragmentos de maior qualidade e reduz, consequentemente, a biodiversidade local. A pressão exercida pelas atividades agropecuária e urbanas na região central contribui para a degradação dos fragmentos florestais, tornando-os mais vulneráveis aos efeitos de borda e à perda de biodiversidade (MENDONÇA et al., 2022). Nesse sentido, é essencial adotar estratégias de manejo e conservação que minimizem os impactos negativos e promovam a preservação dos ecossistemas fragmentados.

Deste modo, a forma mais circular de um fragmento o torna mais compacto e menos suscetível às atividades de uso do solo nas proximidades. Isso se deve à redução da relação entre a borda e o interior do fragmento, mantendo a porção central equidistante da borda e diminuindo a exposição da vegetação interior ao efeito de borda (FENGLER et al., 2015). Consequentemente, a configuração do fragmento florestal pode intensificar a interação entre a área remanescente natural e a área modificada pelo homem ao seu redor, influenciando os processos ecológicos locais, especialmente o efeito de borda e sua área adjacente (MASSOLI et al., 2016).

6.5 Distância entre os fragmentos

A Tabela 10 apresenta a distância entre os fragmentos florestais, sua área ocupada por classe em hectares e em percentual para os anos de 2012 e 2021, na bacia hidrográfica Sorocaba-Médio Tietê.

Tabela 10. Distância entre os fragmentos florestais para o ano de 2012 e 2021.

Distância (m)	Distância						2012-2021
	2012			2021			
	Área (ha)	%	Qnt.	Área (ha)	%	Qnt.	
>500,0	111.528,9	52,07	17.751	112.979,61	49,96	20.188	1,30/ 13,72
200,0-500,0	21.087,54	9,84	2.966	19.920,33	8,8	3.607	-5,54/ 21,61
100,0-200,0	14.774,4	6,89	3.235	17.662,05	7,81	4.194	19,54/ 29,64
50,0-100,0	14.844,06	6,93	2.537	17.952,84	7,93	2.932	20,94/ 15,56
<50,0	51.920,19	24,24	4.849	57.605,58	25,48	5.550	10,95/ 14,45

A tabela acima apresenta uma métrica que quantifica a distância entre os fragmentos florestais, representando a conectividade entre eles pelo cálculo da distância de um fragmento ao seu fragmento mais próximo (MORAES et al., 2017). Conforme observado, existe uma predominância de fragmentos com menor conectividade (>500 m), seguido de fragmentos com maior conectividade (<50 m).

No primeiro caso, os fragmentos com menor conectividade (>500 m) ocuparam 52,07% da área em 2012 e 49,96% em 2021, ocorrendo uma expansão de 1,03% na área, e de 13,72% em sua quantidade nesse período. A predominância de fragmentos florestais com

distância >500 metros podem ocasionar em uma menor capacidade de colonização de espécies em direção a outros fragmentos florestais, prejudicando o fluxo gênico entre populações de animais e vegetais, conforme descrito por Calegari et al. (2010).

A segunda classe predominante refere-se a fragmentos com distância <50 metros, ocupado 24,24% da área em 2012 e 25,48% em 2021, com aumento de 10,95% em sua área nesse período, bem como 14,45% em sua quantidade. Assim como descrito por Calegari et al. (2010), essa proximidade proporciona uma maior capacidade de colonização de espécies entre os fragmentos florestais, beneficiando o fluxo gênico entre populações de animais e vegetais, garantindo a estabilidade do ambiente.

Foram observadas variações pouco expressivas nas demais classes (50,0-100,0; 100,0-200,0 e 200,0-500,0), porém, é válido ressaltar que os fragmentos com distância entre 200 a 500 metros, apesar de terem um aumento em sua quantidade (21,61%), apresentaram redução em sua área (5,54%). Essa alteração pode ser explicada pela fragmentação florestal mencionada anteriormente (Análise de área dos fragmentos).

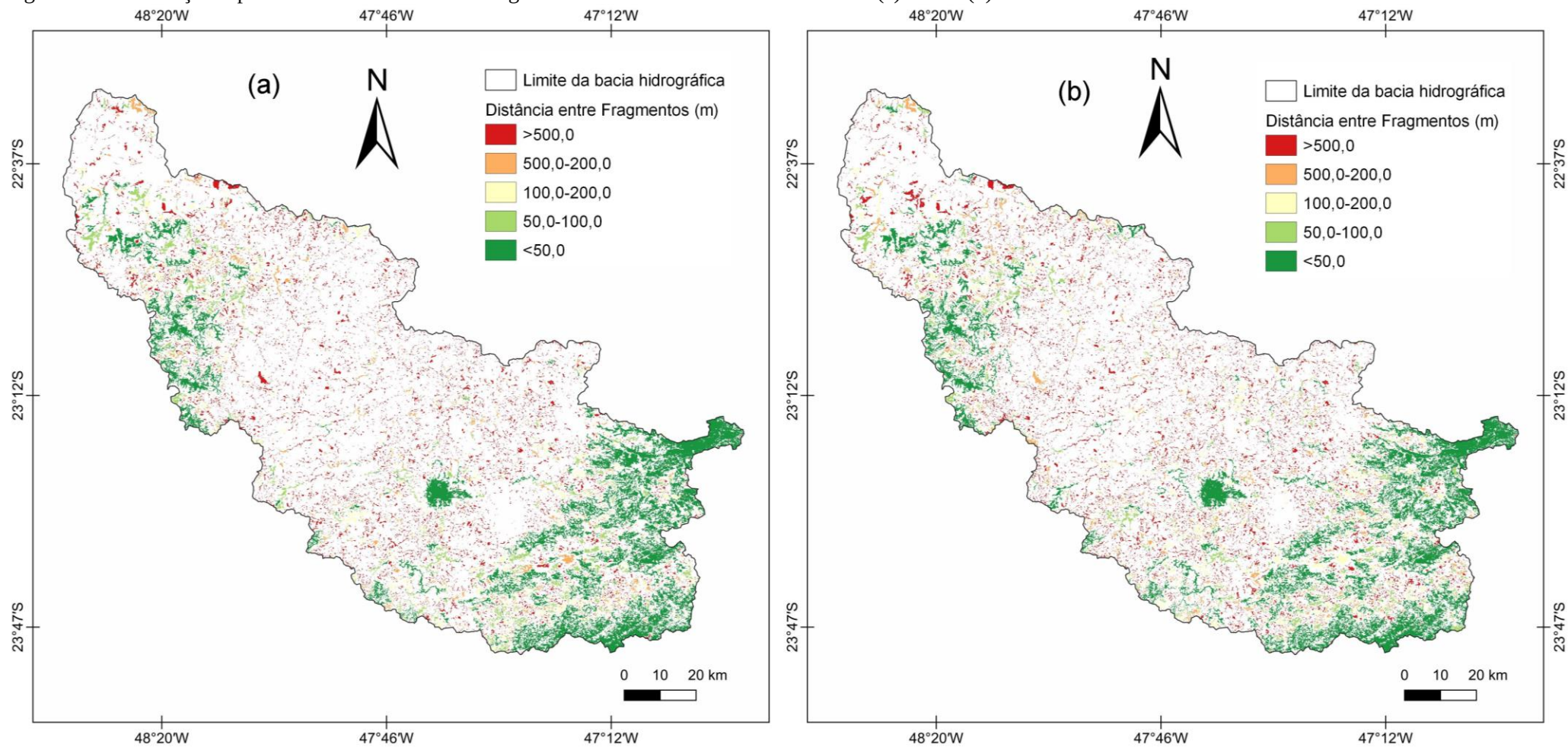
A Figura 15 apresenta a distribuição espacial da distância entre os fragmentos florestais na bacia do rio Sorocaba-Médio Tietê entre os anos de 2012 e 2021. Nela é possível observar que os fragmentos mais distantes (>500 m) estão situados na parte central da bacia, essa região como já mencionado, se concentra as áreas mais antropizadas da bacia hidrográfica, onde atividade agrícola é intensa, o que impacta de forma direta na conectividade e distância entre os fragmentos florestais.

Por outro lado, os fragmentos com maior proximidade se concentram na região sudeste e noroeste, ambas as áreas são beneficiadas pela presença de Unidades de Conservação, garantindo sua manutenção, restauração e proteção dos fragmentos existentes, conforme anteriormente mencionado.

A predominância de atividade agropecuária, a alta densidade populacional rural e a expansão da área urbana ao longo dos anos tornou a vegetação natural da bacia do rio Sorocaba-Médio Tietê com alto grau de fragmentação. A exceção a este cenário foi observada nas unidades de conservação, em especial, na APA de Itupararanga e na FLONA de Ipanema.

À medida que a demanda global por alimentos aumenta, a pressão para substituir o remanescente de vegetação nativa por áreas de agricultura e pastagem devem aumentar. Como consequência do aumento da fragmentação, vários serviços ecossistêmicos podem ser perdidos (MITCHELL et al., 2014). Dessa forma, é crucial a adoção de medidas com vista a aumentar o tamanho dos fragmentos, bem como reduzir a distância entre eles, de modo que a qualidade do ambiente florestal seja melhorada (MITCHELL et al., 2014).

Figura 15. Distribuição espacial da distância entre os fragmentos florestais entre os anos de 2012 (a) e 2021(b).



6.6 Índice de Fragilidade de Fragmentos Florestais – IFFF

Com base nos dados obtidos para área, SHAPE e distância dos fragmentos, e da ponderação dos parâmetros por meio da AHP, obteve-se a tabela de comparação par a par (Tabela 11) bem como valores de importância (Autovetor), índice de consistência e razão de consistência, conforme descrito por Saaty (1977).

Tabela 11. Comparação para a par das variáveis e valores de autovetor, índice de consistência e razão de consistência para o IFFF.

Índices	*Área dos fragmentos	SHAPE	**Distância entre os fragmentos	Autovetor
*Área	1	2	2	0,48
SHAPE	0,5	1	2	0,33
**Distância	0,5	0,5	1	0,19

$$\lambda_{\text{Max}} = 3,06; \text{IC} = 0,03; \text{IR} = 0,52; \text{RC} = 0,058$$

Conforme descrito por Saaty (1977), os valores de RC podem ser considerados consistentes, uma vez que apresentaram valores inferiores a 0,1. Dessa forma, considerando os valores de autovetor determinados pela AHP, e aplicando a equação 4, obteve-se o IFFF. A Tabela 12 apresenta os valores do IFFF obtido para a área de estudo em hectares e em percentual para os anos de 2012 e 2021.

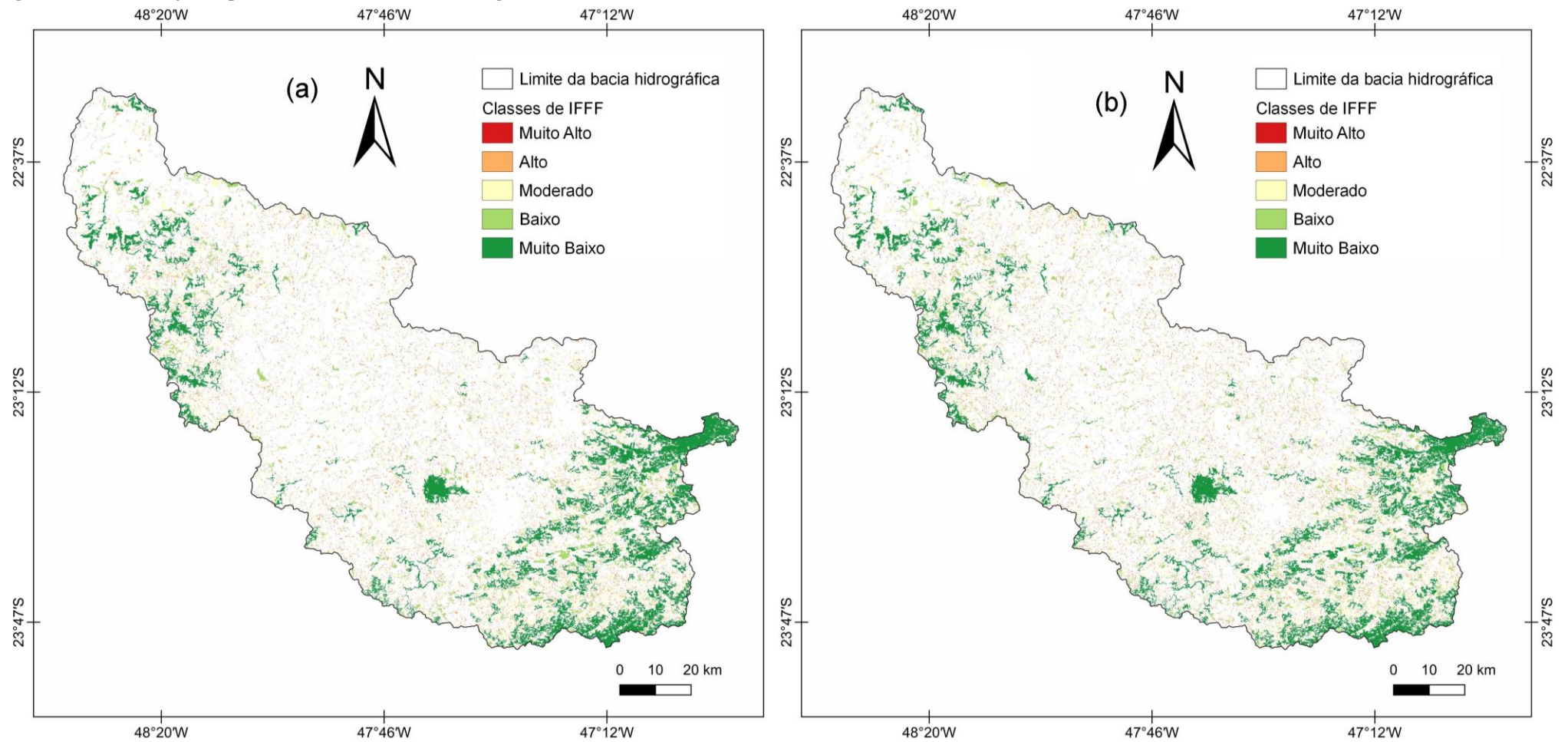
Tabela 12. Valores do IFFF em hectares e em percentual para os anos de 2012 e 2021.

Classes	IFFF				
	2012		2021		2012-2021
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Δ Área (%)
Muito Baixo	110.556,90	51,62	110.988,63	49,08	0,39
Baixo	21.319,20	9,96	24.255,45	10,73	13,77
Moderado	37.091,52	17,32	40.875,03	18,08	10,20
Alto	39.319,02	18,36	42.678,90	18,87	8,55
Muito Alto	5.868,45	2,74	7.322,40	3,24	24,78

Na tabela acima, é possível observar que a classe com IFFF Muito Baixo é predominante (51,62% em 2012 e 49,08% em 2021), aumentando 0,39% entre esse período. Por outro lado, observa-se que a classe com IFFF Muito Alto, apesar de possuir menor expressão, foi a que mais expandiu (24,78%) entre 2012 e 2021.

As classes de IFFF consideradas Moderado e Alto apresentaram poucas variações em relação ao percentual relativo de cada ano. Entretanto, o percentual absoluto mostrou que essas classes ganharam cerca de 10,20% (Moderado) e 8,55% (Alto) entre 2012 e 2021. De modo geral, isso representa uma perda na qualidade dos fragmentos florestais no período avaliado. A Figura 16 apresenta a distribuição espacial do IFFF na bacia do rio Sorocaba Médio Tietê entre os anos de 2012 e 2021.

Figura 16. Distribuição espacial do IFFF na bacia hidrográfica do rio Sorocaba-Médio Tietê entre os anos de 2012 e 2021.



A espacialização do IFFF obtido pela integração das variáveis área, SHAPE e distância entre os fragmentos florestais, mostraram que os maiores fragmentos foram classificados como Muito Baixo e Baixo IFFF. Por outro lado, os menores fragmentos florestais foram classificados com IFFF Muito Alto e Alto, indicando o quão vulneráveis eles se encontram, considerando a métrica avaliada.

De modo geral, os maiores fragmentos, o com menor IFFF, se concentram principalmente a montante da bacia. Essa região é caracterizada por intensa rede hidrográfica de importantes nascentes que abastecem a população local, principalmente da Região Metropolitana de Sorocaba (FERNANDES et al., 2023), evidenciando ainda mais a necessidade de atenção quanto a preservação dos remanescentes florestais existentes, bem como o estabelecimento de iniciativas para a recomposição de mata ciliares que foram suprimidas (LOURENÇO et al., 2015; SOUSA et al., 2022). Por outro lado, a região central da bacia, apresentou predominância de fragmentos com IFFF Moderado, Alto e Muito Alto. Nessa região predominam os fragmentos com área inferior a 10 hectares, mostrando o quanto exposto os fragmentos florestais se encontram.

Vale ressaltar que, de modo geral, os fragmentos menores são mais vulneráveis a atuação antrópica, entretanto, nem sempre isso significa baixa abundância e riqueza de espécies no mesmo. Nemésio e Silveira (2010) descrevem que os fragmentos com pequena área apresentaram alta diversidade de e riqueza de espécies, uma vez que se encontravam muito próximos com fragmentos maiores. Ribeiro et al. (2009) descrevem que os fragmentos pequenos desempenham um papel crucial na redução do isolamento entre fragmentos maiores, sugerindo que são altamente importantes como trampolins para o fluxo gênico entre eles (RIBEIRO et al., 2009).

Além do mais, Mello et al. (2022) destacam com o aumento da fragmentação florestal, é esperado que a qualidade da água nos mananciais seja influenciada negativamente. Isso ocorre em decorrência que a vegetação natural além de servir como proteção da biodiversidade, também contribui com os mananciais de água, bem como a estabilidade de encostas, serve como barreiras contra o vento, equilíbrio climático, entre outros.

Na região central da bacia hidrográfica, predominaram fragmentos pequenos e distantes entre si, demonstrando assim alta exposição a atividades antrópicas, e possivelmente baixa abundância e riqueza de espécies, bem como baixo fluxo gênico. Diferentemente do que é observado a montante da bacia, onde predominam os fragmentos maiores, e entre eles, com maior proximidade, a presença de fragmentos com tamanho médio e pequena área, que servem como conectivos com os fragmentos maiores.

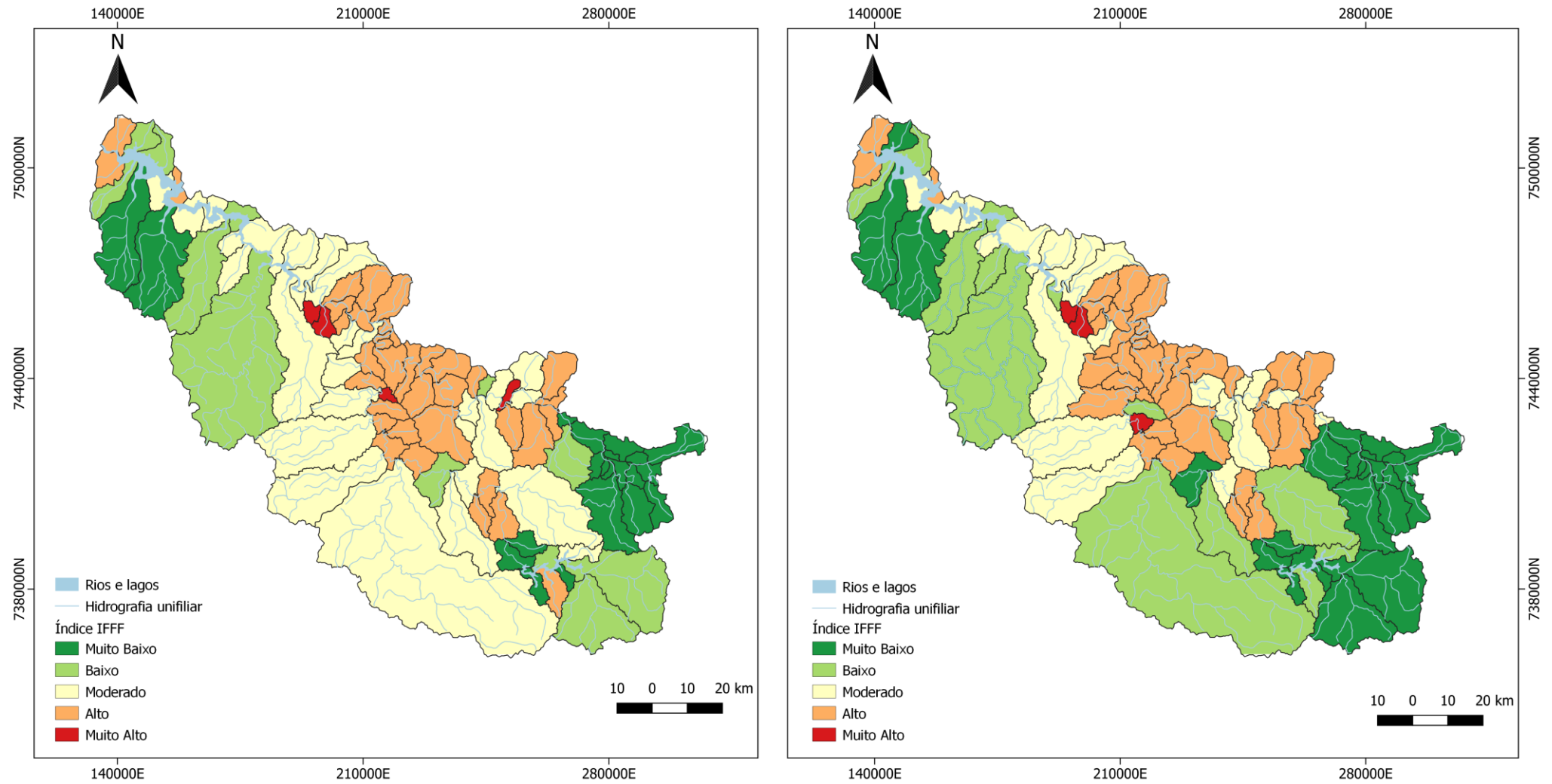
A Figura 17 apresenta a distribuição média de IFFF por sub-bacia pertencente a bacia hidrográfica do rio Sorocaba-Médio Tietê entre os anos de 2012 e 2021. Com base nessa distribuição, é possível identificar as sub-bacias que apresentam condições críticas no que se refere ao IFFF, e por consequência, merecem maiores cuidados em relação aos fragmentos florestais.

Com base na distribuição espacial do IFFF, percebe-se que as piores condições foram observadas nas sub-bacias que se encontram na região central e extremo nordeste. Entre 2012 e 2021 foram observados uma melhora nos valores médios de IFFF na área de estudo, pois, em 2012, cerca de 21 sub-bacias foram classificadas com IFF muito baixo, 11 com IFFF baixo, 27 com IFFF moderado, 35 com IFFF alto e 4 com IFFF muito alto. Já em 2021, cerca de 28 sub-bacias foram classificadas com IFFF muito baixo, 11 com IFFF baixo, 19 com IFFF moderado, 37 com IFFF alto e 3 com IFFF muito alto.

Com base na composição do IFFF apresentado na Figura 17, as áreas classificadas com alto e muito alto IFFF se encontram um maior nível de fragmentação florestal em comparação com as demais áreas. A consequência direta para tais áreas é relatado por Ramachandra et al., 2020, que descreve o aumento de ocorrências de conflitos entre humanos e animais, mudanças microclimáticas, extinção de espécies, aumento do isolamento de populações remanescentes, alteração no ciclo hidrológico regional ao impactar a quantidade de evapotranspiração, infiltração e escoamento superficial de águas.

Portanto, o IFFF proposto pode ser utilizado para quantificar a extensão da fragmentação florestal, bem como sua fragilidade associada, com vista a desenvolver medidas de mitigação apropriadas para conservação e recuperação da vegetação local.

Figura 17. Distribuição espacial do IFFF por sub-bacia hidrográfica do rio Sorocaba-Médio Tietê entre os anos de 2012 e 2021.



6.7 Índice de Priorização de Área de Preservação Permanente-IPAPP

A Tabela 13 apresenta as classes de uso e ocupação da terra nas áreas de preservação permanente (APP) na bacia hidrográfica para os anos de 2012 e 2021.

Tabela 13. Classes de uso e ocupação da terra em áreas de APP na bacia hidrográfica.

Classes de Uso	2012		2021	
	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
Soja	165,24	0,35	492,35	1,06
Cana	1.945,33	4,17	1.835,94	3,94
Citrus	128,48	0,28	212,04	0,46
Pastagem	6.927,74	14,87	6.670,01	14,31
Silvicultura	200,15	0,43	400,55	0,86
Área Urbanizada	1.105,72	2,37	1.218,39	2,61
Formação Savânica	49,47	0,11	32,16	0,07
Formação Florestal	10.563,53	22,67	12.362,40	26,53
Áreas não vegetadas	52,49	0,11	72,95	0,16
Lavouras Temporárias	2.878,81	6,18	3.523,34	7,56
Campo Alagado e Área Pantanosa	2.616,51	5,62	2.495,36	5,36
Mosaico de Agricultura e Pastagem	17.194,19	36,90	15.112,09	32,43

Observa-se que em 2012, cerca de 69,81% das áreas de APP eram ocupadas de forma irregular, conforme estabelecido pelo Código Florestal, lei nº 12.651 de 2012 (BRASIL, 2012). Esses resultados corroboram os observados no Projeto de Georreferenciamento e Diagnóstico das Nascentes do Município de Sorocaba, que identificou que 62% das áreas de proteção ambiental no município encontram-se ocupadas por área urbanizada/agricultura ou descobertas (SOROCABA, 2018).

Nessas áreas, o principal uso da terra são as atividades de agricultura e pastagem. Em 2021 observou-se cerca de 17% das APP foram recuperadas, entretanto, o cenário nesse ano ainda é crítico, pois reflete a alta antropização de áreas que deveriam possuir a vegetação natural preservada, tendo em vista sua importância na manutenção de serviços ecossistêmicos.

A importância da zona ripária é relatada por diversos estudos. Stella et al. (2013) descreve que o desenvolvimento de atividades antrópicas em áreas de vegetação ciliar pode resultar alterações significativas em diversos fatores, tais como o declínio associado do lençol freático, desvio e regulação do fluxo dos rios, modificações na distribuição de sedimentos e nos processos morfológicos, a ciclagem de nutrientes, dentre outros, causando efeitos significativos nas funções dos ecossistemas e nos padrões de vegetação.

Hepp et al., 2022 e Aggarwal et al., 2022 evidenciam a importância da zona ripária, uma vez que a transferência de fósforo e nitrogênio para mananciais normalmente são originados em áreas específicas da bacia, em locais que geralmente se encontram com ausência de vegetação, predominando os processos erosivos, o que representa uma grande

preocupação ambiental, devido ao seu potencial de eutrofização e comprometimento da qualidade da água.

Já Stewart et al. (2001) descobriram que o tipo de vegetação e os padrões de fragmentação da mata ciliar estavam correlacionados com maior qualidade do componente biológico dos riachos, como maior diversidade de comunidades aquáticas e maior proporção de espécies de peixes e macro invertebrados intolerantes.

Devido a importância das áreas de APP e da grande extensão de áreas que devem ser recuperadas, o estabelecimento do índice de priorização de área de preservação permanente-IPAPP é fundamental, pois possibilita concentrar esforços em áreas com maior potencial de impactos aos recursos naturais. Dessa forma, O IPAPP foi obtido com base nos dados obtidos para uso e ocupação da terra, distância euclidiana entre os fragmentos e a declividade nas áreas de preservação permanente (APP).

Foi realizado a ponderação dos parâmetros por meio da AHP, obteve-se a tabela de comparação par a par (Tabela 14) bem como valores de importância (Autovetor), índice de consistência e razão de consistência, conforme descrito por Saaty (1977).

Tabela 14. Comparação para a par das variáveis e valores de autovetor, índice de consistência e razão de consistência para o IPAPP.

Índices	Uso e ocupação da terra	Distância entre os fragmentos	Declive	Autovetor
Uso	1,0	3,0	2,0	0,55
Distância	0,3	1,0	1,0	0,22
Declive	0,5	1,0	1,0	0,23

$$\lambda_{\text{Max}} = 3,02; IC = 0,01; IR = 0,52; RC = 0,019$$

Conforme descrito por Saaty (1977), os valores de RC podem ser considerados consistentes, uma vez que apresentaram valores inferiores a 0,1. Dessa forma, considerando os valores de autovetor determinados pela AHP, e aplicando a equação 5, obteve-se o IFFF.

A Tabela 15 apresenta os valores obtidos para o IPAPP nos anos de 2012 (a) e 2021 (b) para a bacia hidrográfica.

Tabela 15. Área em hectares e percentual ocupado por classe do IPAPP nos anos de 2012 e 2021.

Classes	IPAPP				
	2012		2021		2012-2021
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	ΔÁrea (%)
Muito Baixo	3.233,52	7,57	3.793,23	8,88	17,31
Baixo	9777,69	22,89	10400,31	24,34	6,37
Moderado	10015,2	23,44	8962,56	20,98	-10,51
Alto	18740,7	43,87	18521,91	43,35	-1,17
Muito Alto	955,17	2,24	1044,27	2,44	9,33

Observa-se que, em 2012, a classe com alto IPAPP é a predominante (43,87%), seguida por moderado (23,44%), baixo (22,89%), muito baixo (7,57%) e muito alto (2,24%). A predominância de áreas ocupadas com alto IPAPP persistiu em 2021 (43,35%), porém, foi observado uma inversão entre as classes moderado/baixo, sendo a classe com baixo IPAPP ocupando cerca de 24,34% da área (aumento de 6,37%), e a classe moderado com cerca de 20,98% (redução de 10,51%), seguido por muito baixo IPAPP (8,88%) e muito alto (2,44%).

Vale ressaltar que, apesar do aumento de áreas ocupadas pelas classes de IPAPP baixo (6,37%), cerca de 66,48% das APPs ainda se encontram ocupadas de forma indevida em 2021. Diante do cenário apresentado, o indicador proposto pode auxiliar os gestores públicos, pois possibilita identificar as APPs antropizadas que são mais vulneráveis em função de fatores naturais e antrópicos, tais como a declividade local, distância de maciços florestais e tipo de uso e ocupação da terra.

A Figura 18 apresenta a distribuição espacial do IPAPP nas áreas de APP para os anos de 2012 e 2021 na bacia hidrográfica, e a Figura 19 apresenta a distribuição espacial do IPAPP a nível de sub-bacia.

Para o ano de 2012, das 101 sub-bacias, cerca de 83 foram enquadradas com IPAPP alto, seguido por 14 enquadradas com IPAPP baixo, 3 com moderado e 1 com muito alto IPAPP. Já em 2021, cerca de 79 foram enquadradas com IPAPP alto, 18 com IPAPP baixo, 3 com moderado e 1 com muito alto IPAPP.

A sub-bacia enquadrada com IPAPP muito alto nos dois anos compreende a parte da área urbana do município de Sorocaba e Votorantim. Nessa sub-bacia, a alta taxa de urbanização faz com que a zona ripária seja ocupada de forma irregular, o que ocasionou um IPAPP muito alto em 60% da APP. É vital que a recomposição dessas áreas seja realizada, pois conforme relatado por Fernandes et al. (2013), a vegetação ripária possui capacidade de melhorar a qualidade da água dos rios, sugerindo que os remanescentes florestais têm efeitos locais que podem ser importantes ao gerenciar a qualidade da água dos riachos em escalas espaciais maiores.

Considerando que, devido às limitações financeiras, é crucial para os gestores de bacias hidrográficas identificarem as áreas que necessitam ser recuperadas de imediato, tendo em vista que é impraticável examinar todos os cenários de gerenciamento possíveis, de modo que melhorar efetivamente a condição geral da qualidade da água dos mananciais (HERMAN et al., 2015). Dessa forma, o IPAPP pode ser utilizado como índice para indicar os locais que devem ser recuperados de forma prioritária, tendo em vista possuírem maior suscetibilidade natural.

Figura 18. Distribuição espacial do IPAPP para os anos de 2012 (a) e 2021 (b).

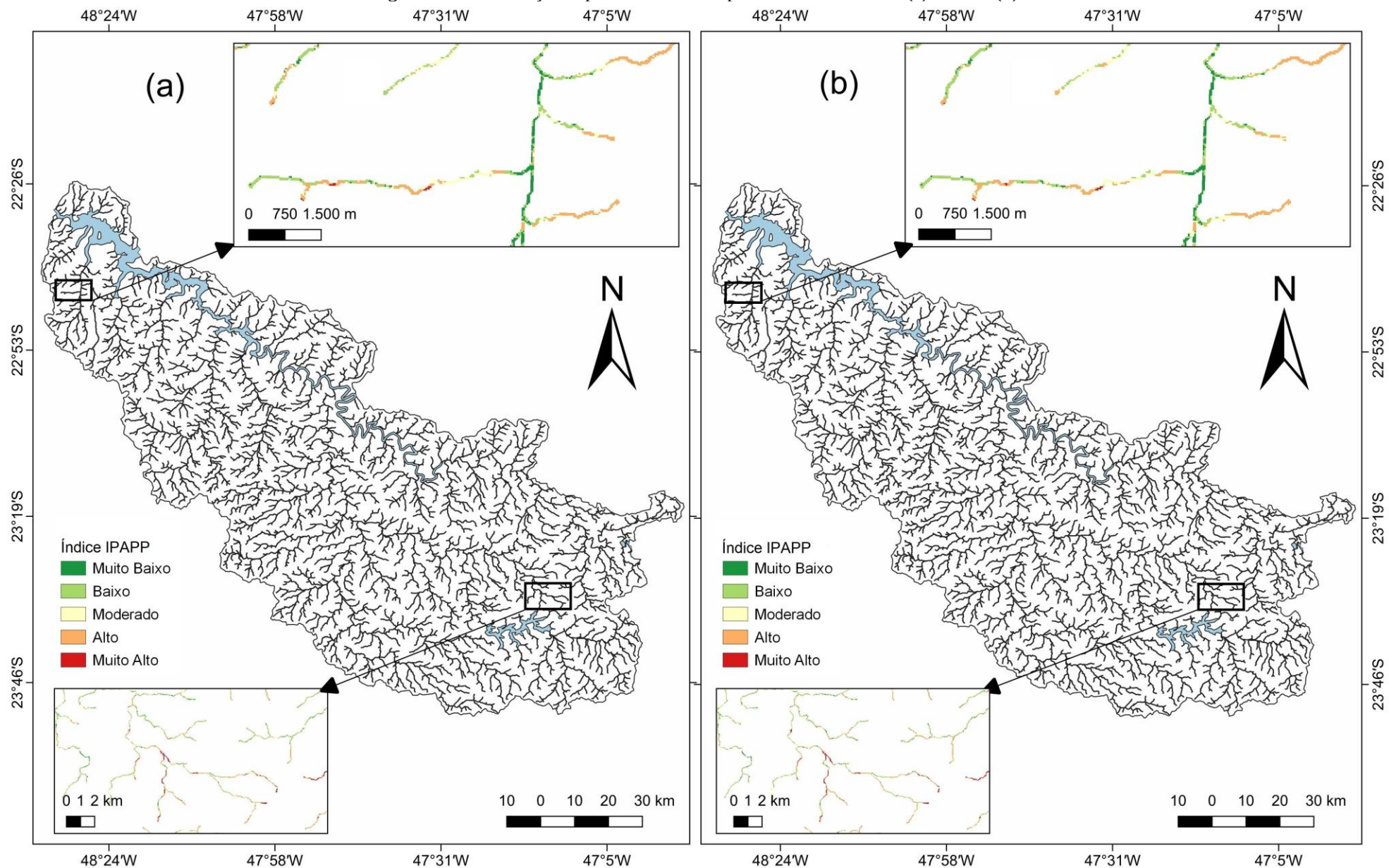
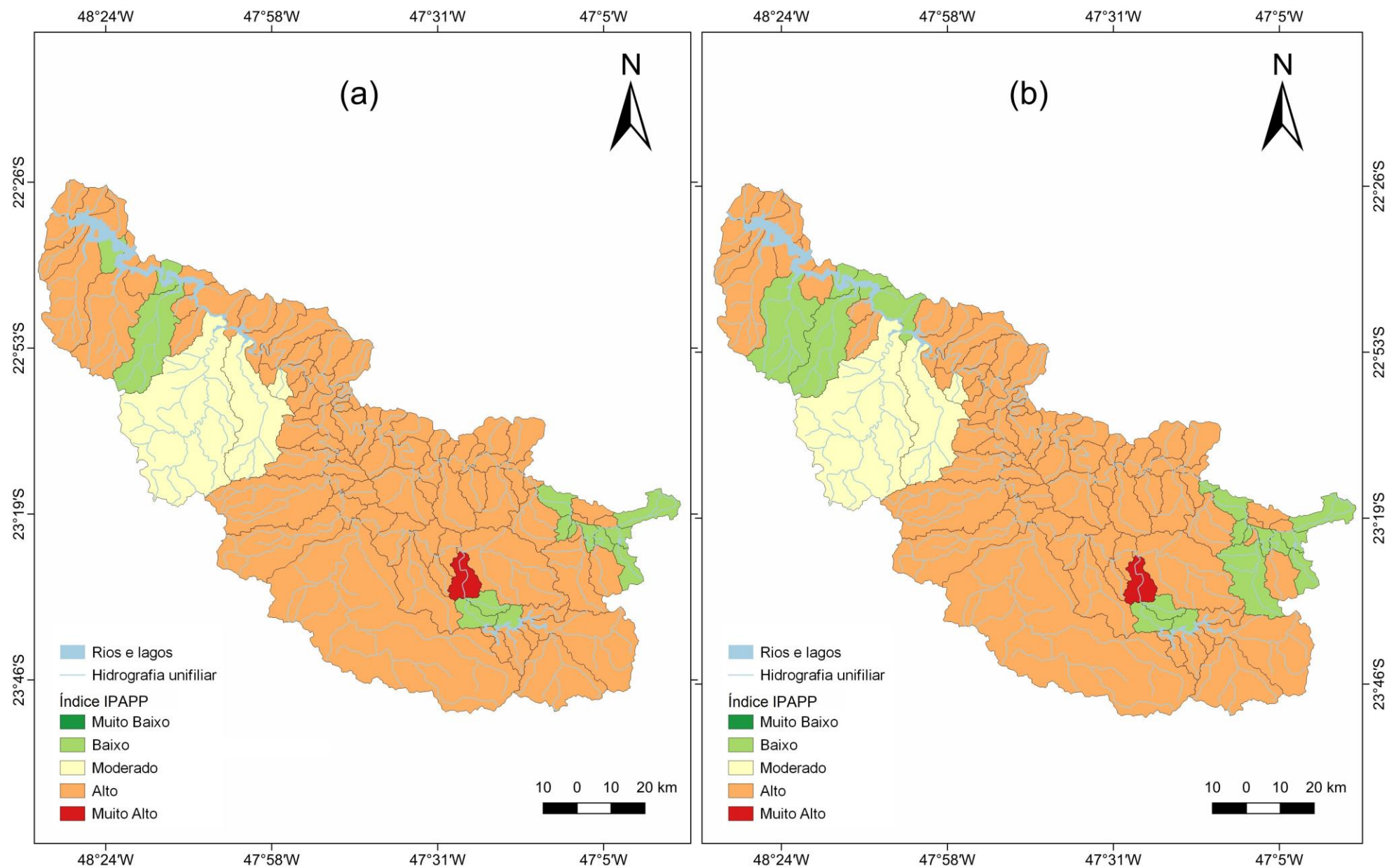


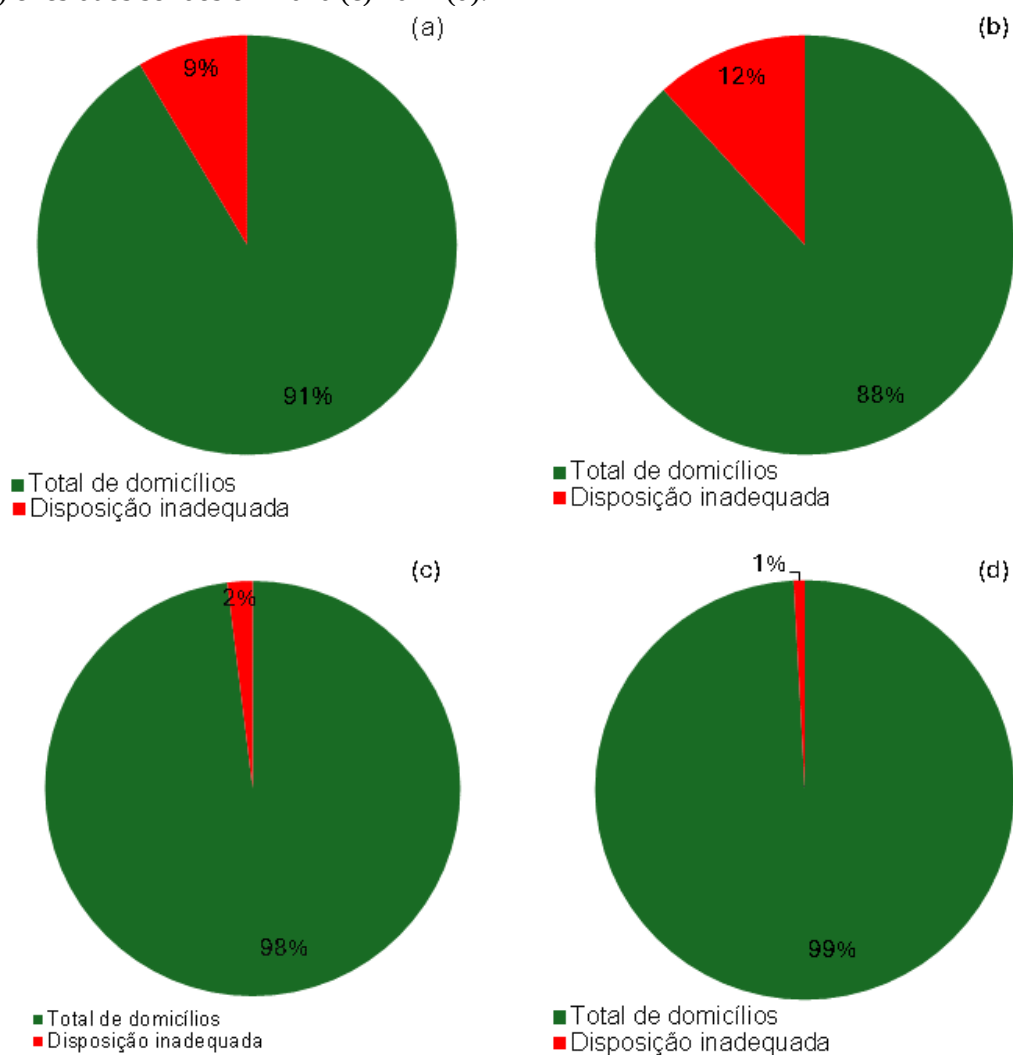
Figura 19. Distribuição espacial das classes predominantes do IPAPP por sub-bacia para os anos de 2012 (a) e 2021 (b).



6.8 Índice de pressão antrópica por resíduos e efluentes (IPARE)

A Figura 20 apresenta os percentuais de domicílios com ausência de atendimento adequado para a coleta de efluentes domésticos (Figura 20a/b) e resíduos sólidos (Figura 20c/d), na bacia hidrográfica do rio Sorocaba-Médio Tietê, conforme dados do censo demográfico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE.

Figura 20. Situação de atendimento para a coleta de efluentes domésticos nos domicílios em 2010 (a) e 2022 (b) e resíduos sólidos em 2010 (c) 2022 (d).



Em relação às condições sanitárias dos municípios, observou-se que, entre os anos de 2010 e 2020, ocorreu uma melhora no cenário de destinação resíduos sólidos, uma vez que cerca de 98% dos domicílios destinavam seus resíduos sólidos de forma adequada em 2010, já em 2022, esse percentual foi para 99%. Porém, em relação à destinação adequada de efluentes

domésticos, em 2012, cerca de 91% descartavam esses resíduos de forma adequada, já em 2022, esse valor reduziu para 88%.

Os cenários mais críticos, no que se refere ao lançamento de efluentes de forma inadequada, foram observados para os municípios de Ibiúna, Piedade e Porangaba, em que os percentuais ultrapassam 50%. Esses municípios possuem, como característica comum, uma população urbana inferior a rural, o que limita a prestação de serviços de coleta de esgoto por parte dos órgãos gestores (SEADE, 2024). Nesses municípios, é importante que medidas sejam adotadas, uma vez que a falta de saneamento leva ao aumento de fontes difusas de poluição, impactando negativamente a qualidade da água (BAKALÁR et al., 2021).

Por outro lado, as melhores condições foram observadas nos municípios de Barra Bonita, Igarapu do Tietê, Araçoiaba da Serra, Sorocaba e Piracicaba, onde os percentuais de lançamento de efluentes de forma inadequada são inferiores a 3%. Nesses municípios, os impactos associados aos efluentes domésticos no corpo hídrico são menores, isso não significa que a integridade dos mananciais esteja garantida, uma vez que o alto grau de urbanização pode proporcionar outros tipos de impactos aos mananciais, tais como a lixiviação de poluentes pelo escoamento de águas pluviais urbanas (GOSSET et al., 2017).

Com base nas informações sobre as condições sanitárias domiciliares obtidas no censo demográfico do IBGE, foi determinado o Índice de pressão antrópica por resíduos e efluentes - IPARE para as sub-bacias nos anos de 2010 e 2022, conforme apresentado na Tabela 16.

Tabela 16. Quantitativo do índice de pressão antrópica por resíduos sólidos e efluentes domésticos (IPARE) para os anos de 2010 a 2022.

Classes	2010		2022	
	Area (ha)	%	Area (ha)	%
Muito Baixo	702.380,88	59,63	585.801,16	49,73
Baixo	236.943,95	20,11	214.219,87	18,18
Moderado	140.021,26	11,88	143.427,90	12,17
Alto	49.783,53	4,22	85.984,72	7,30
Muito Alto	48.670,67	4,13	148.364,01	12,59

Conforme apresentado na Tabela 17, apesar da predominância de áreas com IPARE muito baixo e baixo em 2010 e 2022, observou-se uma redução da área nessas classes, seguido de aumento nas classes com IPARE alto e muito alto. Esse aumento deve-se as piores condições na destinação dos efluentes domésticos observados no último censo demográfico, conforme ilustrado na Figura 17.

Este declínio reflete uma piora na qualidade ambiental em grande parte da região. Similarmente, a classe com IPARE baixo também apresentou uma redução, de 20,11% em 2010 para 18,18% em 2022, embora o impacto tenha sido menos expressivo. Esse cenário revela um retrocesso nas condições ambientais que anteriormente eram consideradas boas.

As áreas com IPARE moderado mantiveram-se relativamente estável no período analisado, apresentando uma leve variação positiva de 11,88% em 2010 para 12,17% em 2022. Esse resultado indica que, embora algumas áreas tenham sofrido degradação, parte do território ainda permanece em condições ambientais intermediárias. Por outro lado, as áreas classificadas com IPARE alto aumentaram de 4,22% (49.783,53 ha) em 2010 para 7,30% (85.984,72 ha) em 2022. Esse aumento de quase três pontos percentuais aponta para uma expansão significativa das áreas em situação de degradação ambiental.

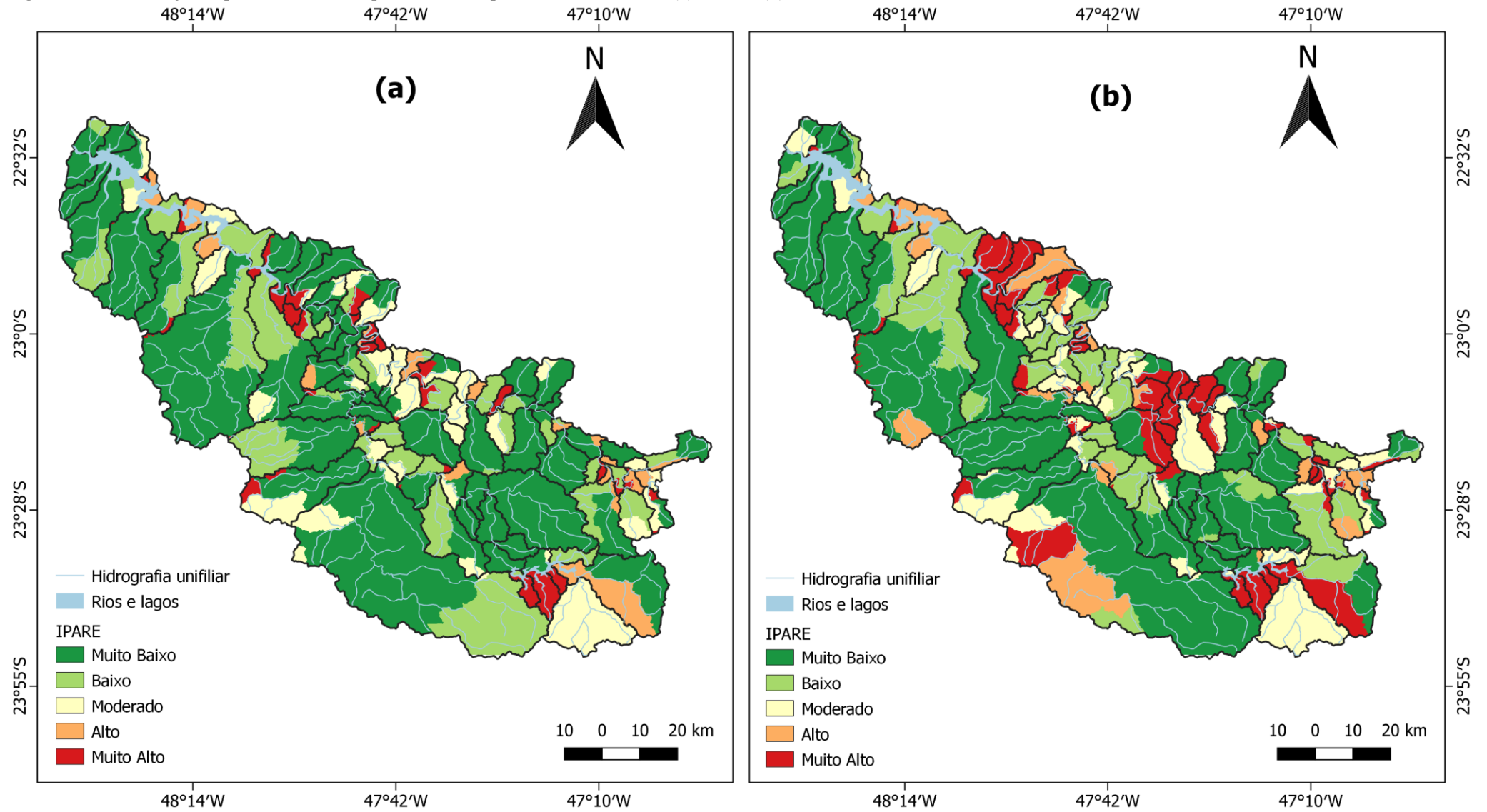
O cenário mais preocupante do estudo foi o crescimento expressivo das áreas com IPARE muito alto, que passou de 4,13% (48.670,67 ha) em 2010 para 12,59% (148.364,01 ha) em 2022. Essa expansão da área em condição ambiental muito ruim sugere uma deterioração acentuada em grande parte da região, tendo em vista a falta de universalização dos serviços de saneamento na bacia hidrográfica.

Com base nas informações sobre a coleta de resíduos sólidos e de esgoto doméstico, foi determinado o IPARE por município, e em seguida, os valores foram espacializados a nível de sub-bacia. A Figura 21 apresenta a distribuição espacial do IPARE para as sub-bacias do rio Sorocaba-Médio Tietê nos anos de 2010 (Figura 21a) e 2022 (Figura 21b).

O índice IPARE, utilizado para avaliar a qualidade ambiental da bacia em função do tratamento e destinação adequada de efluentes e resíduos sólidos, revela um panorama significativo sobre a saúde ecológica da bacia hidrográfica. A análise espacial dos dados, conforme representado na Figura 21 (a) e (b), destaca a variação nas classes de qualidade ambiental, que vão de "muito baixo" a "muito alto".

Observa-se que, entre 2010 e 2020, as áreas classificadas com IPARE muito baixo estão predominantemente localizadas nas regiões periféricas da bacia, indicando um desempenho positivo na gestão de resíduos e efluentes nessas localidades. Em contraste, áreas marcadas com IPARE muito alto emergem em regiões centrais e adjacentes a centros urbanos, sugerindo que a proximidade a atividades antropogênicas, como indústrias e concentrações populacionais, tem um impacto significativo na qualidade ambiental. Esta distribuição revela a necessidade de intervenções estratégicas para mitigar os efeitos da poluição e promover práticas sustentáveis.

Figura 21. Distribuição espacial do IPARE por sub-bacia para os anos de 2010 (a) e 2022 (b).



A comparação entre os mapas (a) e (b) sugere alterações na qualidade ambiental ao longo do tempo, possibilitando inferir tendências de degradação ou recuperação. Por exemplo, a expansão das áreas com IPARE alto e muito alto em regiões específicas pode refletir uma deterioração progressiva da qualidade ambiental, possivelmente impulsionada por um aumento nas atividades de descarte inadequado de resíduos e efluentes. Tal evidência ressalta a urgência de políticas públicas mais rigorosas e de campanhas de conscientização para promover a destinação correta de resíduos e efluentes (Handam et al., 2018).

Além disso, a identificação das áreas críticas, especialmente aquelas com classificação com IPARE muito alto, é fundamental para direcionar esforços e recursos na mitigação dos impactos ambientais. Intervenções focadas, como a implementação de programas de monitoramento e controle de efluentes, além de ações educativas junto às comunidades locais, são essenciais para reverter o quadro de degradação observado.

Dessa forma, é de suma importância que as autoridades locais e gestores ambientais priorizem estas áreas, desenvolvendo estratégias integradas que visem não apenas a correção dos problemas identificados, mas também a promoção de um desenvolvimento sustentável e a preservação da biodiversidade local. Tais questões somente poderão ser alcançadas com a universalização do saneamento básico municipal, conforme prevê a Lei nº 14.026, de 16 de julho de 2020.

Ademais, a qualidade ambiental na bacia hidrográfica pode ser alcançada, por meio do uso adequado do território, bem como a ampliação dos serviços de saneamento básico, e considerando a qualidade ambiental não mais como um obstáculo, regra ou imposição, mas como um objetivo compartilhado por todos na melhoria da qualidade de vida (Mennella et al., 1996).

6.9 Índice de Potencial Degradação dos Recursos Hídricos (IPDRH)

O IPDRH reflete a qualidade dos recursos hídricos da bacia hidrográfica, sendo classificado em diferentes níveis, de acordo com a suscetibilidade ambiental da bacia, considerando fatores que refletem as condições intrínsecas do ambiente. Esse índice foi elaborado com uso de AHP considerando o Índice de Fragilidade de Fragmentos Florestais (IFFF), Índice de Priorização de Áreas de Preservação (IPAPP) e Índice de Pressão Antrópica por Resíduos Sólidos e Efluentes (IPARE).

Para construção do IPDRH, foi realizado uma análise de AHP, que é apresentada na Tabela 17, no qual está disposto os valores da comparação par a par obtidos por meio da

ponderação dos parâmetros, bem como valores de importância (Autovetor), índice de consistência e razão de consistência.

Tabela 17. Comparação para a par das variáveis e valores de autovetor, índice de consistência e razão de consistência para o IPDRH.

	IPARE	IFF	IPAPP	Autovetor
IPARE	1,00	2,00	3,00	0,53
IFF	0,50	1,00	2,00	0,31
IPAPP	0,33	0,50	1,00	0,16

$\lambda_{\text{Max}} = 3,01$; IC = 0,006; IR = 0,52; RC = 0,011

Assim como descrito anteriormente, o RC pode ser considerado consistente, uma vez que é inferior a 0,1 (SAATY, 1977). Dessa forma, considerando os valores de autovetor determinados pela AHP, e aplicando a Equação 5, obteve-se o IPDRH. A Tabela 18 apresenta a distribuição de área para as classes de IPDRH na bacia hidrográfica do rio Sorocaba-Médio Tietê para os anos de 2012 e 2021.

Tabela 18. Índice de Potencial Degradação do Recurso Hídricos IPDRH.

IPDRH	2012		2021		2012-2021
	Area (ha)	%	Area (ha)	%	Δ Área (%)
Muito Baixo	23.659,82	2,01	36.764,03	3,12	55,39
Baixo	293.661,93	24,93	470.366,50	39,94	60,17
Moderado	681.784,42	57,89	379.838,76	32,25	-44,29
Alto	143.580,08	12,19	208.347,47	17,69	45,11
Muito Alto	35.114,08	2,98	82.480,92	7,00	134,89

Observa-se que, em 2012, a classe predominante foi a moderado, seguido por baixo, alto, muito alto e muito baixo. Já em 2021, a classe predominante foi baixo, seguido por moderado, alto, muito alto e muito baixo. Ou seja, entre 2012 e 2021 ocorreu uma redução de 44,29% para a classe com IPDRH moderado, aumentando em 45,10% para a classe alto e 134,89% em muito alto, bem como em 60,17% para a classe baixo, e 55,39% para a classe muito baixo, respectivamente.

As tendências observadas indicam uma polarização nas condições do IPDRH. Enquanto as áreas classificadas com baixo e alto IPDRH estão se expandindo, as áreas moderadas estão diminuindo. Este fenômeno pode ser indicativo de degradação ambiental em algumas regiões e recuperação em outras. As implicações dessas mudanças podem ser

amplas, o que sugere a necessidade de políticas de conservação para as áreas em declínio e estratégias para sustentar o crescimento nas áreas com IPDRH muito baixo e baixo, bem como para reduzir as áreas classificadas com IPDRH muito alto e alto.

As mudanças observadas no IPDRH têm o potencial de impactar negativamente a biodiversidade na bacia hidrográfica do rio Sorocaba-Médio Tietê. A proposição de práticas sustentáveis de uso e ocupação da terra, e a expansão de políticas públicas voltadas a universalização do saneamento básico são estratégias que devem ser promovidas com vista o bem-estar social e preservação das condições ambientais adequadas na bacia.

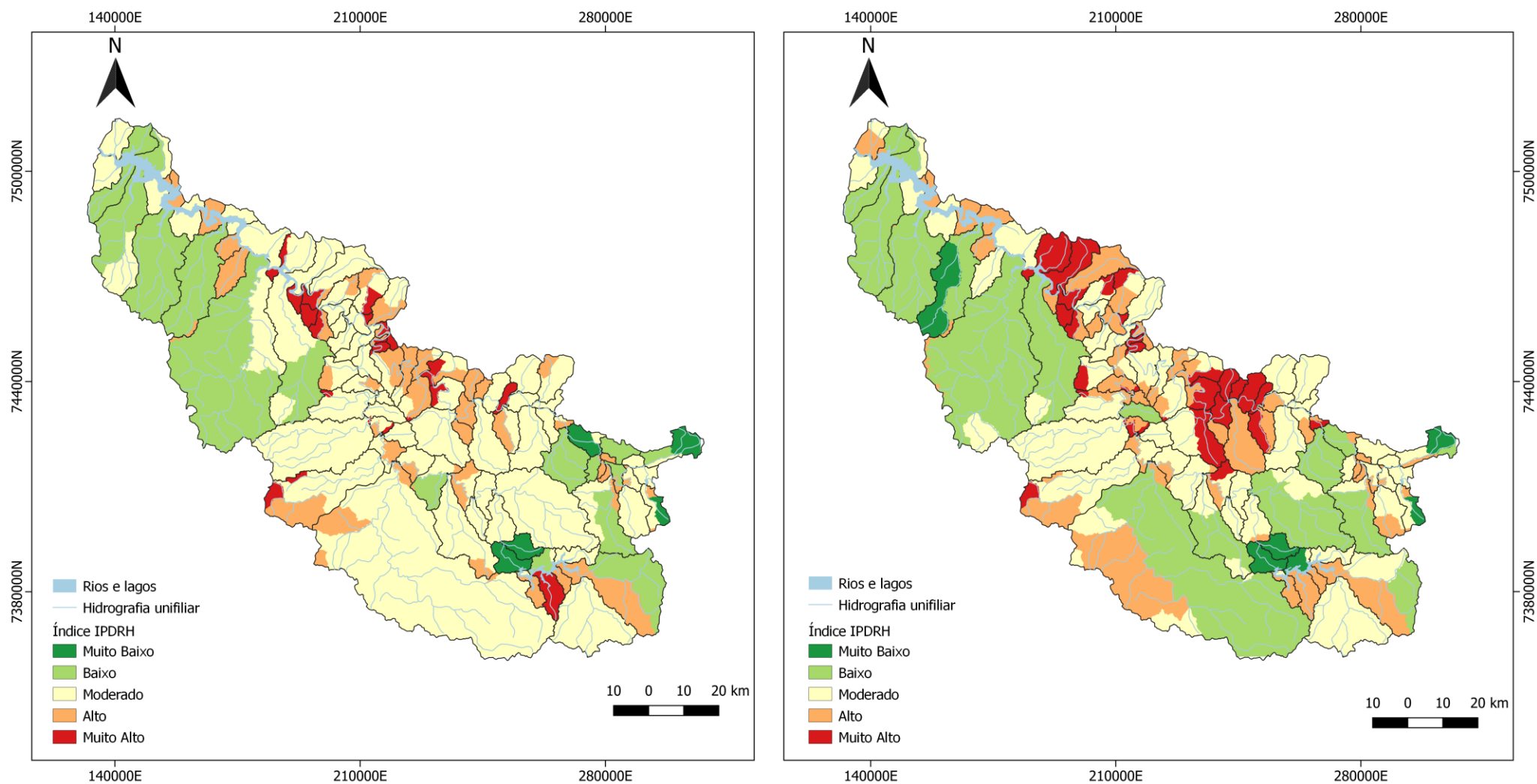
A Figura 22 apresenta a distribuição espacial do IPDRH para as sub-bacias na área de estudo para os anos de 2012 e 2021.

Da análise da Figura 22, que apresenta a distribuição espacial do Índice de Pressão sobre os Recursos Hídricos (IPDRH) para os anos de 2012 e 2021, observa-se uma dinâmica de mudança ambiental significativa. Conforme ilustrado nos mapas, o IPDRH, que classifica a pressão sobre os recursos hídricos em cinco categorias – Muito Baixo (verde), Baixo (amarelo), Moderado (laranja), Alto (vermelho claro) e Muito Alto (vermelho escuro) – indica uma deterioração considerável da qualidade ambiental em áreas da bacia ao longo do período analisado.

De maneira geral, observa-se uma expansão das áreas classificadas como Alto e Muito Alto em 2021 em comparação com 2012, especialmente nas regiões central e nordeste da bacia. Em 2012, grande parte da bacia apresentava condições de pressão moderada, o que indicava um ambiente relativamente preservado e com menores interferências antrópicas. No entanto, apesar que em 2021 o mapa mostrar um aumento de áreas com menores índices, por outro lado, também evidencia um aumento substancial das áreas com maiores índices de pressão, o que pode ser reflexo de uma intensificação das atividades humanas e suas consequências para os recursos hídricos.

A presença de áreas com Muito Alto IPDRH em 2021 pode estar associada a fatores como a expansão agrícola, fragmentação florestal, aumento da urbanização e o crescimento industrial na região, todos contribuintes potenciais para o aumento da degradação da qualidade da água e do solo. Essa intensificação de atividades resulta em maior poluição, compactação do solo, redução da infiltração de água, aumento da erosão, além da diminuição da capacidade de suporte da bacia. Tais pressões ambientais podem ser ainda exacerbadas por práticas inadequadas de manejo dos recursos naturais e pela ausência de políticas públicas de conservação eficazes.

Figura 22. Distribuição espacial do IPDRH por sub-bacia para os anos de 2012 (a) e 2021 (b).



É particularmente notável o surgimento de áreas críticas na parte nordeste e central da bacia, regiões que, em 2012, exibiam condições mais favoráveis. Em 2021, essas mesmas áreas passaram a ser majoritariamente identificadas como de Alto ou Muito Alto IPDRH, o que sinaliza um processo contínuo de degradação. Isso pode indicar a intensificação de atividades agropecuárias, maior fragmentação florestal, e o crescimento populacional nessas regiões, levando a um aumento das demandas hídricas e, conseqüentemente, a uma maior pressão sobre os recursos naturais.

A substituição da classe floresta por áreas destinadas a atividades agropecuárias, como é o caso da bacia hidrográfica Sorocaba-Médio Tietê, cria um potencial fonte de contaminantes, pois o uso de fertilizantes e pesticidas nas culturas, somado a deficiência da zona ripária, a ausência de práticas conservacionistas, podem ocasionar uma série de problemas de degradação do solo, tais como a erosão laminar do solo, levando o aumento de sedimentos, contaminantes químicos e matéria orgânica nos cursos d'água (Arantes et al., 2023).

Embora o padrão geral indique uma piora nas condições ambientais, algumas áreas mantiveram-se estáveis entre 2012 e 2021, permanecendo na categoria Muito Baixo. Essas áreas, representadas predominantemente em verde, podem estar localizadas em regiões mais protegidas, como unidades de conservação ou áreas de difícil acesso, onde a intervenção humana é limitada. A presença de áreas estáveis sugere que, apesar do avanço das pressões ambientais em diversas partes da bacia, ainda existem zonas que mantêm condições favoráveis, possivelmente em função de medidas de preservação ambiental ou práticas de manejo mais sustentáveis.

Além do mais, as áreas que apresentaram valores de IPDRH baixo se justificam, pois apresentam os melhores índices de acesso da população a melhores condições de saneamento básico, conforme descrito por (SILVA et al., 2017), bem como a baixa exposição às possíveis contaminações dos corpos hídricos, tendo em vista as condições favoráveis de proteção na zona ripária, conforme descrito por (GRAZIANO et al., 2022).

A deterioração da qualidade ambiental da bacia, conforme representada pela elevação do IPDRH entre 2012 e 2021, acende um alerta quanto à urgência de ações mitigatórias e de gestão sustentável dos recursos hídricos. As áreas que passaram a apresentar índices Altos e Muito Altos precisam ser alvo de medidas de recuperação, como a restauração de matas ciliares, a implementação de práticas agrícolas sustentáveis e a universalização de acesso ao saneamento básico, bem como o controle da expansão urbana não planejada.

Uma ação que pode ser adotada de forma imediata consiste no controle efetivo de fontes de poluição, por meio do tratamento de efluentes domésticos, e a prevenção de fontes de poluição industrial e agrícola, reduzindo a chance de os poluentes serem descartados de forma inadequada, atingindo os corpos d'água (ZHOU et al., 2024; AKHTAR et al., 2021).

Além disso, as áreas que ainda apresentam Muito Baixo ou Baixo IPDRH devem ser protegidas para evitar futuras degradações. Políticas públicas focadas em monitoramento contínuo, fiscalização mais rigorosa e incentivos à conservação ambiental podem contribuir para a manutenção dessas áreas em boas condições ambientais, garantindo a disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos para as futuras gerações.

Os resultados sugerem uma tendência preocupante de degradação ambiental na bacia hidrográfica, com um aumento das áreas de maior pressão sobre os recursos hídricos entre 2012 e 2021. Em estudo desenvolvido por Fernandes et al., (2023) na APA de Itupararanga, os autores destacaram que, apesar das boas condições observada na Unidade de Conservação, o desenvolvimento de atividades agrícolas por meio de práticas convencionais pode causar uma pressão negativa sobre corpos d'água e fragmentos florestais, e causar danos aos serviços ecossistêmicos.

Neste estudo, a comparação entre os anos avaliados demonstra a necessidade de adoção de ações preventivas e corretivas para mitigar os impactos negativos das atividades humanas, principalmente as atividades agropecuárias, uma vez que tais práticas podem proporcionar impactos significativos nos corpos hídricos (BEZERRA; CARVALHO, 2022). A aplicação de estratégias de gestão integrada dos recursos hídricos, que considerem tanto a preservação ambiental quanto o desenvolvimento socioeconômico, será fundamental para reverter o quadro de degradação observado e garantir a sustentabilidade da bacia no longo prazo.

Considerando que essa unidade de gestão, juntamente com a UGRHI-05 pertencem a uma região estratégica na Política Estadual de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo, tendo um papel crucial, pois atende diretamente quatro regiões metropolitanas do estado, e que essa região vem enfrentando desafios como a depauperação dos mananciais, fragmentação florestal (BEZERRA; CARVALHO, 2022), erosão do solo (BEZERRA; CARVALHO, 2022), altas taxas de urbanização e industrialização (FERNANDES et al., 2023) que tem prejudicado a qualidade e quantidade de água nos mananciais.

Utilizando uma abordagem semelhante, Arantes et al., (2023) desenvolveram um indicador denominado *Diffuse Pollution Potential Index* que é baseado no uso e ocupação da terra, ocupação em zona ripária, escoamento superficial e proximidade de carga poluente dos

corpos hídricos. Segundo os autores, tal indicador poderá contribuir para estudos e formas de planejamento e gestão do uso do solo visando à conservação dos recursos hídricos e áreas protegidas e à redução da degradação.

Já Arantes et al., (2023) desenvolveram um indicador denominado *Water and Land Resources Degradation Index* que é baseado no índice padronizado de vulnerabilidade à seca e no índice de áreas ambientalmente sensíveis. Para os autores, o índice, proposto pode ser utilizado por formuladores de políticas públicas para gerenciar melhor e de forma mais sustentável as pressões ambientais exercidas sobre os mananciais. Por outro lado, Gupta et al., (2021) desenvolveram um índice denominado *Integration Pollution Index* que considera parâmetros físico-químicos da água para avaliar os efeitos da poluição causada por fontes antropogênicas. Segundo os autores, o indicador proposto pode ser utilizado pelos tomadores de decisão para a adequação de medidas de controle em áreas consideradas com situação crítica, visando preservar a qualidade dos mananciais.

Neste estudo, a metodologia desenvolvida é de fácil aplicação, podendo ser utilizado como uma ferramenta eficaz para a identificar as áreas prioritárias de modo a orientar ações de manejo ambiental e planejamento territorial. Essa abordagem permite direcionar esforços e recursos para intervenções mais assertivas, promovendo a conservação dos ecossistemas e a sustentabilidade no uso da água. Além disso, a metodologia pode subsidiar políticas públicas, fortalecer a gestão integrada dos recursos hídricos e contribuir para a mitigação de impactos ambientais, especialmente em regiões com alta pressão antrópica sobre os mananciais.

Dessa forma, garantir a estabilidade ambiental de bacias hidrográficas é de fundamental importância, uma vez que elas são fundamentais para assegurar o desenvolvimento e manutenção da vida selvagem, além de garantir quantidade e qualidade de água para os ecossistemas aquáticos, e consumo da população, bem como uma maior resiliência quanto às mudanças climáticas, contribuindo para o desenvolvimento sustentável (ALILOU et al., 2019).

Por fim, o grande desafio para a gestão de bacias hidrográficas é vencer a barreira existente entre o planejamento em escala de bacias e a implementação precisa de práticas em escala de campo para atingir as metas de qualidade ambiental (SRINIVAS et al., 2020). Neste estudo, embora o modelo apresentado seja executado em escala de bacia hidrográfica, a poluição urbana e agrícola, bem como a análise de qualidade de fragmentos florestais e a integridade das áreas de preservação permanente podem ser melhor abordadas pela implementação em escala de campo dentro de pequenas bacias hidrográficas, o que pode aumentar a precisão dos resultados obtidos.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este estudo apresentou um índice de Potencial Degradação dos Recursos Hídricos (IPDRH) para a bacia hidrográfica do rio Sorocaba-Médio Tietê. O IPDRH foi determinado por meio da integração do Índice de Fragilidade de Fragmentos Florestais (IFFF), Índice de Priorização de Áreas de Preservação Permanente (IPAPP) e Índice de Pressão Antrópica por Resíduos Sólidos e Efluentes (IPARE) com uso do Sistema de Informação Geográfica-SIG e Análise Hierárquica de Processo - AHP.

A partir da implementação do IFFF proposto, os resultados obtidos mostram que na área de estudo, predominam fragmentos florestais com IFFF alto (18,87%), sendo observado um aumento de 24,78% nos fragmentos classificados com muito alto IFFF entre 2012 e 2021, ou seja, uma redução da qualidade dos fragmentos florestais na bacia hidrográfica. Esses resultados mostram que a área de estudo apresenta alto grau de antropização representada pela fragmentação florestal e uso do solo em áreas de preservação permanente.

No que se refere ao IPAPP proposto, mais de 43% da área foi classificada com um IPAPP alto, resultantes do uso irregular das áreas de preservação permanente, onde mais de 69% são ocupadas de forma irregular. Tal constatação indica a vulnerabilidade das áreas de proteção ambiental da bacia, e necessidade do reestabelecimento de vegetação ripária, tendo em vista a necessidade da proteção dos mananciais da região.

A implementação do IPARE mostrou que, apesar da predominância de áreas classificadas com muito baixo e baixo valores em 2010 e 2022, observou-se uma redução da área nessas classes, seguido do aumento nas classes com IPARE alto e muito alto. Esse cenário deve-se ao aumento na destinação inadequada dos efluentes domésticos nos domicílios observado no último censo demográfico, o que pode refletir na redução da qualidade ambiental na bacia hidrográfica.

Com a integração do IFFF, IPAPP e IPARE por meio de AHP, obteve-se o IPDRH. Os resultados mostraram que, entre 2011 e 2021, observou-se que as áreas classificadas com baixo e alto IPDRH estão se expandindo, e as áreas anteriormente mapeadas com IPDRH moderado estão diminuindo. Este fenômeno pode ser um indicativo de degradação ambiental na bacia, principalmente em virtude da expansão de áreas com IPDRH alto e muito alto serem superiores em relação as áreas com IPDRH baixo e muito baixo.

Os resultados obtidos possibilitaram identificar as áreas prioritárias que merecem atenção redobrada, tendo em vista que possuem maior exposição dos mananciais em virtude da ausência de vegetação ripária, bem como sofrem maior pressão quanto ao lançamento

inadequado de resíduos sólidos e efluentes domésticos, e conseqüentemente, refletindo em maiores índices de IPDRH, indicando maior fragilidade.

Por fim, o índice proposto pode ser aplicado em outras regiões, porém algumas considerações podem ser apontadas, tais como:

- i. A disponibilidade de dados com escala espacial mais detalhada pode melhorar de forma substancial a qualidade do índice proposto para a bacia hidrográfica, principalmente no que se refere aos aspectos relacionados ao saneamento básico.
- ii. A análise da qualidade dos fragmentos florestais e a integridade das áreas de preservação permanente podem ser melhor abordadas em escala de campo dentro de pequenas bacias hidrográficas.
- iii. Uma abordagem Fuzzy-AHP pode ser implementada, possibilitando minimizar a subjetividade relacionada a escala e importância dos fatores.
- iv. A integração de técnicas de inteligência artificial pode ser adotada para identificar a redundância e importância dos fatores utilizados para composição do índice.

REFERÊNCIAS

ABDALLA, L. S.; CRUZ, C. B. M. Análise de fragmentação florestal no município de Silva Jardim, APA do Rio São João, RJ. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 67, n. 1, p. 169-184, 2015.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Reflexões sobre a gestão dos recursos hídricos no Brasil. Disponível em: <http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/noticias-antigas/reflexaues-sobre-a-gestapso-dos-recursos-hadricos.2019-03-15.7936021958>. Acesso em 14 de maio de 2019.

AGGARWAL, S.; MAGNER, J.; SRINIVAS, R.; SAJITH, G. Managing nitrate-nitrogen in the intensively drained upper Mississippi River Basin, USA under uncertainty: a perennial path forward. **Environmental Monitoring and Assessment**, n. 194, v. 704. 2022. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10401-4>

AHER, P. D.; ADINARAYANA, J.; GORANTIWAR S. D. Quantification of morphometric characterization and prioritization for management planning in semi-arid tropics of India: A remote sensing and GIS approach. **Journal of Hydrology**, v. 511, p. 850–860, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.02.028>

AKHTAR, N.; ISHAK, M. I. S.; BHAWANI, S. A.; UMAR, K. Various Natural and Anthropogenic Factors Responsible for Water Quality Degradation: A Review. **Water**, v. 13(19), 2660, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13192660>.

ALI, S.; TAWEEKUN, J.; TECHATO, K.; WAEWSAK, J.; GYAWALI, S. GIS based site suitability assessment for wind and solar farms in Songkhla, Thailand. **Renewable Energy**, v. 132, p. 1360–1372. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.09.035>

ALILOU, H.; RAHMATI, O.; SINGH, V.P.; CHOUBIN, B.; PRADHAN, B.; KEESSTRA, S.; GHIASI, S.S.; SADEGHI, S. H. Evaluation of watershed health using Fuzzy-ANP approach considering geo-environmental and topo-hydrological criteria. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 22–36. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.019>

ALMEIDA, M. I. S. A BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE FUNDAMENTAL DE ANÁLISE DA PAISAGEM: a bacia do Pacuí e a sua relação com a bacia do São Francisco. **Revista Cerrados**, v.13, n.1, p.95-110, dez/2015.

AMORIM, A.; SOUSA, J.; LOURENÇO, R. Indicador dos Estágios de Sucessão de Fragmentos Florestais do Bioma Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Cartografia**, v.71, p. 756–780. 2019. <https://doi.org/10.14393/rbcv71n3-48546>.

ANA- Agência Nacional De Água. Guia Nacional de coletas e preservação de amostras, água, sedimentos, comunidade aquáticas e efluentes líquidos. Brasília, DF, 2011 Disponível em <<http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2012/GuiaNacionalDeColeta.pdf> acessado em 24/04/03/2020> Acesso 20 de jan. 2020.

ANJINHO, P.; S.; BARBOSA, M.A.G.A.; COSTA, C.W.; MAUAD, F.F. Environmental fragility analysis in reservoir drainage basin land use planning: A Brazilian basin case study. **Land Use Policy**, v.100, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104946>

ARANTES, L.T.; ARANTES, B.H.T.; SACRAMENTO, B.H.; DA COSTA, H.F.; DE OLIVEIRA, R.A.; SIMONETTI, V.C.; DA CUNHA E SILVA, D.C.; LOURENÇO, R.W. Application of spatial environmental indicators in the assessment of degradation potential of water resources in water basins. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.195, 2023. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11499-w>

ARAÚJO, R. S.; ALVES, M. G.; MELO, T. C.; CHRISPIM, Z. M. P.; MENDES, P.; ARULBALAJI, P., PADMALAL, D., SREELASH, K. GIS and AHP Techniques Based Delineation of Groundwater Potential Zones: a case study from Southern Western Ghats, India. **Scientific Reports**, v.9, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-38567-x>

ASSAD, E. D.; SANO, E. E. Sistema de Informações Geográficas: aplicações na agricultura. 2ªed. Brasília: Embrapa-SPI, 1998.

BAKALÁR, T.; Pavolová, H.; Tokarčík, A. Analysis and Model of River Basin Sustainable Management by SWOT and AHP Methods. **Water**, v.13, 2021 <https://doi.org/10.3390/w13172427>

ARGOS, D. C. **Mapeamento e análise das áreas verdes urbanas como indicador da qualidade ambiental urbana**: estudo de caso de Paulínia-SP. 2010. 139 p. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Geociências, Campinas, SP. Disponível em: <https://hdl.handle.net/20.500.12733/1611680>. Acesso em: 25 março 2024.

BARROS, B.S.X.; BARROS, A.C.; BARROS, Z.X. A cultura do eucalipto no controle de voçorocas em bacias hidrográficas no município de Anhembi /SP. **Energia na agricultura**, 33, 66–72. <https://doi.org/10.17224/EnergAgric.2018v33n1p66-72>

BEZERRA, E.T.; CARVALHO, E.M. ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE NOS PERÍMETROS URBANOS DE AQUIDAUANA E ANASTÁCIO - MS. **GEOFRONTER**, v.8. 2022. <https://doi.org/10.61389/geofronter.v8.7151>

BEZERRA, E.T.; CARVALHO, E.M. Áreas de preservação permanente nos perímetros urbanos de Aquidauana e Anastácio - MS. **GEOFRONTER**, 8. <https://doi.org/10.61389/geofronter.v8.7151>

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997: Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm. Acesso em 10 de fevereiro de 2020.

BRASIL. Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000: Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9984.htm>. Acesso em 10 de fevereiro de 2020.

BURROUGH, P. A.; MCDONNELL, R. A. Principles of Geographical Information Systems. Oxford: **Oxford University Press**, 1998. 333

CAMPOS, J.A.; SILVA, D.D.; MOREIRA, M.C.; DE MENEZES FILHO; F.C.M. Environmental fragility and land use capacity as instruments of environmental planning, Caratinga River basin, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v80, p.264. 2021 <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09553-2>

CARVALHO, G. S.; MINGOTI, S. A. Manual do Usuário: programas para realização da análise hierárquica. UFMG. Instituto de Ciências Exatas. 2005.

CARVALHO, H.; NUNES, F.G.; SANTOS, A.M. Sistema de informação geográfica como ferramenta de apoio ao licenciamento ambiental no estado de goiás brasil. **Brazilian Geographical Journal**, v. 11 n. 2. 2020.

CAVALCANTI, I. F. A. Et al. Tempo e clima no Brasil. São Paulo, SP. **Oficina de Textos**, 2009.

CHRISTOFOLETTI, A. Geomorfologia Fluvial. São Paulo Editora: **Edgard Blucher**, v. 1. Ed, 1. 1981, 160p.

CHRISTOFOLETTI, Antônio. Modelagem de Sistemas Ambientais. 1 ed. São Paulo, Comitê de Bacia Hidrográfica Sorocaba e Médio Tietê (CBH-SMT). 2023. Disponível <<https://sigrh.sp.gov.br/fabhsmt/apresentacao>>. acessado em 14 de março 2024

CORRY, R.C.; NASSAUER, J.I. Limitations of using landscape pattern indices to evaluate the ecological consequences of alternative plans and designs. **Landscape and Urban Planning**, v.72, p265–280. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.04.003>

COSTA, P. L. Análise da qualidade ambiental a partir de indicadores ambientais na área urbana de paragominas-pa / lucimar costa pereira. — 2021. 103.Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Filosofia e Ciências Humanas, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Belém, 2021.

DUARTE, M.L.; FILHO, E. P.S.; COSTA, H. S.; SILVA, T. A. Vista do Soil Erosion Assessment Using RUSLE Model and GIS in Juma Watershed, Brazilian Amazon. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.14, n.05, p. 2931-2945, 2021.

EDWARDS, P.J.; WILLIARD, K.W.J.; SCHOONOVER, J.E. 2015. Fundamentals of Watershed Hydrology. **Journal of Contemporary Water Research & Education**, v.154, p 3–20. <https://doi.org/10.1111/j.1936-704X.2015.03185.x>

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) 2021. Disponível em <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/territorios/territorio-mata-sul-pernambucana/caracteristicas-do-territorio/recursos-naturais/vegetacao/floresta-estacional-semidecidual>. acesso em Julho de 2024.

ESRI (2015). Environmental Systems Research Institute: Disponível em <http://www.esri.com/what-is-gis> acesso em Julho de 2024.

FEIST, B.E.; BUHLE, E.R.; BALDWIN, D.H.; SPROMBERG, J.A.; DAMM, S.E.; DAVIS, J.W., SCHOLZ, N.L. Roads to ruin: conservation threats to a sentinel species across an urban gradient. **Ecological Applications**, v.27, p.2382–2396. 2017. <https://doi.org/10.1002/eap.1615>

FENG, T.; LIU, X.; ZHONG, Y.; LIU, S. Research of combination forecasting model based on improved analytic hierarchy process. **EURASIP Journal on Wireless Communications and Networking**, 2018. <https://doi.org/10.1186/s13638-018-1199-x>.

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

FERNANDES, E.M. DE S.; SEBASTIANI, R.; SAIS, A.C. Mapeamento dos fragmentos florestais da Guarnição da Aeronáutica de Pirassununga (Estado de São Paulo, Brasil). **Research, Society and Development**, v.11. 2022.<https://doi.org/10.33448/rsd-v11i12.34239>

FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M.R. DE M. ANÁLISE ESPACIAL DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL DA BACIA DO RIO UBÁ - RJ. **Ciência Florestal**. V.27, p.1429–1439. 2017. <https://doi.org/10.5902/1980509830330>

FERNANDES, P.H. G., DA SILVA, T.A.; DUARTE, M.L.; DE SOUSA, J.; DUPAS, F.A. FUZZY inference system for environmental vulnerability assessment of protected areas: a case study of the Itupararanga environmental protection area in southeastern Brazil. **International Journal of River Basin Management**, v.23.123-138 2023. <https://doi.org/10.1080/15715124.2023.2260361>

FERRÃO, A.; POZZER, C.; O ordenamento territorial no entorno do Lago de Furnas em Minas Gerais: a bacia hidrográfica como unidade de planejamento regional. **Revista de Geografia e Ordenamento do Território**. p.147–176. 2018. <https://doi.org/10.17127/got.v0i13.612>

FITZ, P.R. Geoprocessamento sem complicação. **Oficina de Textos**, 2008

FLORENZANO, T. G. Iniciação em Sensoriamento Remoto. 3. ed. São Paulo: **Oficina do Texto**, 2011. 128 p.

FRADELOS, E.C.; PAPATHANASIOU, I.V.; MITSI, D.; TSARAS, K.; KLEISIARIS, C.F.; KOURKOUTA, L.; Health Based Geographic Information Systems (GIS) and their Applications. **Acta Informática Medica**, v.22, p.402–405. 2014. <https://doi.org/10.5455/aim.2014.22.402-405>.

FRANCESCHINI, A. T. de lima Variabilidade temporal e espacial da precipitação Incidente sobre a unidade de gerenciamento de Recursos hídricos Sorocaba e médio tietê e anomalias. Sorocaba 2016. Disertação. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Ciência e Tecnologia (Câmpus de Sorocaba), 2016.

GHIMIRE, L.P.; KIM, Y. An analysis on barriers to renewable energy development in the context of Nepal using AHP. **Renewable Energy**, v.129, p. 446–456. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.06.011>.

GOMES, R.C.; BIAS, E.S. Integração do método AHP e SIG como instrumento de análise do nível de conservação ambiental em bacias hidrográficas. **Geociências**, v37, p.167–182. 2018 <https://doi.org/10.5016/geociencias.v37i1.10236>

GOSSET, A.; Durrieu, C.; Orias, F.; Bayard, R.; Perrodin, Y. Identification and assessment of ecotoxicological hazards attributable to pollutants in urban wet weather discharges. **Environ. Environmental Science: Processes & Impacts**, v.19, p.1150–1168. 2017 <https://doi.org/10.1039/C7EM00159B>

GRAZIANO, M.P.; DEGUIRE, A.K.; SURASINGHE, T.D. Riparian Buffers as a Critical Landscape Feature: Insights for Riverscape Conservation and Policy Renovations. **Diversity**, v14, 2022. <https://doi.org/10.3390/d14030172>

GUARIZ, H. R.; GUARIZ, F. R. Avaliação do Tamanho e Forma de Fragmentos Florestais por Meio de Métricas de Paisagem para o Município de São Roque do Canaã, Noroeste do Estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.13, n. 05. p. 2139-2153. 2020.

GUPTA, A.P.; DUTTA, J.; SHRIWAS, M.K.; YADAV, R.; SEN, T.; RANGA, M.M.; Evaluation of Anthropogenic-Driven Water Pollution Effects in an Urban Freshwater Resource Using Integration Pollution Index Method, in: Kumar, S., Kalamdhad, A., Ghangrekar, M.M. (Eds.), **Sustainability in Environmental Engineering and Science**. V.93. P. 107–112. 2021 https://doi.org/10.1007/978-981-15-6887-9_12

HAAS, A.; CONCEIÇÃO, S.; FILHO, L.; HENKES, J. Delimitação e caracterização de app através do uso de um sistema de informação geográfica (SIG): o caso das APP's nos cursos de água da sub-bacia do Lajeado pardo, noroeste do RS. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v.7. 2018. <https://doi.org/10.19177/rgsa.v7e32018640-649>

HANDAM, N.B.; SANTOS, J.A.A.; MORAES NETO, A.H.A.; DE, DUARTE, A.N., ALVES, E.B. DA S.; SALLES, M.J.; SOTERO-MARTINS, A. Sanitary quality of the rivers in the Communities of Manginhos' Territory, Rio de Janeiro, RJ. **Ambiente & Água**, v. 13, 2018. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2125>

HEPP, G.; Zoboli, O.; Streng, E.; Zessner, M. Particulate PhozzyLogic Index for policy makers—an index for a more accurate and transparent identification of critical source areas. **Journal of Environmental Management**, v. 307, 2022 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114514>

HEPP, G.; ZOBOLI, O.; STRENGE, E.; ZESSNER, M.; Particulate PhozzyLogic Index for policy makers—an index for a more accurate and transparent identification of critical source areas. **Journal of Environmental Management**, v.307, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114514>

HERMAN, M.R.; NEJADHASHEMI, A.P.; DANESHVAR, F.; Ross, D.M.; Woznicki, S.A.; Zhang, Z.; Esfahanian, A.-H. Optimization of conservation practice implementation strategies in the context of stream health. **Ecological Engineering**, v. 84, p.1–12. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.07.011>

HERMAN, M.R.; NEJADHASHEMI, A.P.; DANESHVAR, F.; ROSS, D.M.; WOZNICKI, S.A.; ZHANG, Z., ESFAHANIAN, A.H. Optimization of conservation practice implementation strategies in the context of stream health. **Ecological Engineering**, v84, p. 1–12. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.07.011>

HO, W.; MA. X., The state-of-the-art integrations and applications of the analytic hierarchy process. **European Journal of Operational Research** v.267, p.399–414. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2017.09.007>

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística- IBGE. Disponível em <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/trabalho/22827-censo-demografico-2022.html> .2 >Acesso em janeiro de 2024

INSTITUTO TRATA BRASIL. Acesso à água nas regiões Norte e Nordeste do Brasil: desafios e perspectivas. São Paulo: Instituto Trata Brasil, 2018.

JAVARINI, N. S.; GOMES, V. A. D. P.; FREITAS, R. R. D. Análise da aplicação do método ahp em indicadores de potencialidade na implantação de parques eólicos. **Brazilian Journal of Production Engineering** - BJPE, v.8 p. 17–30. 2021.

JIAJIA, LIU; DAVID, A. COOMES; LUKE. G.; GUANG, HU.; JINLIANG, L., YANGQING, LUO.; CHUPING WU.; MINGJIAN, YU. Forest fragmentation in China and

its effect on biodiversity. **Biological Reviews**. (2019), v. 94, p. 1636 – 1657. doi: 10.1111/brv.12519.

Watson, J. J.W.; Hudson, M. D. Regional Scale wind farm and solar farm suitability assessment using GIS-assisted multi-criteria evaluation. **Landsc Urban Plan**, v. 138, p. 20-31. 2019.

JUVANHOL, R.S.; FIEDLER, N.C.; SANTOS, A.R. DOS; PIROVANI, D.B., LOUZADA, F.L.R. DE O., DIAS, H.M., TEBALDI, A. L. C. Análise Espacial de Fragmentos Florestais: Caso dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, Estado do Espírito Santo. **Floresta Ambiente** v18, p 353–364. 2023. <https://doi.org/10.4322/floram.2011.055>

KUTLU, G.; F., KAHRAMAN, C. A novel spherical fuzzy analytic hierarchy process and its renewable energy application. **Soft Comput**, v.24, p.4607–4621. 2020. <https://doi.org/10.1007/s00500-019-04222-w>.

LIMA, V. A Sociedade e a Natureza na paisagem urbana: análise de indicadores para avaliar a qualidade ambiental. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia .2013.

LIU, JIAJIA.; COOMES, D. A.; GIBSON, L.; HU, G.; LIU, JINLIANG, LUO, Y.; WU, C.; LOPES, A.A. DOS S.; HINO, A.A.F.; MOURA, E.N. DE, REIS, R.S., O Sistema de Informação Geográfica em pesquisas sobre ambiente, atividade física e saúde. **Revista Brasileira de Atividade Física & Saúde**, v. 23, p.1–11. 2018.<https://doi.org/10.12820/rbafs.23e0065>

MACHADO, R. A. S.; LIMA, L. B; SILVA, M. P. C. Indicadores ambientais urbanos: análise das ilhas de calor, concentração de CO² e níveis de ruído no centro de Feira de Santana – Bahia. In: **Anais do Simpósio Brasileiro De Sensoriamento Remoto**, 17. João Pessoa. João Pessoa: Inpe, 2015. pp. 0888-0894.

MANTIS, A. B.; VAZ, J. A. Mapeamento de áreas de risco de alagamento do município de Guarujá – SP utilizando método de análise hierárquica. **Leopoldianum**, v 45. n.126 2019. <https://doi.org/10.58422/releo2019.e910>

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. 480-60, 2016.

MELO, I. S. Atividades antrópicas e degradação ambiental na sub-bacia hidrográfica do rio Itamirim-SE. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 2016 <https://doi.org/10.21680/2447-3359.2016v2n0ID10485>

MENDES, F. W. M.; VENDRAME, I. F.; CARVALHO, R. G. Utilização de sistema de informações geográficas para o mapeamento do potencial de retenção de águas pluviais no município de São José dos Campos – SP. 2019.

MENDONÇA, G. C.; COSTA, R. C. A.; PARRAS, R.; DE OLIVEIRA, L. C. M.; ABDO, M. T. V. N.; PACHECO, F. A. L.; PISSARRA, T. C. T. Spatial indicator of priority areas for the implementation of agroforestry systems: An optimization strategy for agricultural landscapes restoration. **Science of The Total Environment**, 2022 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156185>.

MENNELLA, V. G. G.; Borghi, P.; Macellari, E.; Porceddu, P. R. 1996. Territorial vulnerability evaluation in tiber watershed. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, 41, 183–200. <https://doi.org/10.1007/BF00394343>

MESHAM, S. G.; Singh, V. P.; Kahya, E.; Sepehri, M.; Meshram, C.; Hasan, M. A.; Islam, S.; Duc, P. A. Assessing erosion prone areas in a watershed using interval rough-analytical hierarchy process (IR-AHP) and fuzzy logic (FL). **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v.36, p.297–312. 2022 <https://doi.org/10.1007/s00477-021-02134-6>

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, v. 1, p. 1-9. 2001.

MINAKI, C. O clima urbano como indicador de qualidade ambiental: estudo de caso da paisagem urbana de Araçatuba/SP Presidente Prudente, Tese. Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia. 2014.

MITCHELL, M. G. E.; BENNETT, E. M.; GONZALEZ, A. Forest fragments modulate the provision of multiple ecosystem services. **Journal of Applied Ecology**, v.51, p. 909–918. 2014 <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12241>

MORAES, M. C. P. DE; MELLO, K.; TOPPA, R. H. Protected areas and agricultural expansion: Biodiversity conservation versus economic growth in the Southeast of Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 188, p.73–84. 2017.<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.075>

Município VERDEZAUL, Manual de orientações - PMVA 2023.Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística. <https://smastr16.blob.core.windows.net/municipioverdeazul/sites/244/2023/04/manual-Disponivel-em-pmva_2023-5_11abr2023.pdf> acesso em janeiro de 2024.

NOOR, S. S.; SUHAILA, S.; MASIRI, K.; MOHD, E. D.; GIS spatial modelling for seismic risk assessment based on exposure, resilience, and capacity indicators to seismic hazard: a case study of Pahang, Malaysia. **Geomatics, Natural Hazards and Risk**, p. 1948-1972, 2021. <https://doi.org/10.1080/19475705.2021.1947903>

NUNES, N.; GUANDIQUE, M. E. O processo de planejamento e gestão de recursos hídricos da bacia hidrográfica dos rios Sorocaba e médio Tietê e sua integração com o planejamento regional e municipal: The process of planning and management of water resources in the Hydrographic Basins of the Sorocaba and Middle Tietê rivers and their integration with the regional and municipal planning. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 19. 2022.

OLIVEIRA, L. S. C.; MARANGON, L. C.; FELICIANO, A. L. P.; LIMA, A. S.; CARDOSO, M. S. O.; SANTOS, W. B.; Edge effect in Atlantic Forest Remnants in the watershed of the river Tapacurá, Perbambuco. **Cerne**, v. 21, n. 2, p. 169-174, 2015.

PARROTTA, J.; YEO-CHANG, Y.; CAMACHO, L. D. Traditional knowledge for sustainable forest management and provision of ecosystem services. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 12, p. n.1-2, p. 1-4, 2016.

PORTO, D. T.; BASSO, L. A.; STROHAECKER, T. M. Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do rio Mampituba, região sul do Brasil, utilizando a matriz FPEIR. **Geosul** v. 34, p.28–50. 2019. <https://doi.org/10.5007/1982-5153.2019v34n72p28>

Prefeitura de Sorocaba. Projeto de Georreferenciamento e Diagnóstico das Nascentes do Município de Sorocaba.2018. <https://meioambiente.sorocaba.sp.gov.br/gestao-ambiental/nascentes/#gsc.tab=0> acesso em janeiro de 2024

QUEIROZ, P. H. B.; SALES, M. C. L.; SILVA, J. M. O. Indicadores morfométricos como subsidio ao planejamento ambiental em um setor do médio curso da bacia hidrográfica do Rio Pacoti - CE. **Revista Equador**, v. 3, n. 1, p. 3-24, 2014.

RAI, S.; SRINIVAS, R.; MAGNER, J. Using fuzzy logic-based hybrid modeling to guide riparian best management practices selection in tributaries of the Minnesota River Basin. **Journal of Hydrology**, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127628>

RAMACHANDRA, T. V.; BHARATH, S.; BHARATH, A. H. Insights of Forest Dynamics for the Regional Ecological Fragility Assessment. **J Indian Soc Remote Sens**, v.48, p.1169–1189, 2020. <https://doi.org/10.1007/s12524-020-01146-z>

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

RIBEIRO, M. F.; FREITAS, M.A.V.; ROSA, L. P. Vulnerabilidade e ações de adaptação dos RecursosHídricos às mudanças Climáticas no Brasil. 1. ed. – Rio de Janeiro: **Interciência**, p.153 – 171. 2014.

ROCHA, J. L. S.; REGO, N. A. C.; SANTOS, J. W. B.; OLIVEIRA, R. M.; MENEZES, M. Indicador integrado de qualidade ambiental aplicado à gestão da bacia hidrográfica do rio Jiquiriçá, BA, Brasil. **Ambi-Agua**, v. 5, n. 1, p. 89-101, 2010. <https://10.4136/ambi-agua.122>

RODRÍGUEZ S. R.; URIBE, T. J.; PABLO, V. J. Worldwide trends in the scientific production on rural depopulation, a bibliometric analysis using bibliometrix R-tool. **Land Use Policy**, 97, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104787>

ROSA, R. M.; FERREIRA, V. de O. Vulnerabilidade quali-quantitativa das águas superficiais da Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos Afluentes Mineiros do Baixo Paranaíba. **Boletim de Geografia**, v.38, p.123–142. 2020. <https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v38i3.57852>

RUSCA, G. G.; MORAES, M. C. P.; VALENTE, R.A.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Análise espacial dos fragmentos florestais no entorno de uma unidade de conservação de proteção integral. **Brazilian Journal of Environmental Sciences**, p.85–94. 2017. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820170146>

SAATY, T. L. The analytic hierarchy process: planning, priority setting, resources allocation. **McGraw-Hill Inc**, 1980, 287p.

SAMPAIO, A. C. F.; GERMANO, P. J. M. M. E T.; ANGELIS, B. L. D. D.; NOCCHI, M.J.; classificação ambiental dos fragmentos florestais da área rural do município de Maringá-PR, brasil: primeiras etapas. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v.11, p.253–276. 2018. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2018v11n1p253-276>.

SAMPAIO, R. C. N. Efeito de borda em um fragmento de floresta estacional semidecidual no interior do Estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) -Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agronômicas, São Paulo, 2011.

SANTOS, A. C.; ALVES, R. A.; CESAR, W. R.; TOMAZELA, M. O. G. T.; TOMAZELA, M.; PEREIRA, J. M.; MARANGON, H. S Os comitês de bacia e a melhoria da qualidade ambiental: o caso do comitê de bacia do rio Sorocaba e médio Tietê. **Sustentare** .2018 p. 122.

SANTOS, J. F. C.; MENDONÇA, B. A. F.; ARAÚJO, E. J. G.; ANDRADE, C. F. Fragmentação florestal na Mata Atlântica: o caso do município de Paraíba do Sul, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 15, n. 3, p. 151-158, 2017.

Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal. Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado. Marcio Rossi. – São Paulo: Instituto Florestal, 2017.

SAURA, S.; BODIN, Ö.; FORTIN, M. J. Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, p. 171-182, 2014.

SHEN, Z.; ZHONG, Y.; HUANG, Q.; CHEN, L. Identifying non-point source priority management areas in watersheds with multiple functional zones. **Water Research**, 2015 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.034>.

ARAÚJO, R. S.; ALVES, M. G.; MELO, T. C.; CHRISPIM, Z. M.P.; MENDES, P.; SILVA, G. C. JÚNIOR. C. Water resource management: A comparative evaluation of Brazil, Rio de Janeiro, the European Union, and Portugal. **Science of the Total Environment**, v. 511, p. 815–828, 2015.

SILVA, A.L.; LONGO, R.M.; BRESSANE, A.; CARVALHO, M.F.H.; Classificação de fragmentos florestais urbanos com base em métricas da paisagem. **Ciência Florestal**, v 29, p 1254–1269. 2019 <https://doi.org/10.5902/1980509830201>

SILVA, D. C. DA C. E; FILHO, J. L. A.; OLIVEIRA, R. A.; LOURENÇO, R.W.; Metodologia para análise do potencial de degradação dos recursos hídricos em bacias hidrográficas / Methodology for potential degradation analysis of water resources in watershed. **Caderno de Geografia**, v. 27, p.455–466. 2017. <https://doi.org/10.5752/p.2318-2962.2017v27n50p455>

SILVA, D. C.; C. E, FILHO, J. L. A.; OLIVEIRA, R. A.; LOURENÇO, R. W. Metodologia para análise do potencial de degradação dos recursos hídricos em bacias hidrográficas / Methodology for potential degradation analysis of water resources in watershed. **Caderno de Geografia**, v.27, p455–466. 2017. <https://doi.org/10.5752/p.2318-2962.2017v27n50p455>

SILVA, L.; LIMA, E. R. V.; Índice de Sustentabilidade da Dimensão Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Banabuiú, CE. **Espaço Aberto**, v.7, p71–85. 2017 <https://doi.org/10.36403/espacoaberto.2017.5183>

ŠÍMOVÁ, P.; GDULOVÁ, K.; Landscape indices behavior: A review of scale effects. **Applied Geography**, v.34, p385–394. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2012.01.003>

Sistema Estadual de Análise de Dados. Disponível em <https://populacao.seade.gov.br/populacao-urbana-e-rural/>. Acessado em 02 outubro de 2024

Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. Disponível em <<http://www.sigrh.sp.gov.br/>>. acesso em 20 de mar. 2020.

Sistema Nacional de Informações Florestais- SNIF.2020. <https://snif.florestal.gov.br/pt-br/conhecendo-sobre-florestas/168-tipologias>.

SLATTERY, Z.; FENNER, R. Spatial Analysis of the Drivers, Characteristics, and Effects of Forest Fragmentation. **Sustainability**, v. 13, p.3246. 2021 <https://doi.org/10.3390/su13063246>

SOUSA, J. A. P.; AMORIM, A. T.; SOUZA, J. C.; EWBANK, H.; LOURENÇO, R.W. 2022. Proposta de um indicador de sustentabilidade para fragmentos florestais (ISFF) por meio de modelagem ambiental. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.15, p.250–267. 2022. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v15.1.p250-267>

SOUSA, J. A. P.; NASCIMENTO LOPES, E. R.; DUARTE, M. L.; EWBANK, H.; LOURENÇO, R. W. Forest fire risk indicator (FFRI) based on geoprocessing and multicriteria analysis. **Nat Hazards**, v.114, p.2311–2330. 2022. <https://doi.org/10.1007/s11069-022-05473-x>

SOUZA, V. Análise multitemporal das perdas de solo por erosão laminar e do regime de vazão fluvial na bacia do rio Jacaré Guaçu (SP). Tese [Doutorado em Geografia], Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo/USP -São Paulo. p. 120. 2016.

SRINIVAS, R.; DAS, B.; SINGHAL, A.; Integrated watershed modeling using interval valued fuzzy computations to enhance watershed restoration and protection at field-scale.

Stoch Environ Res Risk Assess, v.36, p1429–1445. 2022.<https://doi.org/10.1007/s00477-021-02151-5>

SRINIVAS, R.; Drewitz, M.; Magner, J.; Evaluating watershed-based optimized decision support framework for conservation practice placement in Plum Creek Minnesota. **Journal of Hydrology**, 2020 <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124573>

STRASSBURG, B.B.N.; IRIBARREM, A.; BEYER, H.L.; CORDEIRO, C.L.; CROUZEILLES, R.; JAKOVAC, C.C.; BRAGA JUNQUEIRA, A.; LACERDA, E.; LATAWIEC, A.E.; BALMFORD, A.; BROOKS, T.M.; BUTCHART, S.H.M.; CHAZDON, R.L.; ERB, K.-H.; BRANCALION, P.; BUCHANAN, G.; COOPER, D.; DÍAZ, S.; DONALD, P.F.; KAPOV, V.; LECLÈRE, D.; MILES, L.; OBERSTEINER, M.; PLUTZAR, C., DE M.; SCARAMUZZA, C.A.; SCARANO, F.R.; VISCONTI, P.; Global priority areas for ecosystem restoration. **Nature** v.586, p.724–729. 2020.<https://doi.org/10.1038/s41586-020-2784-9>

TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation, Conserving complexity: Global change and community-scale interactions.* v.143, p.2328–2340. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>

TAHRI, M.; HAKDAOUI, M.; MAANAN, M. The evaluation of solar farm locations applying Geographic Information System and Multi-Criteria Decision-Making methods: Case study in southern Morocco. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.51, p.1354–1362. 2015.<https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.054>

VERMA, P.; RAGHUBANSHI, A.S.; Urban sustainability indicators: Challenges and opportunities. **Ecological Indicators**, v.93, p282–291. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.007>

WU, Z.; WANG, X.; CHEN, Y.; CAI, Y.; DENG, J. Assessing river water quality using water quality index in Lake Taihu Basin, China. **Science of The Total Environment**, v.612, p.914–922. 2018.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.293>

XU, G.; LI, P.; LU, K.; TANTAI, Z.; ZHANG, J.; REN, Z.; WANG, X.; YU, K.; SHI, P.; CHENG, Y. Seasonal changes in water quality and its main influencing factors in the Dan River basin. **CATENA**, v.173. p131–140. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.10.014>

YU, M., Forest fragmentation in China and its effect on biodiversity. **Biological Reviews**, v.94, p1636–1657. 2019. <https://doi.org/10.1111/brv.12519>

ZHOU, W.; DONG, J.; ZHAO, Q.; Li, Q. Discussion on Influencing Factors of Water Resources Environment and Strategies for Protecting Water Ecology. **Journal of World Architecture**, v. 8, p.36–41.2024. <https://doi.org/10.26689/jwa.v8i5.8743>