



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

TAÍS DA SILVA SIQUEIRA

**Efeito do uso da terra na qualidade da água de riachos neotropicais em
múltiplas escalas espaciais**

Maringá
2023

TAÍS DA SILVA SIQUEIRA

Efeito do uso da terra na qualidade da água de riachos neotropicais em múltiplas escalas espaciais

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia.
Área de concentração: Ecologia e Limnologia

Orientador: Prof. Dr. Edivando Vitor do Couto
Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Evanilde Benedito

Maringá
2023

"Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

S618e Siqueira, Taís da Silva, 1993-
Efeito do uso da terra na qualidade da água de riachos neotropicais em múltiplas escalas espaciais / Taís da Silva Siqueira. -- Maringá, 2023.
50 f.: il. (algumas color.).
Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2023.
Orientador: Prof. Dr. Edivando Vitor do Couto.
Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Evanilde Benedito.
1. Ecologia de riachos urbanos e rurais - Degradação - Impactos ambientais - Maringá - Paraná (Estado). 2. Recursos hídricos - Política de gestão - Maringá - Paraná (Estado). 3. Preservação ambiental - Políticas públicas - Legislação - Maringá - Paraná (Estado). I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -577.6427098162

TAÍS DA SILVA SIQUEIRA

**Efeito do uso da terra na qualidade da água de riachos neotropicais
em múltiplas escalas espaciais**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia e aprovada pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof.^a Dr.^a Evanilde Benedito
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM) (Presidente)

Prof.^a Dr.^a Luciane Maria Vieira do Couto
Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

Prof.^a Dr.^a Dayani Bailly Fernandes
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 30 de maio de 2023.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico este trabalho ao meu filho, Wilton,
meu esposo Luís Felipe e aos meus avós
Maria e Ambrósio (*in Memoriam*).

AGRADECIMENTOS

Gostaria de começar expressando minha sincera gratidão ao meu orientador, Dr. Edivando, por todo o seu apoio e dedicação ao me instruir neste estudo. As suas críticas construtivas, as discussões, conselhos, reflexões foram fundamentais para me inspirar a pensar fora da caixa e para meu crescimento como cientista. Seu constante apoio, incentivo e entusiasmo foram essenciais para realizar e prosseguir neste estudo. Você sempre acreditou em mim, obrigada!

Agradeço à minha coorientadora Dr.^a Evanilde, por seu constante apoio incondicional durante todo o meu percurso de pesquisa. Sua orientação cuidadosa, ideias e assistência foram extremamente inspiradores para mim e fundamentais para o sucesso deste trabalho. Muita gratidão professora.

Agradeço ao amigo e colaborador Dr. Leonardo Antunes, pela sua disponibilidade e dedicação de inúmeras horas em nossas reuniões e conversas, além de suas valiosas contribuições, as quais foram fundamentais para a concretização deste estudo.

Agradeço também aos professores Doutores Vivian e Diego, pelas inestimáveis contribuições para a análise estatística deste trabalho.

Agradeço aos membros da Banca Examinadora, tanto aos titulares, quanto aos suplentes, por terem atendido ao convite para avaliar e julgar o meu trabalho, especialmente pelo tempo dedicado e pela disposição em compartilhar seus conhecimentos e experiências. O meu sincero agradecimento a todos.

Agradeço a Universidade Estadual de Maringá, por toda sua estrutura, suporte, seus funcionários e servidores. Em particular, quero agradecer a Elizabete Custódio, bem como a todo o corpo docente do curso de pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA), pela qualidade e excelência oferecida e que viabilizaram até aqui, todo o meu arcabouço teórico em Ecologia e Limnologia.

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio nas pesquisas em meio ambiente e na concessão de bolsa mestrado (processo: 131319/2021-3). Esse suporte financeiro foi fundamental para que eu pudesse prosseguir com meus estudos na pós-graduação e me dedicar integralmente a esta pesquisa.

Ao meu amado filho Wilton, meu orgulho, à pessoa mais incrível desse mundo. Você é minha força e minha inspiração. De todas as maravilhas que o universo me proporcionou, você é a melhor e maior de todas elas. Quero que saiba o quanto é amado e o quanto admiro a pessoa que está se tornando. Te amo incondicionalmente!

Ao meu esposo Luís Felipe, pela sua constante presença e apoio incondicional durante todos os momentos da minha trajetória profissional e pessoal. Meu companheiro de jornada, empatia e reciprocidade. A vida com você é mais bela e leve. Te amo!

Aos meus avós maternos Maria e Ambrósio (*in memoriam*) que me criaram e já partiram, parafraseando Carl Sagan, posso dizer que, na vastidão do espaço e na imensidão do tempo, foi uma alegria compartilhar um planeta e uma época com vocês. obrigada!

À minha mãe Iraeides, que apesar das dificuldades que enfrentou como mãe, nunca deixou de me apoiar e guiar, mesmo estando distante. Te amo mãe!

À minha sogra Rosângela e ao meu sogro Jorge pelo constante apoio, carinho e conselhos ao longo da minha jornada. Vocês sempre acreditaram e torceram por mim e pelo meu sucesso. Gratidão e admiração. Amo vocês!

Aos amigos e avós paternos do meu filho, Raimunda e Wilton, por sempre me apoiarem e por toda a convivência, incentivo e conselhos que me proporcionaram. Amo vocês!

Ao meu amigo Sérgio, que sempre esteve ao meu lado ou que mesmo longe me faz companhia. A você eu devo as melhores aventuras da minha vida! Te amo.

À minha amiga Renata, que me apoiou e orientou durante toda a minha graduação e mestrado, dando valiosos conselhos e suporte. Sinto sua falta, junto com o nosso amigo Buda! Te amo.

“No começo pensei que estivesse lutando para salvar seringueiras,
depois pensei que estava lutando para salvar a Floresta Amazônica.
Agora, percebo que estou lutando pela Humanidade.
Ecologia sem luta de classes é jardinagem.”

Chico Mendes

Efeito do uso da terra na qualidade da água de riachos neotropicais em múltiplas escalas espaciais

RESUMO

O aumento das atividades humanas ameaça as paisagens das bacias hidrográficas e o monitoramento da qualidade da água e as análises multiescala têm se tornado ferramentas essenciais para a gestão dos recursos hídricos. Com o objetivo de avaliar a influência do uso da terra na qualidade da água em diferentes escalas espaciais. Foram selecionados 12 riachos de baixa ordem nos quais foram realizadas amostragens limnológicas (físicas, químicas e biológicas) durante o período de estiagem. Utilizou-se o índice de qualidade da água, com base nos padrões de qualidade do Canadá e Brasil. Mediu-se a porcentagem de uso da terra em escala local e rede hídrica. As variáveis ambientais foram sumarizadas por meio da Análise de Componentes Principais (PCA) e posteriormente utilizadas na construção de Modelos Lineares (*lm*) para cada eixo resultante da PCA, utilizando a porcentagem das classes de uso da terra e declividade do terreno. Constatou-se a presença de contaminação por Chumbo, Cromo, Cobre, Nitrogênio e *Escherichia coli*. Constatou-se que as Diretrizes Canadenses de Qualidade da Água para a Proteção da Vida Aquática (CWQG-PAL) foram mais efetivas na proteção dos ecossistemas aquáticos do que a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente N° 357/2005 (CONAMA 357/2005), devido ao seu monitoramento constante, mais rigoroso e sensível. As atividades agropecuárias e aquelas inerentes às áreas urbanas foram as principais responsáveis pela degradação da qualidade da água. Observou-se o impacto negativo da agropecuária tanto em escala local quanto na rede hídrica, enquanto as áreas urbanas tiveram o efeito negativo somente na escala de rede hídrica. Constatou-se também que as florestas em escala local estão associadas a melhoria na qualidade da água. Ressalta-se a importância da abordagem multiescala na gestão de bacias hidrográficas e nas políticas públicas, que deve considerar não apenas a preservação florestal em escala local, mas também as atividades humanas em toda a bacia hidrográfica. Recomenda-se a necessidade de uma reformulação na Resolução CONAMA N° 357/2005 com uma metodologia aplicada ao conservacionismo e holística, bem como, a importância de políticas públicas e mudanças na lei do Código Florestal Brasileiro sobre as áreas de preservação permanente.

Palavras-chave: Impactos ambientais. Degradação ambiental. Índice de qualidade da água. Ecossistemas aquáticos. Riachos. Geoprocessamento. Legislação ambiental.

Effect of land use on the water quality of neotropical streams at multiple spatial scales

ABSTRACT

Increased human activities are threatening watershed landscapes and water quality monitoring and multiscale analysis have become essential tools for water resource management. In order to evaluate the influence of land use on water quality at different spatial scales. Twelve low-order streams were selected in which limnological samplings (physical, chemical and biological) were carried out during the dry season. The water quality index was used, based on the quality standards of Canada and Brazil. The percentage of land use was measured at local scale and water network. The environmental variables were summarized through Principal Component Analysis (PCA) and subsequently used in the construction of Linear Models (lm) for each axis resulting from the PCA, using the percentage of land use classes and land slope. The presence of contamination by Lead, Chromium, Copper, Nitrogen and Escherichia coli was verified. It was found that the Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (CWQG-PAL) were more effective in protecting aquatic ecosystems than the National Council for the Environment Resolution No. 357/2005 (CONAMA 357/2005), due to its constant, more rigorous and sensitive monitoring. Agricultural activities and those inherent to urban areas were the main responsible for the degradation of water quality. The negative impact of agriculture was observed both on a local scale and on the water network, while urban areas had a negative effect only on the water network scale. It was also found that forests on a local scale are associated with improved water quality. It emphasizes the importance of the multiscale approach in the management of watersheds and in public policies, which should consider not only forest preservation on a local scale, but also human activities throughout the watershed. It is recommended the need for a reformulation of CONAMA Resolution No. 357/2005 with a methodology applied to conservationism and holistic, as well as the importance of public policies and changes in the law of the Brazilian Forest Code on areas of permanent preservation.

Keywords: Environmental impacts. Ambient degradation. Water quality index. Aquatic ecosystems. Streams. Geoprocessing. Environmental legislation.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *International Journal of River Basin Management*. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/toc/trbm20/current>>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 MATERIAL E MÉTODOS	14
2.1 Área de estudo	14
2.2 Procedimentos de amostragem e análise laboratorial	16
2.3 Índice de qualidade da água (WQI-CCME)	16
2.4 Análise da paisagem	19
2.5 Análise de dados	21
3 RESULTADOS	22
3.1 Qualidade da água dos riachos	22
3.2 Aplicação e avaliação do índice de qualidade de água (WQI-CCME)	24
3.3 Variáveis ambientais	25
3.4 Análise do uso da terra em múltiplas escalas	26
4 DISCUSSÃO	31
4.1 Padrões de qualidade de água	31
4.2 Dinâmica da paisagem na qualidade da água: Uma análise multiescala	33
5 CONCLUSÕES	35
REFERÊNCIAS	36
APÊNDICE 1 - Análises limnológicas de parâmetros físico-químicos e biológicos avaliados em riachos neotropicais	45
APÊNDICE 2 - Porcentagem (%) de uso da terra	46
APÊNDICE 3 - Estimativas das inclinações das retas da relação entre a porcentagem de uso da terra e os eixos (PC1 e PC2)	48
APÊNDICE 4 - Estimativas dos parâmetros dos modelos selecionados pelos métodos <i>backward</i> e <i>forward</i>	49

1 INTRODUÇÃO

A expansão urbana e o aumento da demanda por bens de consumo são fatores determinantes para a degradação ambiental (Hughes et al., 2023). Esses processos são intensificados nas paisagens das bacias hidrográficas, resultando em impactos nos ecossistemas aquáticos (Vieira et al., 2022). Por exemplo, o lançamento de efluentes não tratados pelas áreas urbanas, é responsável pela contaminação de substâncias orgânicas e metais em rios e riachos (Vieira et al., 2017; Yu et al., 2020). Atividades econômicas como a agricultura e pecuária resultam na diminuição do oxigênio dissolvido na água, devido à lixiviação de nutrientes orgânicos (Leip et al., 2015; Mills et al., 2017). Incluindo, o desmatamento e as mudanças climáticas, com consequências diretas no ciclo hidrológico, agravando a crise hídrica (Singh & Panda, 2017; Xue et al., 2017).

Estudos recentes apontam redução na qualidade da água de riachos, decorrente do aumento antropogênico do uso da terra (Mello et al., 2018; Vieira et al., 2019 a,b; Ramião et al., 2020; Ahmad et al., 2021). Como resultado, vários esforços estão sendo desenvolvidos para avaliar a qualidade dos ambientes aquáticos e seus efeitos sobre a biota aquática (Alexandre, Esteves, & Moura e Mello, 2010; Cunico & Gubiani, 2017; Alvarenga et al., 2021; Souza et al., 2023). Para esse fim, a aplicação de índices de qualidade da água (WQI) e o uso de ferramentas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), são fundamentais no monitoramento desses ambientes (Batbayar et al., 2019; Gonino et al., 2020; Cicilinski & Virgens Filho, 2022; Vieira et al., 2022). Dentre os índices mais utilizados internacionalmente, destaca-se o Índice de Qualidade de Água (WQI-CCME), desenvolvido pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente, por ser flexível e capaz de se adaptar às condições locais (Yan et al., 2016; Wagh et al., 2017; INEA, 2019; Olanrewaju et al., 2021).

As políticas de gestão dos recursos hídricos são regulamentadas por leis e diretrizes específicas em diferentes nações (Silva et al., 2019). Alguns países, como Austrália, Nova Zelândia, Canadá, Estados Unidos, bem como a União Europeia, são reconhecidos por possuírem critérios notáveis de qualidade da água que visam proteger a vida aquática (Nugegoda & Kibria, 2013). O Canadá, em particular, é líder em gestão hídrica e suas Diretrizes Canadenses de Qualidade da Água para a Proteção da Vida Aquática (CWQG-PAL) são reconhecidas como importantes ferramentas para avaliar os ecossistemas aquáticos (CCME, 2007; Rosemond et al., 2009; Theodoro et al., 2016). No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) é o principal órgão responsável pelo regimento e gestão dos recursos

hídricos (OCDE, 2021). Por meio da Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005 (CONAMA 357/2005), os corpos de água são enquadrados de acordo com os usos a que são destinados (BRASIL, 2005). No entanto, essa abordagem pode revelar lacunas na conservação e proteção dos ecossistemas aquáticos em todo o país (Silva et al., 2018; Padovesi-Fonseca & Faria, 2022).

A composição e a estrutura da paisagem têm efeitos na qualidade da água (Shi et al., 2017). Essas ações podem ocorrer em diferentes escalas, desde pequenos trechos de riachos até bacias hidrográficas inteiras (Garofolo & Rodriguez, 2022). Entretanto, os impactos mais significativos ocorrem geralmente em uma escala específica, conhecida como "escala de efeito" (Jackson & Fahrig, 2012; Miguet et al., 2016; Fletcher & Fortin, 2018; Huais, 2018). Esses aspectos têm sido objeto de debates cada vez mais intensos no campo da ecologia, buscando compreender a relação entre a resposta biológica e a paisagem (Miguet et al., 2016; Huais, 2018; With, 2019).

A presença de florestas ripárias nos cursos hídricos pode atuar como um filtro, reduzindo o escoamento superficial, retendo sedimentos e processando nutrientes para melhorar a qualidade da água (Shi et al., 2017). Desse modo, a largura da faixa de vegetação nas margens dos rios exerce um papel fundamental na preservação dos ecossistemas aquáticos. Estudos indicam que quanto maior for a largura dessa faixa, maior será a sua capacidade de proteção e conservação (Wang et al., 2020; Shi et al., 2022). Ademais, tampões ciliares estreitos facilitam a erosão e a entrada de sedimentos, prejudicando as características físicas, químicas e biológicas em riachos (Guidotti et al., 2020).

Para equilibrar o funcionamento da floresta ripária com as necessidades de uso da terra pelo homem, uma solução possível é focar na conservação dessas florestas nos tamanhos mínimos efetivos da zona tampão, necessários para proteger e manter o ecossistema aquático funcionando (Hilary et al., 2021). Algumas nações, como Brasil, México, Estados Unidos, Alemanha e Austrália, possuem leis que visam proteger as margens dos rios em uma faixa específica. Embora, inúmeros interesses econômicos influenciaram a definição dessas faixas em muitos casos (McDermott, Cashore, & Kanowski, 2009; McDermott, Cashore, & Kanowski, 2012; Miguel & Velho, 2013; Chiavari & Lopes, 2017). Como resultado, isso pode levar a distorções e interpretações inadequadas por parte dos tomadores de decisão (Monte et al., 2021).

Considerando a importância dos riachos para o funcionamento das bacias hidrográficas, fornecendo serviços ecossistêmicos essenciais às populações humanas e abrigando diversas espécies, muitas delas endêmicas (Sá et al., 2013; Hilary et al., 2021). Este trabalho contribui

diretamente para quatro Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU: (11) Cidades e Comunidades Sustentáveis, (13) Ação contra a Mudança Global do Clima, (14) Vida na Água e (15) Vida Terrestre. Os resultados obtidos servirão de subsídios para a tomada de decisões por gestores, revisão da legislação atual e garantir a estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos neotropicais, em especial das cabeceiras das bacias hidrográficas, evitando o risco de extinções e prevenindo crises hídricas acentuadas.

O trabalho visa investigar os efeitos do uso da terra na qualidade da água em uma abordagem multiescala. Neste estudo, temos como objetivos: (i) Avaliar a condição dos ecossistemas aquáticos em riachos; (ii) Investigar a relação entre a paisagem e a qualidade da água; (iii) Analisar o efeito de múltiplas escalas espaciais na qualidade da água. Como hipóteses, supomos que: (i) as diretrizes do CWQG-PAL são mais efetivas na proteção dos ecossistemas aquáticos em relação à resolução CONAMA 357/2005; (ii) A presença de vegetação florestal em ecossistemas de riachos está positivamente relacionada à qualidade da água, enquanto áreas com atividades agropecuárias e urbanas estão negativamente associadas à qualidade da água; (iii) A escala local exerce maior influência no aumento da qualidade da água.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em 12 riachos de primeira e segunda ordem (Strahler, 1952), que fazem parte das bacias dos rios Pirapó e Ivaí (Figura 1). Esses riachos estão situados nas áreas urbanas e periurbanas do município de Maringá, Noroeste do estado do Paraná, Brasil (Figura 1). A cidade de Maringá está localizada no Terceiro Planalto Paranaense, entre as coordenadas 23° 25' S e 51° 57' W e altitude média de 555 metros (MARINGÁ, 2010). Com população de pouco mais de 400 mil habitantes e área de 487.012 km² (IBGE, 2021), Maringá se destaca como a terceira maior do estado do Paraná em termos de urbanização e crescimento demográfico, sendo reconhecida como uma das maiores matrizes agrícolas do país (Rodrigues, 2004; Macedo, 2011). O clima na região é subtropical, caracterizado por uma precipitação média anual superior a 1500 mm e uma temperatura média anual variando entre 18 °C e 22 °C (Carfan et al., 2005). A vegetação local pertence ao bioma Mata Atlântica, especificamente à Floresta Estacional Semidecidual (IAT, 2022a).

O município de Maringá está situado entre as bacias hidrográficas dos rios Pirapó e Ivaí, onde originam inúmeros cursos de água de baixa ordem (Strahler, 1952) e recebem influência direta dos impactos decorrentes das atividades humanas (Cunico et al., 2006). A bacia do rio Pirapó é responsável pelo abastecimento da região de Maringá (Ghisi et al., 2016) e está ameaçada pelo desmatamento, resultando em mudanças na paisagem com a expansão da agricultura e desenvolvimento urbano (Rigon & Passos, 2014; Cunico & Gubiani, 2017). Da mesma forma, a bacia do rio Ivaí abrange diversas paisagens antropogênicas, sendo afetada principalmente pelo aumento da ocupação territorial, com destaque para a agricultura como principal atividade econômica (Meurer et al., 2010; IAT, 2022b).

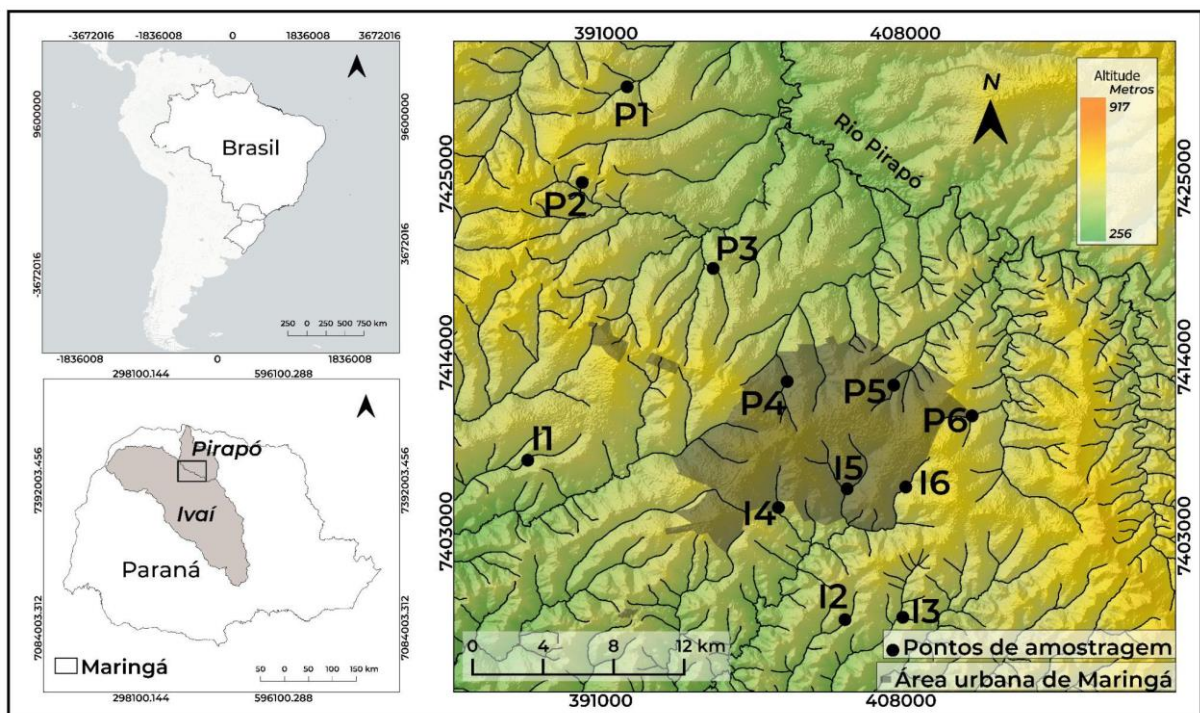


Figura 1. Localização dos pontos de amostragem da área de estudo, abrangendo as bacias dos rios Pirapó (Norte) e Ivaí (Sul). Legenda: (Pn):riachos da bacia do Pirapó e (In): riachos da bacia do Ivaí. **P1** - Alto Alegre (23°13'55.2"S; 52°03'13.0"W); **P2** - Jaborandi (23°17'06.6"S; 52°04'42.8"W); **P3** - Atlântico (23°19'58.3"S; 52°00'20.9"W); **P4** - Maringá (23°23'44.3"S; 51°57'52.8"W); **P5** - Morangueira (23°23'51.6"S; 51°54'19.7"W); **P6** - Guaiapó (23°24'53.0"S; 51°51'43.0"W); **I1** - Colombo (23°26'21.7"S; 52°06'31.6"W); **I2** - Jaçanã (23°31'35.8"S; 51°54'01.5"W); **I3** - Jaguaruna (23°31'40.5"S; 51°55'57.0"W); **I4** - Borba Gato (23°27'56.4"S; 51°58'10.2"W); **I5** - Moscados (23°27'18.7"S; 51°55'52.8"W); **I6** - Pinguim (23°27'15.2"S; 51°53'55.6"W). Modelo Digital de Elevação - NASA DEM, EPSG: 4674 - DATUM SIRGAS 2000, Projeção Transversa de Mercator.

2.2 Procedimentos de amostragem e análise laboratorial

Ao longo de seis dias, foram realizadas amostragens de campo durante a estiagem de setembro de 2021, que registrou 37,20 mm de pluviosidade (SIMEPAR, 2021). Esse período foi selecionado com o objetivo de minimizar as interferências causadas pelas variações na precipitação e no fluxo de água durante as atividades de amostragem (Rosa et al., 2020). Para cada um dos riachos estudados, foi estabelecido um ponto de coleta (Figura 1) para amostragem *in situ* de parâmetros como temperatura (°C), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), turbidez (NTU), ORP - Potencial de Oxidação/Redução (mV) e oxigênio dissolvido (% e mg/L), utilizando uma sonda multiparâmetro HORIBA (modelo U-50). Posteriormente, foram coletadas amostras de água de subsuperfície (profundidade de 20 cm) de forma manual. Utilizando frascos de polietileno de 500 ml, tubos tipo Falcon de 50 ml e frascos de vidro de 200 ml previamente identificados, esterilizados e fixados em solução preservante. Após a coleta, as amostras foram mantidas a temperaturas inferiores a 6°C em caixas térmicas e enviadas aos Laboratórios LASAM da Universidade Estadual de Maringá (UEM, Maringá/PR) e MERIEUX - NutriSciences (Curitiba/PR) para análise.

Os parâmetros selecionados foram escolhidos como indicadores potenciais de poluição, com base no tipo de uso da terra das bacias dos rios Pirapó e Ivaí (Freire et al., 2012; Vieira et al., 2022). As análises de Nitrogênio Total (NT), Fósforo Total (PT), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cromo (Cr), Zinco (Zn), Níquel (Ni), Cobre (Cu) e Sólidos Totais Dissolvidos (TDS) foram conduzidas no laboratório MERIEUX. Além disso, as concentrações de Coliformes Totais (CT) e *Escherichia coli* (EC) foram determinadas no LASAM. Todas as análises seguiram as metodologias descritas no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 22ª e 23ª edição - AWWA/APHA/WEF, métodos EPA - *Environmental Protection Agency* (Série SW 846 e outros), normas NBR - Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e métodos da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB).

2.3 Índice de qualidade da água (WQI-CCME)

Utilizou-se um índice de qualidade da água desenvolvido especificamente pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCME) e adotado pela Divisão de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Departamento de Meio Ambiente e Mudanças Climáticas de Newfoundland & Labrador (CWQI, 2022). O índice WQI-CCME classifica

numericamente a qualidade de determinado corpo hídrico, comparando os resultados das análises com os limites estabelecidos para cada parâmetro. Essa classificação fornece uma resposta que reflete o estado ambiental do ambiente avaliado (CWQI, 2022). Para calcular o WQI-CCME (CCME, 2017), são considerados três fatores principais (F_1 , F_2 , F_3):

Escopo F_1 representa a porcentagem de parâmetros com falha que não atenderam aos objetivos dos parâmetros limnológicos durante o período de interesse, em relação ao número total de parâmetros avaliados:

$$(1) \quad F_1 = \left(\frac{\text{Número de parâmetros falhos}}{\text{Número total de parâmetros}} \right) * 100$$

Frequência F_2 é a porcentagem de testes individuais que não alcançaram os objetivos, em relação ao número total de testes:

$$(2) \quad F_2 = \left(\frac{\text{Número de testes falhos}}{\text{Número total de testes}} \right) * 100$$

Amplitude F_3 é a quantidade pela qual os valores de testes com falha não atingiram os objetivos dos parâmetros. A F_3 é calculada em três etapas:

(i) O número de vezes em que uma concentração individual excedeu (ou ficou abaixo, quando o objetivo é mínimo) o objetivo é chamado de "*excursão*" e é expresso da seguinte forma:

Quando o valor do teste excedeu o objetivo do parâmetro:

$$(3a) \quad \text{Excursão}_i = \left(\frac{\text{Valor do teste falho}}{\text{Valor do objetivo}} \right) - 1$$

Para os casos em que o valor do teste ficou abaixo do objetivo do parâmetro:

$$(3b) \quad \text{Excursão}_i = \left(\frac{\text{Valor do objetivo}}{\text{Valor do teste falho}} \right) - 1$$

(ii) O valor coletivo pelo qual os testes individuais não atenderam aos objetivos, calculado pela soma das *excursões* dos testes individuais e dividido pelo número total de testes (considerando aqueles que atendem e os que não atendem a esses objetivos)

nse é referido como a soma normalizada de excursões, calculado da seguinte forma:

$$(4) \quad nse = \frac{\sum_{i=1}^n \text{excursão}_i}{\neq \text{de testes}}$$

iii) A amplitude F_3 foi calculado por uma função assintótica que dimensiona a soma normalizada das excursões de objetivos (*nse*) para fornecer um intervalo entre 0 e 100.

$$(5) \quad F_3 = \left(\frac{nse}{0.01nse + 0.01} \right)$$

Por fim, o WQI-CCME foi obtido:

$$(6) \quad CCME-WQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732} \right)$$

Este índice fornece uma classificação numérica da qualidade da água em uma escala de 0 a 100, onde 0 representa a pior qualidade e 100 representa a melhor qualidade. Essa escala é dividida em cinco categorias de classificação, cada uma associada a uma cor específica (vermelho, laranja, amarelo, verde e azul), como apresentada na Tabela 1.

O índice WQI-CCME utilizado neste estudo incorporou 14 parâmetros (pH, Turbidez, Oxigênio Dissolvido, Nitrogênio, Fósforo, Demanda bioquímica de oxigênio, *Escherichia coli*, Cádmio, Chumbo, Cromo, Zinco, Níquel, Cobre e Sólidos totais dissolvidos). Os parâmetros selecionados seguem os limites definidos nas Diretrizes Canadenses de Qualidade da Água para a Proteção da Vida Aquática - *Canadian Water Quality Guidelines of the Protection of Aquatic Life* - água doce, (CWQG-PAL) e pela Resolução CONAMA N° 357/2005 (água doce/Classe 2), que enquadra em diferentes usos da água para abastecimento para consumo humano, proteção das comunidades aquáticas, recreação, irrigação, aquicultura e pesca (CONAMA 357/2005). As bacias dos rios Iváí e Pirapó foram enquadradas na Classe 2 pelas Portarias SUREHMA N° 019/92 e 004/91.

Tabela 1. Categorias de classificação da qualidade de água (WQI-CCME).

Categorias	Índice WQI-CCME	Descrição
Excelente	95-100	A qualidade da água é protegida com uma ausência virtual de ameaça ou dano; condições muito próximas aos níveis naturais ou primitivos.
Bom	80-94	A qualidade da água é protegida apenas com um grau menor de ameaça ou comprometimento; as condições raramente se afastam dos níveis naturais ou desejáveis.
Razoável	65-79	A qualidade da água é geralmente protegida, mas ocasionalmente ameaçada ou prejudicada; as condições às vezes se afastam dos níveis naturais ou desejáveis.
Marginal	45-64	A qualidade da água é frequentemente ameaçada ou prejudicada; as condições muitas vezes se afastam de níveis naturais ou desejáveis.
Ruim	0-44	A condição da qualidade da água é quase sempre ameaçada ou prejudicada; condições geralmente afastam-se dos níveis naturais ou desejáveis.

Fonte: CCME (2017)

2.4 Análise da paisagem

Utilizou-se o Sistema de Informação Geográfica (SIG) para manipulação e processamento dos dados geográficos. Por meio do SIG, realizou-se o mapeamento da rede hídrica e a delimitação das bacias hidrográficas, bem como o cálculo da porcentagem média da declividade do terreno. Para isso, utilizou-se as informações topográficas do Modelo Digital de Elevação (MDE) do SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) com resolução de 30 metros, por meio do *software Global Mapper* (Global Mapper, 2017). As classes de uso da terra foram delimitadas e processadas utilizando o QGIS (QGIS Development Team, 2020). Para essa análise, foram utilizadas imagens de alta resolução georreferenciadas do Satélite BING (2020) e baixadas do Software SAS.Planet (2019) com resolução de 2,5 metros para o ano de 2018.

Para classificar os tipos de uso da terra na área de estudo, utilizou-se como referência o manual técnico de uso da terra do IBGE (IBGE, 2013). Nesse aspecto, estabeleceu-se três classes principais: floresta, agropecuária e áreas urbanas.

Calculou-se a porcentagem média de área para as categorias de uso da terra em cinco escalas distintas (*i.e.*, *buffers* 30, 50, 100, 200 e 500 metros). Essas escalas foram definidas a partir do trecho do riacho amostrado (escala local). Determinou-se também a porcentagem média de uso da terra ao longo da bacia de drenagem, a montante do ponto de amostragem (escala de rede hídrica). Nesse caso, adotou-se seis *buffers* de 30, 50, 100, 200, 500 e 1000 metros (Figura 2).

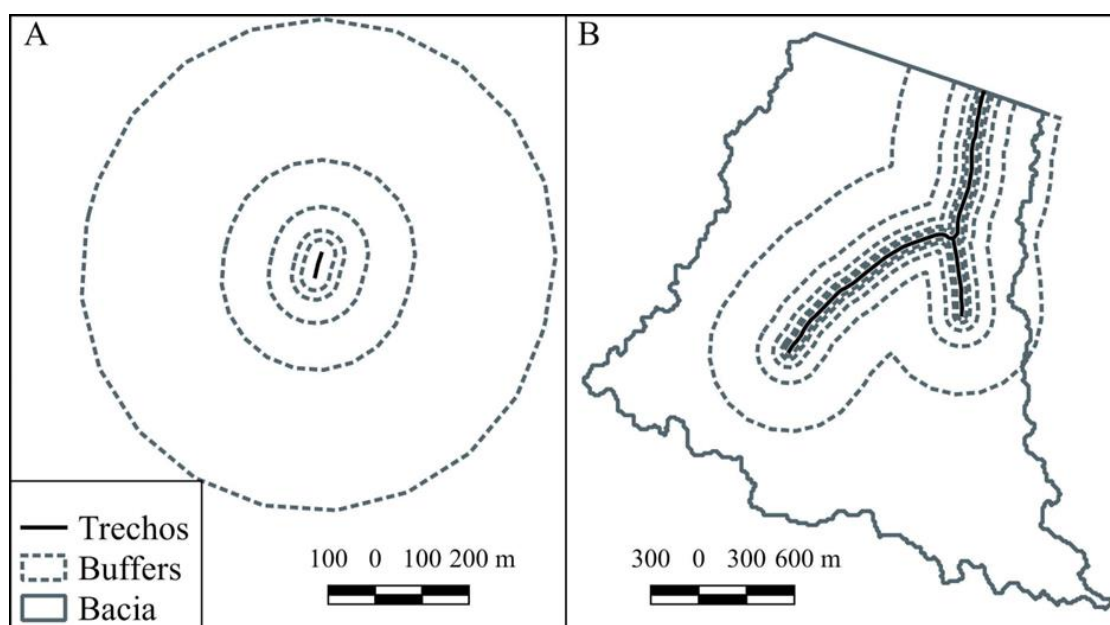


Figura 2. Escalas espaciais geradas a partir da área de estudo agrupadas em: Escala local (A), *buffers* de 30, 50, 100, 200 e 500 metros a partir do trecho do riacho amostrado e Escala da rede hídrica (B), *buffers* de 30, 50, 100, 200, 500, 1000 metros, correspondendo a extensões criadas a partir da bacia de drenagem, a montante dos pontos de amostragem.

Os *buffers* foram iniciados em 30 metros, seguindo o limite de proteção ambiental estabelecido pelo Código Florestal Brasileiro, Lei Federal nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012), para cursos de água com largura inferior a 10 metros. Em seguida, os *buffers* foram finalizados em 500 metros, uma vez que *buffers* com extensão superior, ultrapassaram os limites das bacias de drenagem. Aplicou-se o cálculo da porcentagem média da declividade do terreno em diferentes escalas. A declividade local foi determinada no *buffer* de 500 metros, considerando exclusivamente os limites geográficos da bacia de drenagem. Por sua vez, a declividade da bacia foi avaliada no *buffer* de 1000 metros.

2.5 Análise de dados

Para sumarizar as variáveis ambientais descritas (Apêndice 1), empregou-se a Análise de Componentes Principais (PCA) por meio da função “*prcomp*”. As variáveis foram transformadas para média zero e variância unitária, utilizando a função “*destand*” com o método *standardize*. Em seguida, os eixos da PCA foram selecionados pelo método *broken stick*. Esses eixos foram utilizados como variáveis dependentes, enquanto a porcentagem de classes de uso da terra e declividade do terreno (*i.e.*, local e bacia) foram utilizados como variáveis independentes na fórmula da função *Multifit* (Huais, 2018). Essa função permite a execução simultânea de múltiplos modelos estatísticos para analisar uma resposta biológica em relação a diferentes escalas espaciais, automatizando o processo de análise multiescala (Huais, 2018).

Para cada eixo PCA, construiu-se Modelos Lineares (*lm*) utilizando a função *multifit* para executar os modelos. Todas as variáveis independentes e suas interações foram consideradas para cada grupo de escala separadamente (*i.e.*, local e rede hídrica). Os *lm* foram determinados e, para selecionar o *buffer* que forneceu o modelo mais adequado à variável dependente, utilizou-se o Critério de Informação de Akaike (AIC), optando pelos menores valores de AIC. Posteriormente, verificou-se os pressupostos utilizando o pacote *gvlma* (Pena e Slate, 2019).

Analisou-se a relação (positiva ou negativa) entre os *buffers* e os eixos da PCA em cada grupo de escala selecionado. Em seguida, realizou-se a seleção de modelos *stepwise*, utilizando os métodos *backward* e *forward*, e foi selecionado o modelo com o menor valor de AIC que foi estatisticamente significativo ($p < 0,05$). As análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa R, versão 4.0.5 (R Core Team, 2021), com a utilização dos pacotes *vegan* (Oksanen et al., 2019) e *MASS* (Venables and Ripley, 2002).

3 RESULTADOS

3.1 Qualidade da água dos riachos

Os riachos investigados apresentaram turbidez (Turb) acima do limite estabelecido pelo CWQG-PAL, com valores superiores a 5 UNT (Tabela 2; Apêndice 1). As concentrações de nitrogênio (NT) e fósforo (PT) excederam os limites de referência pelo CWQG-PAL e CONAMA 357/2005. Verificou-se que os riachos apresentaram alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO), ultrapassando os valores estabelecidos pelo CWQG-PAL e CONAMA 357/2005.

Os níveis de coliformes totais (CT) apresentaram concentrações elevadas acima de 2419,6 NMP/ml. A presença da bactéria *Escherichia coli* (EC) foi identificada em todos os riachos analisados. Como resultado, os riachos não estão em conformidade com os limites tanto pelo CWQG-PAL quanto pelo CONAMA 357/2005.

Para a análise dos metais, detectou-se em concentrações de até 0,32 mg/L, com exceção do Cádmi (Cd), que não foram detectados nas análises. O Zinco (Zn) ultrapassou somente os limites do CWQG-PAL. As concentrações máximas de Chumbo (Pb), Cromo (Cr) e Níquel (Ni) foram 0,03; 0,09 e 0,16 mg/L, respectivamente. O cobre (Cu), por sua vez, apresentou uma das concentrações mais elevadas entre os metais analisados, com um valor de 0,32 mg/L. Como resultado, esses elementos excedem os padrões de qualidade alcançados tanto pelo CWQG-PAL quanto pelo CONAMA 357/2005.

Tabela 2. Mínimo (Min), máximo (Máx), média/desvio padrão (DP), Canadian *Water Quality Guidelines of the Protection of Aquatic Life* (CWQG-PAL) e Resolução CONAMA N° 357/2005 (CONAMA 357/2005) dos parâmetros limnológicos avaliados em riachos neotropicais. Temperatura (Temp), Turbidez (Turb), Condutividade (Cond), Sólidos totais dissolvidos (TDS), Potencial de Oxidação/Redução (ORP), pH, Nitrogênio total (NT), Fósforo Total (PT), Oxigênio dissolvido (OD), Demanda bioquímica de oxigênio (DBO), Demanda química de oxigênio (DQO), Cádmiu (Cd), Chumbo (Pb), Cromo (Cr), Zinco (Zn), Níquel (Ni), Cobre (Cu), Coliformes Totais (CT), *Escherichia coli* (EC).

Parâmetros	Unidade	Min - Máx	Média ± DP	CWQG-PAL	CONAMA 357/2005
Temp	°C	22,19 - 26,31	24,02 ± 1,33	-	-
Turb	UNT	1,80 - 51,67	14,83 ± 15,30	5	100
Cond	µS/cm ²	0,03 - 0,25	0,14 ± 0,08	-	-
TDS	mg/L	0,02 - 0,17	0,09 ± 0,05	500	500
ORP	mV	152,67 - 312,67	255,53 ± 41,79	-	-
pH	-	6,86 - 7,82	7,40 ± 0,24	6,5-9,0	6,0-9,0
NT	mg/L	0,92 - 10,30	3,94 ± 2,85	0,1	2,18
PT	mg/L ¹	0,00 - 0,56	0,13 ± 0,14	0,1	0,1
OD	mg/L	8,15 - 10,96	9,41 ± 0,90	> 5,5	> 5
DBO	mg/L	0,00 - 31,00	4,37 ± 8,65	4	5
DQO	mg/L	3,10 - 107,00	15,30 ± 29,20	-	-
Cd	mg/L	0,00 - 0,00	0,00 ± 0,00	0,00002	0,001
Pb	mg/L	0,00 - 0,03	0,00 ± 0,01	0,001	0,01
Cr	mg/L	0,00 - 0,09	0,01 ± 0,03	0,002	0,05
Zn	mg/L	0,00 - 0,16	0,03 ± 0,04	0,03	0,18
Ni	mg/L	0,00 - 0,03	0,00 ± 0,01	0,025	0,025
Cu	mg/L	0,00 - 0,32	0,03 ± 0,09	0,002	0,009
CT	NMP/ml	>2419,6	2419,6 ± 0	-	-
EC	NMP/ml	66,30 - 2419,60	817,43 ± 896,87	0	1.000

3.2 Aplicação e avaliação do índice de qualidade de água (WQI-CCME)

Para a análise das diretrizes do CWQG-PAL, o WQI-CCME variou de 23,3 a 47,3 (Tabela 3; Figura 3), dos quais, 11 riachos foram classificados de acordo com a Tabela 1 na categoria “ruim” (23,3 – 43,5) e 1 riacho foi considerado como "marginal" (47,3). Os parâmetros NT, Pb, Cr, Cu e concentrações de *Escherichia coli* foram os que mais influenciaram o WQI-CCME, apresentando falhas nos testes que excederam em mais de 25 vezes o objetivo estabelecido. A F₁ e a F₂ foram iguais para cada amostra e não tiveram variação. No entanto, a quantidade pela qual os valores de testes não atendem às diretrizes do CWQG-PAL foi consistentemente maior em relação aos outros fatores (Tabela 3).

Tabela 3. Valores de Abrangência (F₁), Frequência (F₂), Amplitude (F₃) e o índice WQI-CCME para os riachos neotropicais conforme a diretriz *Canadian Water Quality Guidelines of the Protection of Aquatic Life* (CWQG-PAL) e Resolução CONAMA N° 357/2005 (CONAMA 357/2005). Pn = riachos da bacia do Pirapó; In = riachos da bacia do Ivaí.

Pontos	CWQG-PAL				CONAMA 357/2005			
	F ₁	F ₂	F ₃	WQI-CCME	F ₁	F ₂	F ₃	WQI-CCME
P1	42,9	42,9	90,2	37,3	7,1	7,1	6,0	93,2
P2	28,6	28,6	93,9	41,0	14,3	14,3	3,3	88,2
P3	28,6	28,6	93,0	41,5	7,1	7,1	2,3	94,0
P4	14,3	14,3	89,0	47,3	7,1	7,1	7,9	92,6
P5	35,7	35,7	99,4	35,6	21,4	21,4	22,0	78,4
P6	21,4	21,4	99,3	40,0	14,3	14,3	25,2	81,4
I1	64,3	64,3	96,8	23,3	35,7	35,7	75,5	47,5
I2	28,6	28,6	94,0	40,9	7,1	7,1	1,3	94,1
I3	50,0	50,0	99,1	29,7	28,6	28,6	42,6	66,1
I4	21,4	21,4	93,1	43,5	7,1	7,1	7,7	92,7
I5	28,6	28,6	99,3	38,1	21,4	21,4	18,6	79,5
I6	21,4	21,4	98,6	40,4	0,0	0,0	0,0	100,0

Os resultados dos padrões CONAMA 357/2005 mostram que o WQI-CCME variou entre 47,5 a 100 (Tabela 3 e Figura 3), com 7 riachos classificados como "bom" (81,4 - 94,1) e 1 riacho considerado "excelente" (100), além de 3 riachos considerados "razoáveis" (66,1 - 79,5) e 1 riacho na categoria "marginal" (47,5) (Tabela 1). A F₁ e F₂ foram iguais, enquanto a F₃ foi frequentemente maior que a F₁ e F₂, com apenas o elemento Cobre exercendo a maior influência na diminuição do índice (Tabela 3). Por fim, o riacho I1 apresentou os níveis mais críticos no índice para ambos os padrões, CWQG-PAL e CONAMA 357/2005.

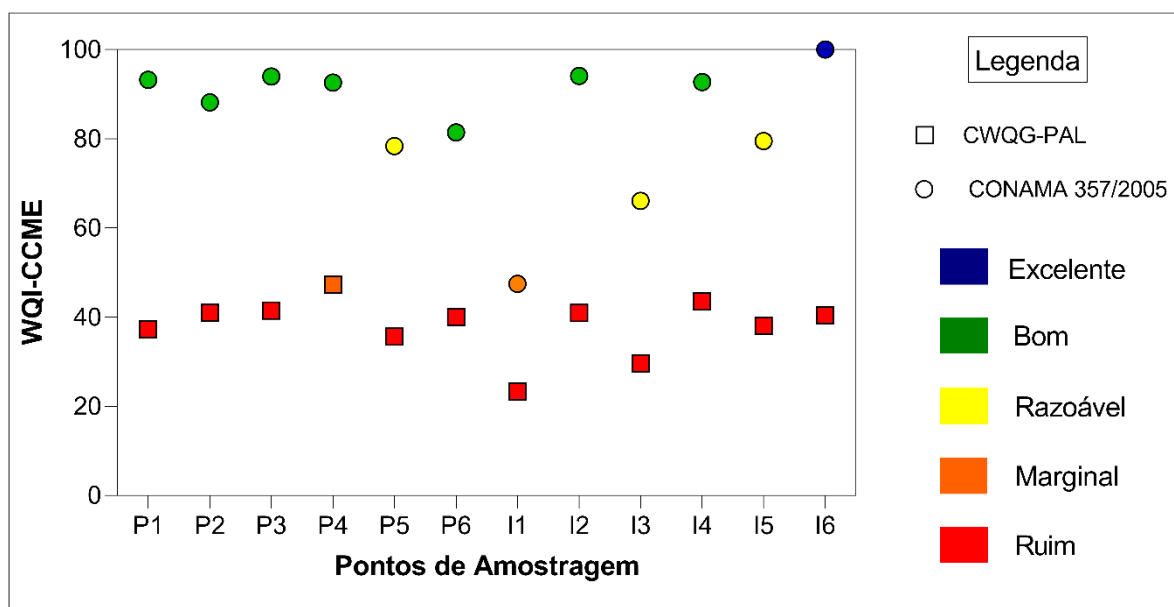


Figura 3. Índice de qualidade de água (WQI-CCME), conforme as diretrizes do *Canadian Water Quality Guidelines of the Protection of Aquatic Life* (CWQG-PAL) e Resolução CONAMA N° 357/2005 (CONAMA 357/2005).

3.3 Variáveis ambientais

A análise de componentes principais (PCA) revelou que os dois primeiros eixos foram retidos para interpretação, juntos explicando 67,7% da variação dos dados ambientais (Gráfico 1). O primeiro eixo (PC1) foi o principal estruturador da ordenação, explicando 46% da variação total, sendo influenciado negativamente pelo potencial de oxirredução (ORP), nível de sólidos dissolvidos (TDS), condutividade elétrica (Cond), enquanto foi positivamente influenciado pela demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e nível de zinco (Zn). O segundo eixo (PC2) explicou 21,7% da variação e foi influenciado negativamente pelo nível de oxigênio dissolvido (OD), ORP, pH e positivamente pelo nitrogênio total (NT), *Escherichia coli* (EC) e temperatura (Temp).

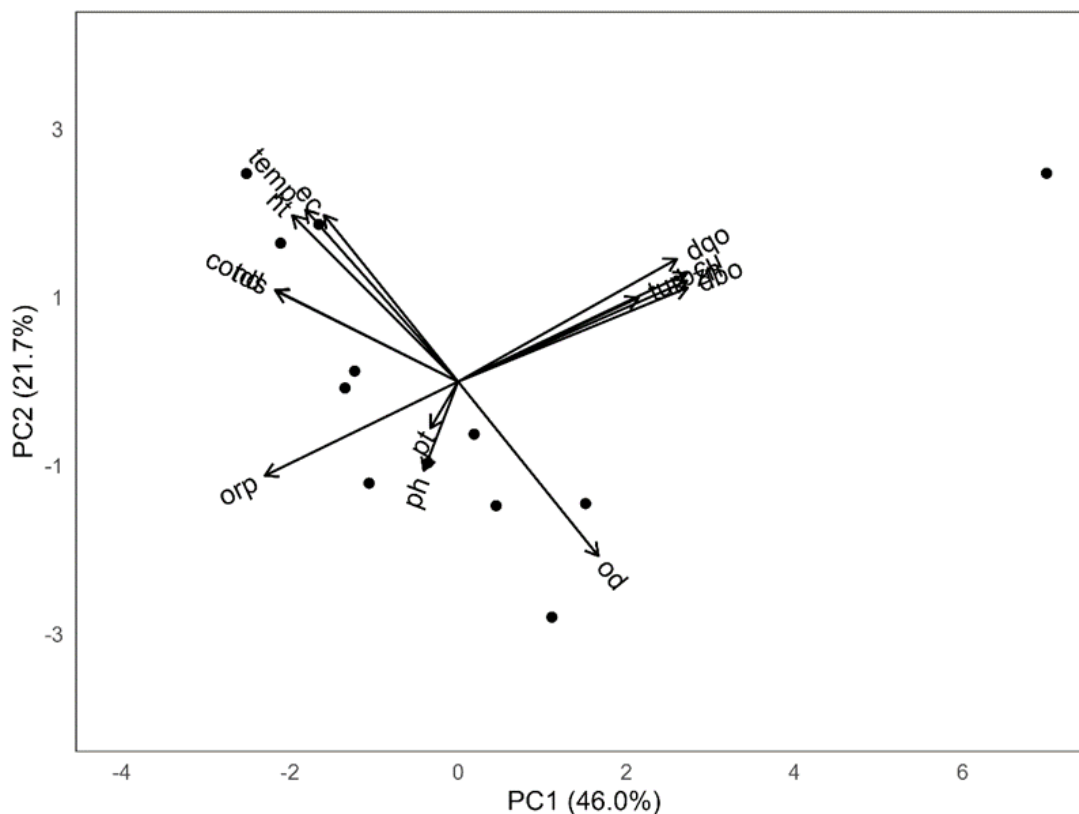


Gráfico 1. Gráfico *biplot* (PCA) baseado nas variáveis ambientais (temp = temperatura; turb = turbidez; cond = condutividade; tds = sólidos totais dissolvidos; orp = potencial de oxidação/redução; ph; nt = nitrogênio total; pt = fósforo total; od = oxigênio dissolvido; dco = demanda bioquímica de oxigênio; dco = demanda química de oxigênio; zn = zinco; cu = cobre e ec = *Escherichia coli* em 12 riachos neotropicais (símbolos em preto).

3.4 Análise do uso da terra em múltiplas escalas

Os modelos utilizados para determinar a escala de efeito atenderam aos pressupostos exigidos pelo Modelo Linear. A porcentagem de explicação R^2 e a relação positiva ou negativa das relações nos modelos lineares variaram conforme a classe de uso da terra e a escala utilizada (Apêndice 3 e 4). Foi constatado que as relações de escala local e de rede hídrica estão relacionadas à declividade do terreno. O percentual médio de inclinação variou de 7,08% a 9,67% para escala local e de 3,98% a 7,81% para escala de rede hídrica (Apêndice 2).

A porcentagem de floresta teve uma variação de 97,43% para 18,63% nos resultados de escala local (Gráfico 2; Figura 4 e 5; Apêndice 2). Em todos os *buffers* analisados, houve relação negativa entre a porcentagem de floresta e os eixos do PCA. Isso significa que os riachos com maior cobertura florestal apresentaram valores mais altos para variáveis como ORP, TDS, Cond, OD e pH, de acordo com as estimativas dos parâmetros. O efeito da cobertura florestal

nos eixos PC1 e PC2 foi significativo nos *buffers* de 50 metros ($p = 0,002$) e 100 metros ($p = 0,01$), respectivamente (Apêndice 3 e 4). Em contraste, o percentual da agropecuária obteve uma variação de 2,56% para 50,31%. Todos os *buffers* mostraram relação positiva entre os eixos PCA e a porcentagem de agropecuária. Isso indica que os riachos com maior uso agrícola tiveram maiores valores de DQO, DBO, Zn, NT, EC e temperatura. O efeito da agropecuária nos eixos PC1 e PC2 foi significativo nos *buffers* de 50 ($p = 0,004$) e 100 metros ($p = 0,02$), respectivamente.

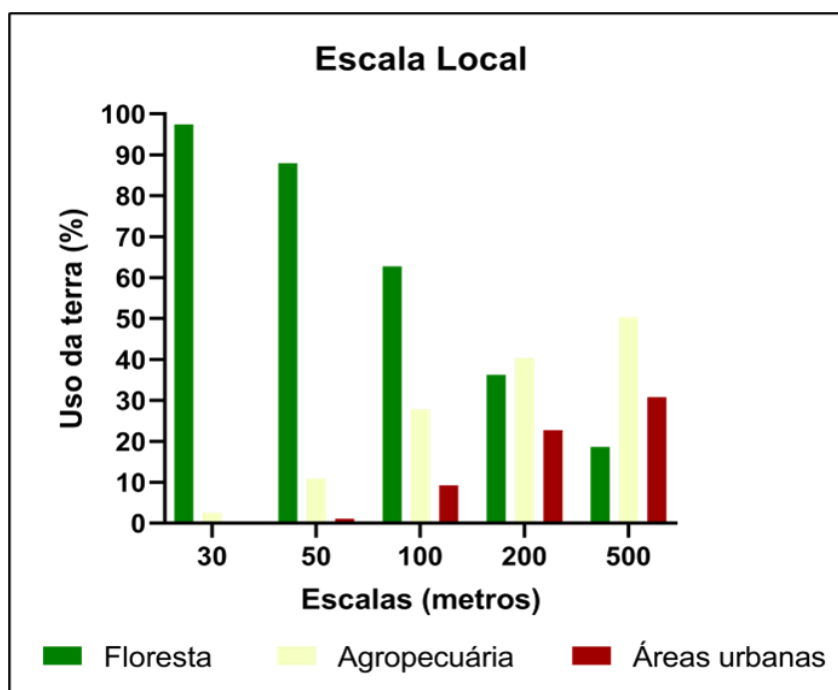


Gráfico 2. Porcentagem média (%) de uso da terra nos riachos mensurada em escala local (i.e., buffers de 30, 50, 100, 200 e 500 metros)

Para a escala de rede hídrica, a porcentagem do uso da terra pela atividade agropecuária mostrou semelhanças com a escala local e apresentou variação de 3,95% para 47,95% (Gráfico 3; Figura 4 e 5; Apêndice 2). Em todos os *buffers*, houve relação positiva entre PC1 e a porcentagem de agropecuária, indicando que os riachos com maior uso por agropecuária tiveram valores mais altos de DQO, DBO e Zn. O efeito da agropecuária no PC1 foi considerado significativo no *buffer* de 500 metros ($p = 0,01$). No entanto, todos os *buffers* mostraram uma relação negativa entre PC2 e a porcentagem de agropecuária, indicando que os riachos com maior uso por agropecuária tiveram valores mais altos de OD, ORP e pH. O efeito da agropecuária no PC2 foi considerado significativo no *buffer* de 30 metros ($p = 0,0003$) (Apêndice 3 e 4).

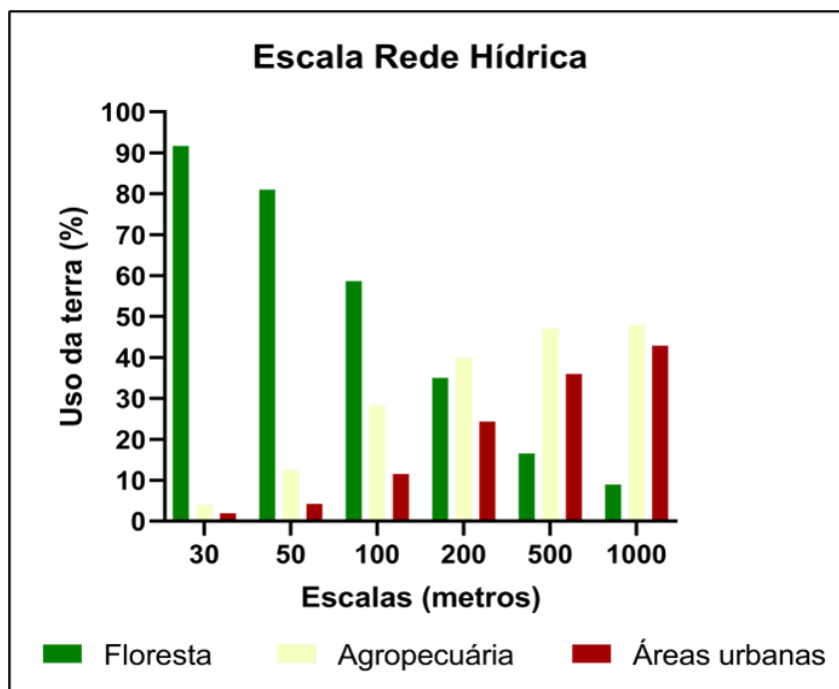


Gráfico 3. Porcentagem média (%) de uso da terra nos riachos mensurada em escala de rede hídrica (*i.e.*, buffers de 30, 50, 100, 200, 500 e 1000 metros)

As áreas urbanas apresentaram percentuais médios variando de 1,92% a 42,87%. Em todos os *buffers*, houve relação negativa entre PC1 e a porcentagem de áreas urbanas, indicando que os riachos com maior uso urbano tiveram valores mais altos de ORP, TDS e condutividade. O efeito das áreas urbanas no PC1 foi significativo no *buffer* de 1000 metros ($p = 0,01$). No entanto, todos os *buffers* apresentaram uma relação positiva entre PC2 e a porcentagem de áreas urbanas, indicando que os córregos com maior uso urbano apresentaram maiores valores de NT, EC e temperatura. O efeito das áreas urbanas no PC2 foi significativo no *buffer* de 500 metros ($p = 0,04$).

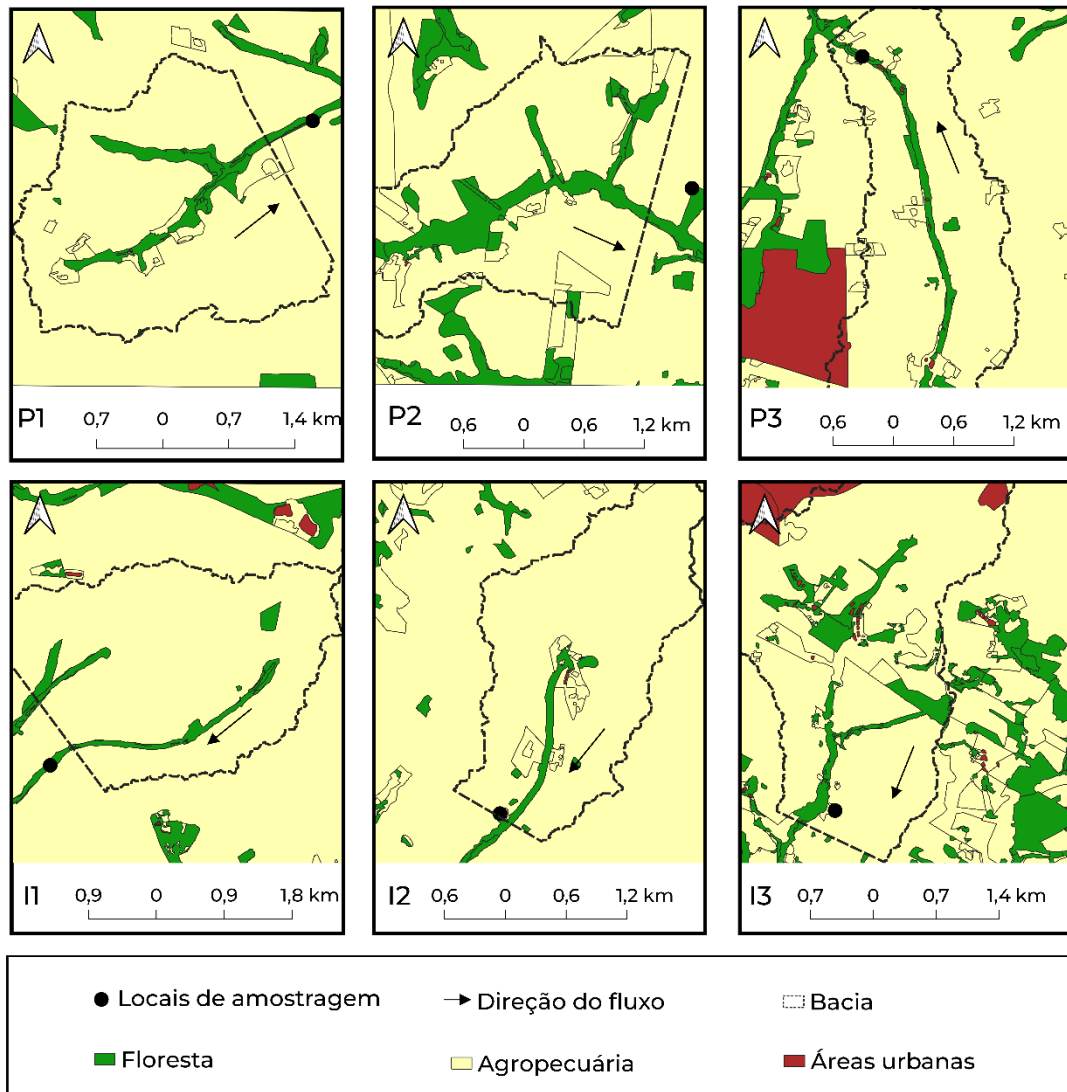


Figura 4. Uso da terra na bacia de seis riachos periurbanos neotropicais.

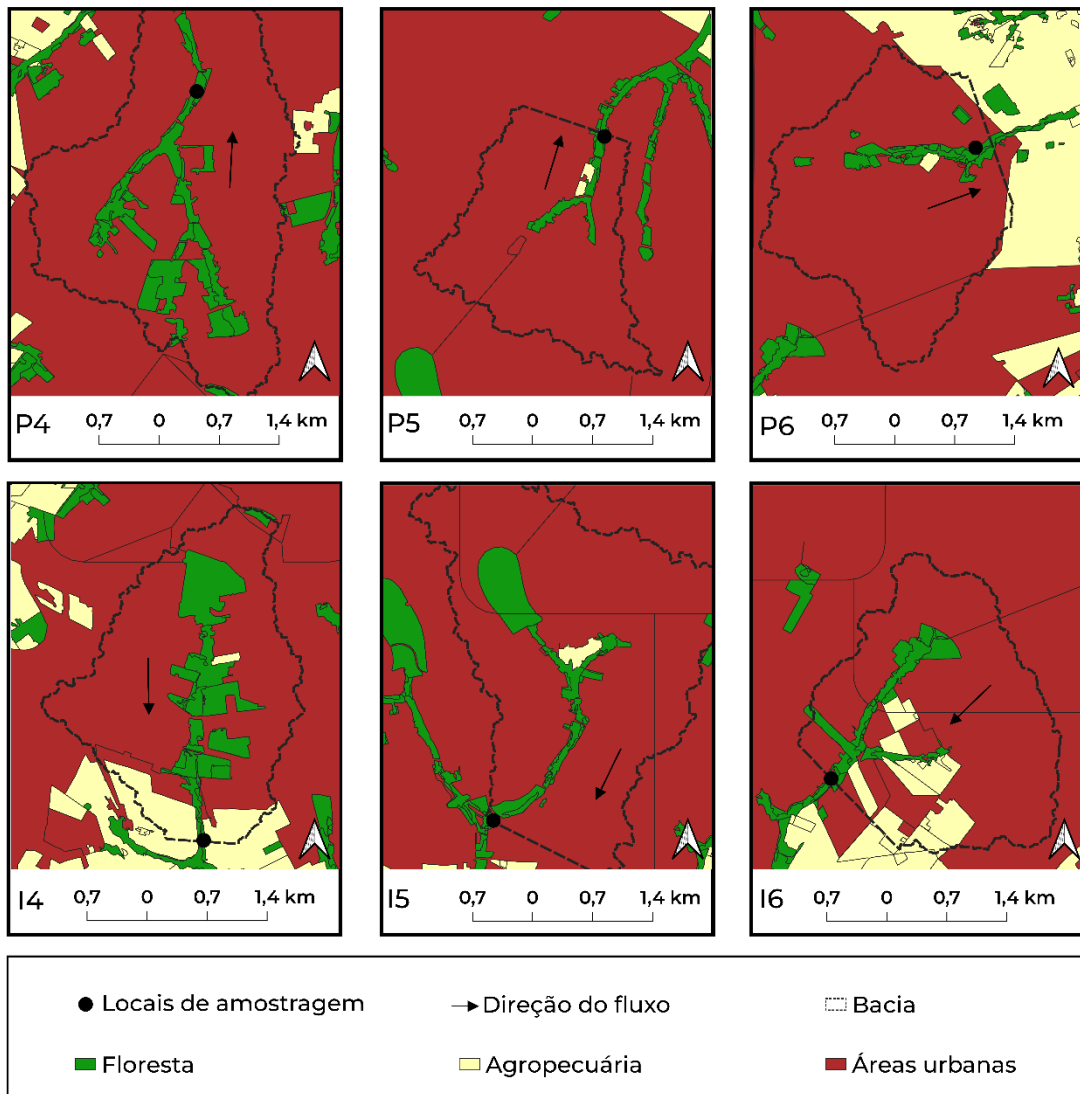


Figura 5. Uso da terra na bacia de seis riachos urbanos neotropicais.

4 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos demonstram que a qualidade da água dos riachos não está em conformidade com os parâmetros estabelecidos pelos padrões canadenses, indicando uma interferência na qualidade e considerável prejuízo para os ecossistemas aquáticos, a fauna e as populações humanas. A hipótese inicial foi confirmada com a constatação de que a metodologia CWQG-PAL é mais rigorosa e sensível, levando a uma classificação de "ruim e marginal". A Resolução CONAMA 357/2005 mostrou ser mais flexível e tolerante, resultando principalmente em classificações de "bom" e "razoável", o que indica que a água ainda é considerada adequada para a conservação do ecossistema aquático.

Os dados também indicam que as mudanças no uso da terra têm influência significativa na qualidade da água em várias escalas. Foi confirmada a segunda e terceira hipóteses, nas quais as florestas em escala local estão associadas à melhoria da qualidade da água, enquanto a agropecuária tem um impacto negativo tanto em escala local quanto na rede hídrica. Em relação às áreas urbanas, foi observado efeito negativo somente na escala de rede hídrica.

4.1 Padrões de qualidade de água

Constatou-se que a qualidade da água dos riachos está comprometida de acordo com as diretrizes do CWQG-PAL, o que representa ameaça à sobrevivência da biota aquática. Um dos principais fatores responsáveis pela diminuição do índice de qualidade da água é a presença de metais, indicando a biodisponibilidade dessas substâncias (Souza et al., 2013). Estudos têm indicado que a presença de metais tem contribuído para a diminuição do índice de qualidade da água (WQI-CCME), especialmente no que se refere à proteção da vida aquática (Lumb et al., 2006; Al-Janabi et al., 2015). Esse problema tem se mostrado particularmente evidente em bacias hidrográficas que sofrem altos efeitos decorrentes da atividade humana. Observou-se também que as concentrações de Chumbo e Cromo excederam os limites recomendados pela diretriz canadense. Esses metais possuem efeitos prejudiciais nas funções regulatórias e bioquímicas dos peixes, principalmente no desenvolvimento embrionário e na reprodução (Jeziarska et al., 2009).

As concentrações de metais indicam que os riachos estão recebendo diretamente alta carga de fontes poluidoras (Pekey, Karakas, & Bakoglu, 2004). Como os riachos são responsáveis pelo escoamento superficial que forma as bacias hidrográficas, a qualidade da

água dos grandes rios também está sendo prejudicada. Os efeitos tóxicos desses elementos podem se estender a locais distantes da fonte de emissão, devido à sua tendência de bioacumulação e biomagnificação nos ecossistemas aquáticos (Weber et al., 2013; Lee et al., 2019). Por isso, a toxicidade dos metais é uma ameaça a biota aquática e as populações humanas nos últimos anos (Souza-Araujo et al., 2016; Collin et al., 2022).

As concentrações de nitrogênio e *E. coli* foram determinantes para o aumento do WQI-CCME, corroborando com o estudo de Vieira et al. (2022), que avaliaram a qualidade da água em uma bacia agrícola no Paraná e observaram o aumento dessas concentrações. Essas evidências reforçam que as atividades agrícolas intensivas estão comprometendo a qualidade da água em bacias do sul do Brasil (Rovani et al., 2019; Martíni et al., 2021). Estudos realizados em áreas com altas concentrações de nitrogênio e predominância de *E. coli* forneceram comprovações dos efeitos negativos na saúde dos ecossistemas aquáticos. Esses efeitos incluem a diminuição na diversidade de macroinvertebrados e das comunidades microbianas aquáticas, bem como a identificação de espécies indicadoras tolerantes a essas condições adversas (Paruch et al., 2019; Rico-Sánchez et al., 2022).

Mediante as análises quantitativas e qualitativas constatou-se que a qualidade da água na maioria dos riachos está em conformidade com os critérios definidos na resolução CONAMA 357/2005, com baixo grau de ameaça e capacidade de proteger a vida aquática. Tendo em vista, que apenas a presença do Cobre foi responsável pela diminuição do índice (WQI-CCME), resultado que também foi confirmado na análise pela diretriz canadense. Esses achados corroboram com os estudos de Alves et al. (2013), que avaliaram a qualidade da água do córrego Ribeirão Preto e constataram que as concentrações de metais estavam dentro dos padrões estabelecidos pelo CONAMA 357/2005, mesmo diante da significativa influência antrópica. Da mesma forma, Godoy et al. (2021), identificou boa qualidade de água de acordo com a resolução CONAMA 357/2005 na bacia do rio Piquiri, mesmo com a presença de atividades agrícolas intensas ao longo de 20 anos de monitoramento.

A Resolução CONAMA 357/2005 adota uma perspectiva centrada no ser humano como indicador ambiental, o que resulta em limitação na avaliação da ecotoxicologia aquática (Odum, 1988; Bertolletti, 2012). Essas restrições ficam evidentes nos usos múltiplos das classes 2 a 4. Adicionalmente, a análise de um número limitado de parâmetros químicos, físicos e biológicos é insuficiente para uma avaliação abrangente da qualidade da água (Silva et al., 2018; Padovesi-Fonseca, 2022). Neste sentido, uma abordagem puramente antropocêntrica pode resultar em desequilíbrio ecológico e monitoramento ineficaz dos corpos hídricos.

Embora seja possível aplicar as diretrizes do CWQG-PAL no Brasil, para obter uma interpretação mais eficiente e uma visão holística dos corpos hídricos, é importante lembrar que o país possui a maior riqueza de água doce do mundo, com diferentes biomas, cada um com características únicas em relação a biodiversidade, solo, vegetação, clima e águas (Passos et al., 2018). É fundamental que a avaliação da qualidade dos recursos hídricos não dependa exclusivamente da percepção dos requisitos humanos, levando em consideração a singularidade de cada ecossistema aquático e suas relações com o ambiente circundante para que possam ser implementadas medidas efetivas de conservação. Portanto, é crucial adaptar os objetivos de qualidade com estudos específicos do local, a fim de conservar esse patrimônio natural e utilizá-lo de forma sustentável (CCME, 2007).

4.2 Dinâmica da paisagem na qualidade da água: Uma análise multiescala

Observou-se a diminuição gradual da cobertura florestal à medida que a escala aumentou. Essa tendência foi acompanhada por um aumento na presença de atividades antropogênicas, como agropecuária e áreas urbanas, indicando um processo de homogeneização da paisagem (Ribeiro et al., 2021). O desmatamento da Mata Atlântica no estado do Paraná tem se intensificado de forma alarmante nas últimas décadas, resultando na perda de extensas áreas florestais, principalmente devido à expansão da agricultura e da pecuária (Mohebalian et al., 2022). Essa projeção de degradação ambiental traz consigo o risco de graves impactos na qualidade da água e nos ecossistemas aquáticos, assim como no abastecimento de água para as populações humanas (Mello et al., 2020).

Diversos estudos vêm mostrando a importância das florestas para a qualidade da água em riachos, principalmente na manutenção do oxigênio dissolvido (Wang et al., 1997; Fernandes et al., 2014; Shen et al., 2015; Mello et al., 2018). Os resultados reforçam esse fato, demonstrando a relação direta entre o aumento da cobertura florestal e o aumento dos níveis de emissão de oxigênio na água, fator vital para as funções metabólicas e respiratórias da biota aquática (Oliveira et al., 2019; Piffer et al., 2021). Entretanto, o aumento dos demais parâmetros como ORP, pH, condutividade e sólidos totais dissolvidos indicam a presença de íons na água, provenientes da lixiviação de nutrientes da vegetação (Arcos et al., 2022).

As atividades humanas têm sido apontadas como a principal causa de alterações no ambiente natural (Ding et al., 2016; Mello et al., 2018; Mello et al., 2020; Shi et al., 2022). Essa constatação é corroborada pelos nossos resultados, que indicam que a agropecuária e as áreas

urbanas são os principais responsáveis pela degradação da qualidade da água. No entanto, a agropecuária pode intensificar ainda mais essa problemática, já que os resultados indicaram que essa atividade está relacionada à redução dos níveis de oxigênio e aumento da quantidade de matéria orgânica na água, conforme evidenciado pelo aumento de DBO e DQO. Esse cenário é agravado ainda pelo aumento dos poluentes como nitrogênio e zinco, cujas fontes estão associadas ao uso excessivo de fertilizantes e pesticidas, bem como o despejo de esgoto. (McGrane, 2016; Xiaojing et al., 2021). Entretanto, o aumento de *Escherichia coli*, é derivado de áreas sem saneamento básico adequado e do esterco produzido pelo gado ou aplicado em áreas agrícolas (Hubbard, Newton & Hill, 2004; Lim et al., 2022). Observou-se também o aumento da temperatura da água, conforme constatou-se a diminuição da cobertura vegetal nativa. Essa constatação corrobora com os resultados do estudo de Santos et al. (2017). Todas essas relações neste estudo estão fortemente associadas à utilização da declividade local do terreno como covariável. Terrenos mais inclinados apresentam maior potencial de causar impactos negativos na qualidade dos recursos hídricos devido ao aumento da velocidade do fluxo de água. Nessas condições, a água tem a capacidade de transportar maiores quantidades de sedimentos, nutrientes e poluentes (Schmidt et al., 2019; Liu et al., 2021; Lei, Wagner, & Fohrer, 2021).

Constatou-se que a existência de florestas em escala local a uma extensão de 50 a 100 metros está correlacionada com uma melhoria significativa na qualidade da água, enquanto a agropecuária nessa mesma escala tem impacto negativo. Esses resultados ressaltam a sensibilidade do meio aquático aos conflitos de uso da terra (Turunen et al., 2021; Shah et al., 2022). Outro fator relevante para a degradação da qualidade da água é a expansão das áreas urbanas e agropecuária na bacia, cujos efeitos podem ser observados em um raio de 500 a 1000 metros em escala de rede hídrica. Os resultados são semelhantes a um estudo recente de Shi et al. (2022), que identificaram a influência do uso da terra em grande escala, como desmatamento e urbanização, levando a redução na qualidade da água na bacia hidrográfica na China, enquanto a cobertura vegetal, em escalas menores de riachos individuais, promoveu a melhoria da qualidade da água.

É importante destacar a implementação de uma abordagem multiescala na gestão de bacias hidrográficas e nas políticas públicas, que considere não apenas a preservação florestal em escala local, mas também as atividades humanas em toda a bacia hidrográfica. Essa perspectiva é respaldada por diversos estudos, como os de Buck, Niyogi & Townsend et al. (2004), Pratt & Chang (2012), Ding et al. (2016) e Shi et al. (2022).

5 CONCLUSÕES

Conclui-se que a qualidade da água dos riachos está seriamente comprometida para a manutenção das populações naturais e humanas que dependem dos ecossistemas fluviais. O índice CCME e a diretriz CWQG-PAL se mostraram altamente eficientes nesta análise, confirmando a necessidade de uma abordagem mais rigorosa na avaliação da qualidade da água. Ainda, os resultados indicam a necessidade de uma reformulação na Resolução CONAMA Nº 357/2005 com uma metodologia mais conservacionista e holística. É importante a preservação das florestas na manutenção da qualidade da água em escala local, enquanto alerta para os efeitos negativos da agropecuária e áreas urbanas na qualidade da água em escala de toda a bacia, conforme embasamento nos dados obtidos. Tais resultados reforçam a necessidade de políticas públicas e mudanças na lei do código florestal brasileiro sobre as áreas de preservação permanente, visando realmente à proteção dos ecossistemas aquáticos, como a conservação da cobertura vegetal e a adoção de medidas que levam em consideração os impactos das atividades humanas. Tais medidas contribuirão para a melhoria da qualidade da água e preservação ambiental em geral, garantindo um futuro sustentável para as gerações presentes e futuras. No entanto, para uma compreensão mais abrangente da qualidade da água, sugerimos a realização de estudos adicionais com abordagens multiescala que possam complementar os resultados e fornecer um panorama mais completo para a gestão e conservação dos ecossistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS

- Alexandre, C. V., Esteves, K. E., & de Moura e Mello, M. A. M. (2010). Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, *641*(1), 97–114. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0060-y>
- Alves, R. I. da S., Cardoso, O. de O., Tonani, K. A. de A., Julião, F. C., Trevilato, T. M. B., & Segura-Muñoz, S. I. (2013). Water quality of the Ribeirão Preto Stream, a watercourse under anthropogenic influence in the southeast of Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, *185*(2), 1151–1161. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2622-0>
- Al-Janabi, Z. Z., Al-Obaidy, A.-H. M. J., & Al-Kubaisi, A.-R. (2015). Applied of CCME Water Quality Index for Protection of Aquatic Life in the Tigris River within Baghdad city. *Journal of Al-Nahrain University-Science*, *18*(2), 99–107. <https://doi.org/10.22401/jnus.18.2.13>
- Ahmad, W., Iqbal, J., Nasir, M. J., Ahmad, B., Khan, M. T., Khan, S. N., & Adnan, S. (2021). Impact of land use/land cover changes on water quality and human health in district Peshawar Pakistan. *Scientific Reports*, *11*(1), 1–14. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-96075-3>
- Alvarenga, L. R. P., Pompeu, P. S., Leal, C. G., Hughes, R. M., Fagundes, D. C., & Leitão, R. P. (2021). Land-use changes affect the functional structure of stream fish assemblages in the brazilian savanna. *Neotropical Ichthyology*, *19*(3), 1–21. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0035>
- Arcos, A. N., Vital, A. R. T., Rebelo, M., Silva, L. E. S., Oliveira, C. C. R., Lopes, A., ... Silva, M. L. (2022). Monitoramento da qualidade da água da precipitação na área urbana de Manaus, Amazonas. *35^o CLAQ - Congresso Latinoamericano de Química*. Rio de Janeiro. Retrieved from <https://www.abq.org.br/cbq/2022/trabalhos/5/775-579.html>
- Buck, O., Niyogi, D. K., & Townsend, C. R. (2004). Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environmental Pollution*, *130*(2), 287–299. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.10.018>
- BRASIL. (2005). Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005 (Retificada). Conselho Nacional Do Meio Ambiente, (204), 36. Retrieved from http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf
- Bertoletti, E. (2012). A presunção ambiental e a Ecotoxicologia Aquática. *Revista Das Águas*, (12), 1–7. Retrieved from <http://revistadasaguas.pgr.mpf.gov.br/edicoes-darevista/edicao-atual/materias/presuncao-ambiental%5Cr>
- BRASIL. (2012). Lei Federal n° 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Retrieved August 15, 2022, from http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm
- Batbayar, G., Pfeiffer, M., Kappas, M., & Karthe, D. (2019). Development and application of GIS-based assessment of land-use impacts on water quality: A case study of the Kharaa River Basin. *Ambio*, *48*(10), 1154–1168. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1123-y>
- Carfan, A. C., Costa, I., Lourdes, M. De, & Martins, O. F. (2005). Diagnóstico do clima urbano de Maringá. (2), 3728–3748.

- Cunico, A. M., Agostinho, A. A., & Latini, J. D. (2006). Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4), 1101–1110.
- CCME. (2007). Canadian Council of Ministers of the Environment - A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life 2007. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999, Winnipeg.
- CCME. (2017). Canadian Council of Ministers of the Environment - Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Retrieved August 15, 2022, from <https://ccme.ca/en/res/wqimanualen.pdf>.
- Chiavari, J., & Lopes, C. L. (2017). Forest and land use policies on private lands: An international comparison. *INPUT Iniciativa Para o Uso Da Terra: Climate Policy Initiative, October*, 1–18. Retrieved from https://climatepolicyinitiative.org/wp-content/uploads/2017/10/Full_Report_Forest_and_Land_Use_Policies_on_Private_Lands_-_an_International_Comparison-1.pdf
- Cunico, A. M., & Gubiani, A. (2017). Effects of land use on sediment composition in low-order tropical streams. *Urban Ecosystems*, 20(2), 415–423. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0603-8>
- Cicilinski, A.D., & Virgens Filho, J. S. (2022). A new water quality index elaborated under the brazilian legislation perspective. *International Journal of River Basin Management*, 20(3), 323-334. <https://doi.org/10.1080/15715124.2020.1803335>
- Collin, S., Baskar, A., Geevarghese, D. M., Ali, M. N. V. S., Bahubali, P., Choudhary, R., ... Swamiappan, S. (2022). Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects in plants: A review. *Journal of Hazardous Materials Letters*, 3, 100064. <https://doi.org/10.1016/J.HAZL.2022.100064>
- CWQI. (2022). Canadian Water Quality Index. Retrieved August 15, 2022, from <https://www.gov.nl.ca/ecc/waterres/quality/background/cwqi/>
- Ding, J., Jiang, Y., Liu, Q., Hou, Z., Liao, J., Fu, L., & Peng, Q. (2016). Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. *Science of the Total Environment*, 551–552(19), 205–216. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.162>
- Freire, R., Schneider, R. M., de Freitas, F. H., Bonifácio, C. M., & Tavares, C. R. G. (2012). Monitoring of toxic chemical in the basin of Maringá stream. *Acta Scientiarum - Technology*, 34(3), 295–302. <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v34i3.10302>
- Fernandes, J. de F., Souza, A. L. T. de, & Tanaka, M. O. (2014). Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. *Hydrobiologia*, 724(1), 175–185. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1732-1>
- Fletcher, R., & Fortin, M.-J. (2018). *Spatial Ecology and Conservation Modeling: Applications with R*.
- Ghisi, N. C., Oliveira, E. C., Mendonça Mota, T. F., Vanzetto, G. V., Roque, A. A., Godinho, J. P., ... Prioli, A. J. (2016). Integrated biomarker response in catfish *Hypostomus ancistroides* by multivariate analysis in the Pirapó River, southern Brazil. *Chemosphere*, 161, 69–79. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2016.06.113>
- Global Mapper. (2017). Blue Marble Geographics.

- Gonino, G., Benedito, E., Cionek, V. de M., Ferreira, M. T., & Oliveira, J. M. (2020). A fish-based index of biotic integrity for neotropical rainforest sandy soil streams - Southern Brazil. *Water (Switzerland)*, 12(4), 12–15. <https://doi.org/10.3390/W12041215>
- Guidotti, V., Ferraz, S. F. de B., Pinto, L. F. G., Sparovek, G., Taniwaki, R. H., Garcia, L. G., & Brancalion, P. H. S. (2020). Changes in Brazil's Forest Code can erode the potential of riparian buffers to supply watershed services. *Land Use Policy*, 94, 104511. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2020.104511>
- Godoy, R. F. B., Crisiogiovanni, E. L., Trevisan, E., & Dias Radomski, F. A. (2021). Spatial and temporal variation of water quality in a watershed in center-west Paraná, Brazil. *Water Science and Technology: Water Supply*, 21(4), 1718–1734. <https://doi.org/10.2166/WS.2021.026>
- Garofolo, L., & Rodriguez, D. A. (2022). Impacto observado das mudanças no uso e cobertura da terra na hidrologia de bacias com ênfase em regiões tropicais. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 42, 1–15. <https://doi.org/10.4336/2022.pfb.42e201902069>
- Hubbard, R. K., Newton, G. L., & Hill, G. M. (2004). Water quality and the grazing animal. *Journal of animal science*, 82, E255–E263. https://doi.org/10.2527/2004.8213_supplE255x
- Huais, P. Y. (2018). multifit: an R function for multi-scale analysis in landscape ecology. *Landscape Ecology*, 33(7), 1023–1028. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0657-5>
- Hilary, B., Chris, B., North, B. E., Angelica Maria, A. Z., Sandra Lucia, A. Z., Carlos Alberto, Q. G., ... Andrew, W. (2021). Riparian buffer length is more influential than width on river water quality: A case study in southern Costa Rica. *Journal of Environmental Management*, 286, 112132. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2021.112132>
- Hughes, A. C., Tougeron, K., Martin, D. A., Menga, F., Rosado, B. H. P., Villasante, S., ... do Couto, E. V. (2023). Smaller human populations are neither a necessary nor sufficient condition for biodiversity conservation: A response to Cafaro et al. (2023). *Biological Conservation*, 277(April), 110053. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109841>
- IBGE. (2013). *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - Manual Técnico de Uso da Terra* (3rd ed.). Rio de Janeiro: Manuais Técnicos em Geociências.
- INEA. (2019). *Instituto estadual do ambiente. Índice de Qualidade da Água Canadense (IQA CCME)*. Retrieved from <http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2019/12/IQA-CCME-Metodologia.pdf>
- IBGE. (2021). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – Maringá. Retrieved November 21, 2021, from <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/maringa/panorama>
- IAT. (2022a). Bacias dos rios Pirapó e Paranapanema III e IV. Retrieved August 14, 2022, from <http://www.iat.pr.gov.br/>
- IAT. (2022b). Bacia do rio Ivaí e Paraná I. Retrieved August 15, 2022, from <http://www.iat.pr.gov.br/>
- Jeziarska, B., Ługowska, K., & Witeska, M. (2009). The effects of heavy metals on embryonic development of fish (a review). *Fish Physiology and Biochemistry*, 35(4), 625–640. <https://doi.org/10.1007/s10695-008-9284-4>
- Jackson, H. B., & Fahrig, L. (2012). What size is a biologically relevant landscape? *Landscape Ecology*, 27(7), 929–941. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9757-9>

- Lumb, A., Halliwell, D., & Sharma, T. (2006). Application of CCME water quality index to monitor water quality: A case of the Mackenzie River Basin, Canada. *Environmental Monitoring and Assessment*, 113(1–3), 411–429. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9092-6>
- Leip, A., Billen, G., Garnier, J., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Reis, S., ... Westhoek, H. (2015). Impacts of European livestock production: Nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environmental Research Letters*, 10(11). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/115004>
- Lee, J. W., Choi, H., Hwang, U. K., Kang, J. C., Kang, Y. J., Kim, K. Il, & Kim, J. H. (2019). Toxic effects of lead exposure on bioaccumulation, oxidative stress, neurotoxicity, and immune responses in fish: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 68, 101–108. <https://doi.org/10.1016/J.ETAP.2019.03.010>
- Lei, C., Wagner, P. D., & Fohrer, N. (2021). Effects of land cover, topography, and soil on stream water quality at multiple spatial and seasonal scales in a German lowland catchment. *Ecological Indicators*, 120, 106940. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106940>
- Liu, H., Meng, C., Wang, Y., Li, Y., Li, Y., Wu, J. (2021). From landscape perspective to determine joint effect of land use, soil, and topography on seasonal stream water quality in subtropical agricultural catchments. *Science of The Total Environment*. 783, 147047. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147047>.
- Lim, T. J. Y., Sargent, R., Henry, R., Fletcher, T. D., Coleman, R. A., McCarthy, D. T., & Lintern, A. (2022). Riparian buffers: Disrupting the transport of E. coli from rural catchments to streams. *Water Research*, 222(July), 118897. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118897>
- McDermott, C. L., Cashore, B., & Kanowski, P. (2009). Setting the bar: an international comparison of public and private forest policy specifications and implications for explaining policy trends. *Journal of Integrative Environmental Sciences*, 6(3), 217–237. <https://doi.org/10.1080/19438150903090533>
- Meurer, M., Bravard, J.-P., & Stevaux, J. C. (2010). Ecorregiões da Bacia Hidrográfica do rio Ivaí, Paraná, Brasil: Uma Contribuição Metodológica para a Gestão de Bacias Hidrográficas. *GEOGRAFIA*, 35(2), 345–357.
- Macedo, J. (2011). Maringá: A British Garden City in the tropics. *Cities*, 28(4), 347–359. <https://doi.org/10.1016/J.CITIES.2010.11.003>
- Miguel, J. C. H., & Velho, L. (2013). Especialistas e Políticas: As audiências públicas do novo Código Florestal Expertise and Policy: Public Hearings of the Brazilian Forest Code. *Revista Tecnologia e Sociedade*, 29–50.
- McGrane, S. J. (2016). Impacts of urbanization on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrological Sciences Journal*, 61(13), 2295–2311. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1128084>
- Miguet, P., Jackson, H. B., Jackson, N. D., Martin, A. E., & Fahrig, L. (2016). What determines the spatial extent of landscape effects on species? *Landscape Ecology*, 31(6), 1177–1194. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0314-1>
- Mills, K., Schillereff, D., Saulnier-Talbot, É., Gell, P., Anderson, N. J., Arnaud, F., ... Ryves, D. B. (2017). Deciphering long-term records of natural variability and human impact as recorded in lake sediments: a palaeolimnological puzzle. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 4(2). <https://doi.org/10.1002/WAT2.1195>

- Mello, K. de, Valente, R. A., Randhir, T. O., dos Santos, A. C. A., & Vettorazzi, C. A. (2018). Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena*, 167(September 2017), 130–138. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>
- Mello, K. de, Taniwaki, R. H., Paula, F. R. de, Valente, R. A., Randhir, T. O., Macedo, D. R., ... Hughes, R. M. (2020). Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 270(March), 110879. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>
- Martíni, A. F., Favaretto, N., De Bona, F. D., Durães, M. F., de Paula Souza, L. C., & Goularte, G. D. (2021). Impacts of soil use and management on water quality in agricultural watersheds in Southern Brazil. *Land Degradation and Development*, 32(2), 975–992. <https://doi.org/10.1002/ldr.3777>
- Monte, C. do N., Saldanha, E. C., Costa, I., do Nascimento, T. S. R., Pereira, M. S., Batista, L. F., & Pinheiro, D. C. (2021). The physical-chemical characteristics of surface waters in the management of quality in clearwater rivers in the Brazilian Amazon. *Water Policy*, 23(5), 1303–1313. <https://doi.org/10.2166/wp.2021.258>
- Mohebalian, P. M., Lopez, L. N., Tischner, A. B., & Aguilar, F. X. (2022). Deforestation in South America's tri-national Paraná Atlantic Forest: Trends and associational factors. *Forest Policy and Economics*, 137(September 2021). <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2022.102697>
- Nugegoda, D., & Kibria, G. (2013). Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Ecosystems. *Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology*. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-5704-2>
- Odum, E. P. (1988). *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara.
- Oliveira, P. C. dos R., Geest, H. G. van der, Kraak, M. H. S., & Verdonschot, P. F. M. (2019). Land use affects lowland stream ecosystems through dissolved oxygen regimes. *Scientific Reports*, 9(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56046-1>
- Olanrewaju, O., De Maio, A., Lionetti, E., Bianchi, A., Rabbito, D., Ariano, A., & Guerriero, G. (2021). Recent Advances in Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions (2nd Edition). In: *Recent Advances in Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions (2nd Edition), Sub-Title: Proceedings of Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration, Tunisia (2019)*. Retrieved from <http://link.springer.com/10.1007/978-3-030-51210-1>
- OECD. (2021). Organization for Economic Co-operation and Development - Evaluating Brazil's progress in implementing Environmental Performance Review recommendations and promoting its alignment with OECD core acquis on the environment. Retrieved from <https://www.oecd.org/environment/country-reviews/Brazils-progress-in-implementing-Environmental-Performance-Review-recommendations-and-alignment-with-OECD-environment-acquis.pdf>.
- Oksanen, R. J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., ... Weedon, J. (2022). Community Ecology Package. *Vegan: Community Ecol Package*.
- Pekey, H., Karakaş, D., & Bakoğlu, M. (2004). Source apportionment of trace metals in surface waters of a polluted stream using multivariate statistical analyses. *Marine Pollution Bulletin*, 49(9–10), 809–818. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.06.029>

- Pratt, B., & Chang, H. (2012). Effects of land cover, topography, and built structure on seasonal water quality at multiple spatial scales. *Journal of Hazardous Materials*, 209–210, 48–58. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.12.068>
- Passos, A. L. L., Muniz, D. H. F., Cyrino, E., & Oliveira Filho, E. C. (2018). Critérios para avaliação da qualidade de água no Brasil: um questionamento sobre os parâmetros utilizados. *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Sciences.*, 7(2), 290–303.
- Paruch, L., Paruch, A. M., Eiken, H. G., & Sørheim, R. (2019). Faecal pollution affects abundance and diversity of aquatic microbial community in anthropo-zoogenically influenced lotic ecosystems. *Scientific Reports*, 9(1), 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56058-x>
- Pena E. A., Slate E. H. (2019). *gvlma: Global Validation of Linear Models Assumptions*
- Piffer, P., Tambosi, L., Ferraz, S., Metzger, J., & Uriarte, M. (2021). Native forest cover safeguards stream water quality under a changing climate. *Ecological Applications*, 31, e02414. <https://doi.org/10.1002/eap.2414>
- Padovesi-Fonseca, C., & Faria, R. S. de. (2022). Desafios da gestão integrada de recursos hídricos no Brasil e na Europa. *Revista Mineira de Recursos Hídricos*, 3, 1–28.
- QGIS Development Team. (2020). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project, from <http://www.qgis.org/>
- Rodrigues, A. L. (2004). Características do processo de urbanização de Maringá, PR: uma cidade de “porte médio”. *CADERNOS METRÓPOLE*, (12), 95–121.
- Rosemond, S., Duro, D. C., & Dubé, M. (2009). Comparative analysis of regional water quality in Canada using the Water Quality Index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 156(1–4), 223–240. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0480-6>
- Rigon, O. (2014). Estudo Fisiográfico da Bacia Hidrográfica do Rio Pirapó-PR. *Geografia*, 23(1), 35–56.
- Rovani, I. L., dos Santos, J. E., Decian, V. S., & Zanin, E. M. (2019). Assessing Naturalness Changes Resulting from a Historical Land Use in Brazil South Region: An Analysis of the 1986-2016 Period. *Journal of Environmental Protection*, 10(02), 149–163. <https://doi.org/10.4236/jep.2019.102010>
- Ramião, J. P., Cássio, F., & Pascoal, C. (2020). Riparian land use and stream habitat regulate water quality. *Limnologica*, 82, 125762. <https://doi.org/10.1016/J.LIMNO.2020.125762>
- Rosa, D. W. B., Nascimento, N. O., Moura, P. M., & MacEdo, G. D. (2020). Assessment of the hydrological response of an urban watershed to rainfall-runoff events in different land use scenarios - Belo Horizonte, MG, Brazil. *Water Science and Technology*, 81(4), 679–693. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.148>
- R Core Team. (2021). R: A Language and Environment for Statistical Computing.
- Ribeiro, S. M. C., Boscolo, D., Ciochetti, G., & Firmino, A. (2021). *Ecologia da Paisagem no Contexto Luso-Brasileiro* (1st ed.). Curitiba, PR: Appris Ltda.
- Rico-Sánchez, A. E., Rodríguez-Romero, A. J., Sedeño-Díaz, J. E., López-López, E., & Sundermann, A. (2022). Aquatic macroinvertebrate assemblages in rivers influenced by mining activities. *Scientific Reports*, 12(1), 1–14. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-06869-2>

- Sá, R. L., Santin, L., Amaral, A. M. B., Martello, A. R., & Kotzian, C. (2013). Diversidade de moluscos em riachos de uma região de encosta no extremo sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 13(3), 213–221.
- Souza, I. C., Duarte, I. D., Pimentel, N. Q., Rocha, L. D., Morozesk, M., Bonomo, M. M., ... Fernandes, M. N. (2013). Matching metal pollution with bioavailability, bioaccumulation and biomarkers response in fish (*Centropomus parallelus*) resident in neotropical estuaries. *Environmental Pollution*, 180, 136–144. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2013.05.017>
- Shen, Z., Hou, X., Li, W., Aini, G., Chen, L., & Gong, Y. (2015). Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: A case study in a typical urbanised watershed in China. *Ecological Indicators*, 48, 417–427. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.019>
- Souza-Araujo, J., Giarrizzo, T., Lima, M. O., & Souza, M. B. G. (2016). Mercury and methyl mercury in fishes from Bacajá River (Brazilian Amazon): evidence for bioaccumulation and biomagnification. *Journal of Fish Biology*, 89(1), 249–263. <https://doi.org/10.1111/jfb.13027>
- Santos, J. P., Martins, I., Callisto, M., & Macedo, D. R. (2017). Relações entre qualidade da água e uso e cobertura do solo em múltiplas escalas espaciais na bacia do Rio Pandeiros, Minas Gerais. *Revista Espinhaço*, 6(2), 36–46. <https://doi.org/10.5281/zenodo.2575760>
- Shi, P., Zhang, Y., Li, Z., Li, P., & Xu, G. (2017). Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. *Catena*, 151, 182–190. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.017>
- Singh, G., & Panda, R. K. (2017). Grid-cell based assessment of soil erosion potential for identification of critical erosion prone areas using USLE, GIS and remote sensing: A case study in the Kapgari watershed, India. *International Soil and Water Conservation Research*, 5(3), 202–211. <https://doi.org/10.1016/J.ISWCR.2017.05.006>
- Silva, S. C. da, Mariani, C. F., & Pompêo, M. (2018). Análise crítica da resolução CONAMA N° 357 à luz da Diretiva Quadro da Água da União Europeia: estudo de caso (Represa do Guarapiranga34 - São Paulo, Brasil). In *Ecologia de reservatórios e interfaces* (p. 460). São Paulo. Retrieved from http://ecologia.ib.usp.br/reservatorios/PDF/Cap._24_CONAMA.pdf4
- SAS.Planet. (2019).
- Schmidt, T. S., Van Metre, P. C., & Carlisle, D. M. (2019). Linking the Agricultural Landscape of the Midwest to Stream Health with Structural Equation Modeling. *Environmental Science and Technology*, 53(1), 452–462. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04381>
- Silva, F. L. da, Machado, R., Teodoro, C. C., López, I. M. A., Fushita, Â. T., Cunha-Santino, M. B. da, & Bianchini Jr, I. (2019). Aspects that should be considered in a possible revision of the Brazilian Guideline Conama Resolution 357/05. *MOJ Ecology & Environmental Sciences*, 4(5), 195–197. <https://doi.org/10.15406/mojes.2019.04.00153>
- SIMEPAR. (2021). Sistema de tecnologia e monitoramento Ambiental do Paraná. Retrieved April 20, 2023, from http://www.simepar.br/prognosweb/simepar/forecast_by_counties/4115200
- Shah, N. W., Baillie, B. R., Bishop, K., Ferraz, S., Högbom, L., & Nettles, J. (2022). The effects of forest management on water quality. *Forest Ecology and Management*, 522(June). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120397>
- Shi, J., Jin, R., Zhu, W., Tian, L., & Lv, X. (2022). Effects of multi-scale landscape pattern changes on seasonal water quality: a case study of the Tumen River Basin in China.

- Environmental Science and Pollution Research*, 29(51), 76847–76863.
<https://doi.org/10.1007/s11356-022-21120-1>
- Sousa, V., Dala-Corte, R. B., Benedito, E., Brejão, G. L., Carvalho, F. R., Casatti, L., ... Teresa, F. B. (2023). Factors affecting the transferability of bioindicators based on stream fish assemblages. *Science of The Total Environment*, 881, 163417.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.163417>
- Theodoro, H. D., Nascimento, N. de O., & Heller, L. (2016). Análise comparativa da gestão institucional de recursos hídricos via estudo de casos internacionais. *Revista de Gestão de Água Da América Latina*, 13(2), 110–128. <https://doi.org/10.21168/reg.v13n2.p110-128>
- Tonkin, J. D., Altermatt, F., Finn, D. S., Heino, J., Olden, J. D., Pauls, S. U., & Lytle, D. A. (2018). The role of dispersal in river network metacommunities: Patterns, processes, and pathways. *Freshwater Biology*, 63(1), 141–163. <https://doi.org/10.1111/fwb.13037>
- Turunen, J., Elbrecht, V., Steinke, D., & Aroviita, J. (2021). Riparian forests can mitigate warming and ecological degradation of agricultural headwater streams. *Freshwater Biology*, 66(4), 785–798. <https://doi.org/10.1111/fwb.13678>
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130–137.
https://doi.org/10.1142/9789812770950_0048
- Venables, W.N., Ripley, B.D. (2002). Modern Applied Statistics with S. Fourth Edi. *Springer*, New York.
- Vieira, L., Paula, G. De, Rodrigues, M. C., & Froehner, S. (2017). Geoacumulação de metais em sedimentos de ambientes aquáticos brasileiros, uma revisão e comparação entre um lago do norte do paraná e demais localidades. *Revista Eletr nica Científica Inova o e Tecnologia*. Retrieved from https://periodicos.utfpr.edu.br/recit/article/view/e-7059/pdf_1
- Vieira, Luciane Maria, Neto, D. M., do Couto, E. V., Lima, G. B., Peron, A. P., Halmeman, M. C. R., & Froehner, S. (2019a). Contamination assessment and prediction of 27 trace elements in sediment core from an urban lake associated with land use. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(4). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7346-y>
- Vieira, L. M., Rizzi, J., do Couto, E. V., Souza, D. C., Ferreira, P. A. L., Figueira, R., & Froehner, S. (2019b). Historical Pollution of an Urban Watershed Based in Geochemical, Geoacumulation, and EROD Activity in PLHC-1 Analyses in Sediment Cores. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 76(2), 191–205.
<https://doi.org/10.1007/s00244-018-0573-3>
- Vieira, L., Pessoa, L. A., Carvalho Pereira, V. E., Gois, K. S., & Couto, E. V. do. (2022). Integrating water, sediments, and land use analysis for pollution assessment in a countryside urban-farming watershed landscape in southern Brazil. *International Journal of River Basin Management*, 1–14. <https://doi.org/10.1080/15715124.2022.2130345>
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P., & Gatti, R. (1997). Influences of Watershed Land Use on Habitat Quality and Biotic Integrity in Wisconsin Streams. *Fisheries*, 22(6), 6–12.
[https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1997\)022<0006:iowluo>2.0.co;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1997)022<0006:iowluo>2.0.co;2)
- Walters, D. M., Leigh, D. S., Freeman, M. C., Freeman, B. J., & Pringle, C. M. (2003). Geomorphology and fish assemblages in a Piedmont River basin, U.S.A. *Freshwater Biology*, 48(11), 1950–1970. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01137.x>

- Weber, P., Behr, E. R., Knorr, C. D. L., Vendruscolo, D. S., Flores, E. M. M., Dressler, V. L., & Baldisserotto, B. (2013). Metals in the water, sediment, and tissues of two fish species from different trophic levels in a subtropical Brazilian river. *Microchemical Journal*, *106*, 61–66. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2012.05.004>
- Wagh, V. M., Panaskar, D. B., Muley, A. A., & Mukate, S. V. (2017). Groundwater suitability evaluation by CCME WQI model for Kadava River Basin, Nashik, Maharashtra, India. *Modeling Earth Systems and Environment*, *3*(2), 557–565. <https://doi.org/10.1007/s40808-017-0316-x>
- With, K. A. (2019). Essentials of Landscape Ecology. In *Essentials of Landscape Ecology*. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198838388.001.0001>
- Xue, L., Yang, F., Yang, C., Chen, X., Zhang, L., Chi, Y., & Yang, G. (2017). Identification of potential impacts of climate change and anthropogenic activities on streamflow alterations in the Tarim River Basin, China. *Scientific Reports*, *7*(1), 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-09215-z>
- Xiaojing Ni, Parajuli, P. B., B, Y. O., Dash, P., & Siegert, C. (2021). Assessing land use change impact on stream discharge and stream water quality in an agricultural watershed. *Catena*, *198*(December 2019), 105055. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105055>
- Yan, F., Qiao, D., Qian, B., Ma, L., Xing, X., Zhang, Y., & Wang, X. (2016). Improvement of CCME WQI using grey relational method. *Journal of Hydrology*, *543*, 316–323. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2016.10.007>
- Yu, H., Kong, B., He, Z. W., Wang, G., & Wang, Q. (2020). The potential of integrating landscape, geochemical and economical indices to analyze watershed ecological environment. *Journal of Hydrology*, *583*, 124298. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2019.124298>

APÊNDICE

APÊNDICE 1 - Análises limnológicas de parâmetros físico-químicos e biológicos avaliados em riachos neotropicais. Pn = riachos da bacia do Pirapó; In = riachos da bacia do Ivaí.

Parâmetros	P1	P2	P3	P4	P5	P6	I1	I2	I3	I4	I5	I6
Temperatura	22,92	23,89	22,32	25,13	24,85	26,31	23	23,66	23,48	22,19	25,69	24,75
Turbidez	6,567	6,100	26,900	1,800	35,067	5,133	51,667	10,067	10,167	6,633	2,900	14,900
Condutividade	0,033	0,086	0,052	0,247	0,204	0,201	0,058	0,144	0,076	0,253	0,198	0,188
TDS	0,022	0,056	0,034	0,161	0,132	0,130	0,038	0,094	0,049	0,165	0,129	0,122
ORP	206,66	244,00	312,66	287,00	259,00	255,00	152,66	270,00	263,33	249,66	281,00	285,33
pH	7	0	7	0	0	0	7	0	3	7	0	3
	6,863	7,473	7,553	7,417	7,297	7,230	7,310	7,590	7,543	7,823	7,297	7,350
Nitrogênio Total	1,380	2,350	0,920	4,800	7,460	10,300	1,500	2,570	3,000	4,740	6,130	2,100
Fósforo Total	0,190	0,060	0,080	0,070	0,110	0,070	0,000	0,090	0,560	0,070	0,140	0,070
Oxigênio Dissolvido	10,070	10,193	10,960	10,013	8,687	8,233	9,997	9,140	8,900	9,950	8,153	8,660
DBO	1	7,02	1,3	2,95	0	0	31	2,27	4,56	0	2,39	0
DQO	3,2	3,8	3,1	10,4	5	5,7	107	7,5	17,7	4,4	11,5	4,3
Cádmio	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Chumbo	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,032	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Cromo	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,087	0,000	0,021	0,000	0,000	0,000
Zinco	0,038	0,000	0,020	0,028	0,000	0,016	0,156	0,012	0,024	0,000	0,017	0,010
Níquel	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,033	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Cobre	0,006	0,000	0,012	0,000	0,006	0,000	0,322	0,006	0,054	0,000	0,005	0,000
Coliformes Totais	>2419,6	>2419,6	>2419,6	>2419,6	>2419,6	>2419,6	>2419,6	>2419,6	>2419,6	>2419,6	>2419,6	>2419,6
<i>Escherichia coli</i>	112,4	191,8	167,4	66,3	2419,6	1986,3	149,1	193,5	1413,6	142,5	1986,3	980,4

APÊNDICE 2 - Porcentagem (%) de uso da terra mensurada nos grupos de escalas: Escala local (L), Escala de rede hídrica (R) e porcentagem média da declividade do terreno (Dec.) em escala Local (L - buffer de 500m) e Rede (R - bacia de drenagem) incluída no uso floresta. Pn = riachos da bacia do Pirapó; In = riachos da bacia do Ivaí.

Pontos	Floresta (%)												
	30		50		100		200		500		1000	Dec.	
	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	R	L	R
P1	100,00	97,02	87,98	89,19	51,81	59,26	27,15	31,48	13,68	12,62	7,50	7,81	8,39
P2	100,00	91,31	100,00	83,27	66,47	64,15	32,67	40,27	22,38	20,83	15,15	9,67	9,5
P3	90,06	89,77	61,07	71,17	44,23	44,19	29,75	24,61	20,55	10,23	7,12	8,39	8,09
P4	99,98	96,73	93,16	91,31	70,49	67,76	35,71	43,16	13,81	22,37	15,97	8,76	9,84
P5	100,00	80,91	100,00	71,98	83,34	44,49	45,21	22,15	16,20	8,43	4,02	8,08	7,89
P6	100,00	96,50	100,00	91,20	85,60	78,45	52,35	48,39	26,88	18,59	5,72	9,17	11,32
I1	94,86	97,60	76,16	76,79	38,39	43,49	20,05	22,82	9,73	8,53	5,70	7,08	8,01
I2	84,60	80,62	73,56	69,16	59,21	46,84	36,38	28,28	19,48	15,12	9,19	8,36	10,67
I3	100,00	94,90	85,50	70,26	51,45	37,41	28,47	19,68	11,23	8,31	3,48	7,21	7,03
I4	99,66	97,45	84,41	93,01	47,28	74,71	24,48	52,68	14,04	32,14	16,03	8,92	9,01
I5	100,00	84,45	100,00	76,82	77,78	61,26	53,94	46,01	31,89	20,92	9,04	9,48	12,89
I6	100,00	93,24	94,11	88,31	76,80	81,90	49,37	40,40	23,77	20,75	8,38	7,13	9,92

Pontos	Agropecuária (%)										
	30		50		100		200		500		1000
	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	R
P1	0,00	2,75	12,02	10,67	48,19	40,67	72,85	68,49	86,32	87,37	92,49
P2	0,00	8,22	0,00	16,45	33,53	35,71	67,33	59,64	77,62	79,13	84,82
P3	9,94	7,72	38,93	27,14	55,77	54,87	70,25	74,93	79,25	89,59	91,63
P4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15
P5	0,00	0,37	0,00	1,69	0,00	4,32	0,00	4,57	1,80	1,74	0,83
P6	0,00	0,68	0,00	1,77	0,00	3,14	0,00	3,79	18,76	1,79	1,58
I1	5,14	2,40	23,84	23,21	61,61	56,51	79,95	77,18	90,27	91,47	94,30
I2	15,40	16,31	26,44	28,24	40,79	51,21	63,62	70,74	80,52	83,96	87,14
I3	0,00	4,92	14,50	29,63	48,55	62,31	71,53	79,86	88,77	91,53	96,34
I4	0,34	0,22	15,21	3,01	45,68	11,95	57,21	16,95	69,75	19,33	12,36
I5	0,00	0,60	0,00	2,16	0,00	4,60	0,00	5,17	0,35	2,18	0,90
I6	0,00	3,24	0,00	5,43	0,00	14,66	1,21	17,79	10,41	17,94	12,87

Áreas urbanas (%)												
Pontos	30		50		100		200		500		1000	
	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	R	
P1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
P2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
P3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,12
P4	0,02	3,27	6,84	8,69	29,51	32,24	64,29	56,84	86,19	77,63		83,87
P5	0,00	8,25	0,00	16,16	16,66	45,03	54,79	70,27	82,00	88,68		94,61
P6	0,00	2,32	0,00	5,52	14,40	16,79	47,65	47,01	53,95	79,32		92,62
I1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
I2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,49	2,24
I3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11
I4	0,00	2,33	0,39	3,98	7,04	13,34	18,31	30,37	16,21	48,53		71,60
I5	0,00	5,05	0,00	11,54	20,12	28,58	38,08	45,93	65,51	75,64		89,62
I6	0,00	1,93	5,89	5,30	23,20	2,84	49,42	41,58	65,83	61,23		78,71

APÊNDICE 3 - Estimativas das inclinações das retas da relação entre a porcentagem de uso da terra e os eixos (PC1 e PC2) para cada grupo de escalas: Local (escala local) e Rede (Escala de rede hídrica), assim como as estatísticas globais dos modelos (AIC, R² e P). Estão destacados em negrito, os modelos significativos selecionados como escala de efeito.

Floresta							
Eixo	Buffer	Grupo	Estimativa	AIC	R ²	P	
PC1	30	Local	-8,58	46,8	0,78	0,002	
		Rede	0,97	59,68	0,37	0,09	
	50	Local	-2,00	45,2	0,81	0,002	
		Rede	-0,46	63,48	0,14	0,42	
	100	Local	-0,71	47,2	0,77	0,02	
		Rede	-0,36	59,80	0,37	0,18	
	200	Local	-0,82	48,8	0,74	0,04	
		Rede	-0,60	58,04	0,45	0,09	
	500	Local	-1,62	55,8	0,54	0,09	
		Rede	-1,08	58,16	0,45	0,07	
	Bacia	Rede	-1,59	63,54	0,14	0,37	
	PC2	30	Local	-4,39	50,3	0,38	0,09
			Rede	0,03	49,06	0,45	0,91
		50	Local	-0,74	48,3	0,48	0,19
Rede			0,11	48,23	0,49	0,71	
100		Local	-0,63	40,8	0,72	0,01	
		Rede	-0,07	47,69	0,51	0,61	
200		Local	-0,65	45,5	0,59	0,06	
		Rede	-0,005	47,29	0,52	0,98	
500		Local	-1,03	52,2	0,28	0,19	
		Rede	-0,07	48,29	0,48	0,83	
Bacia		Rede	-0,68	47,97	0,50	0,46	

Agropecuária							
Eixo	Buffer	Grupo	Estimativa	AIC	R ²	P	
PC1	30	Local	8,58	46,8	0,78	0,002	
		Rede	1,26	62,9	0,18	0,41	
	50	Local	1,70	46,1	0,79	0,004	
		Rede	0,69	52,63	0,65	0,02	
	100	Local	0,34	50,3	0,71	0,10	
		Rede	0,31	48,4	0,75	0,01	
	200	Local	0,19	52,1	0,66	0,19	
		Rede	0,21	46,9	0,78	0,01	
	500	Local	0,17	54,0	0,60	0,25	
		Rede	0,16	46,1	0,79	0,01	
	Bacia	Rede	0,15	46,4	0,79	0,01	
	PC2	30	Local	4,39	50,39	0,38	0,09
			Rede	-2,08	28,09	0,90	0,0003
		50	Local	0,74	48,63	0,47	0,15
Rede			-0,13	45,67	0,58	0,46	
100		Local	0,37	42,34	0,68	0,02	
		Rede	-0,01	45,43	0,59	0,84	
200		Local	0,20	45,26	0,60	0,08	
		Rede	-0,01	45,60	0,59	0,80	
500		Local	0,16	47,19	0,53	0,15	
		Rede	-0,01	45,67	0,58	0,77	
Bacia		Rede	-0,01	46,08	0,57	0,76	

Áreas urbanas						
Eixo	Buffer	Grupo	Estimativa	AIC	R ²	P
PC1	30	Local	-41,54	59,54	0,27	0,75
		Rede	-0,09	59,44	0,38	0,95
	50	Local	-3,02	58,37	0,44	0,30
		Rede	-0,06	57,34	0,48	0,92
	100	Local	-0,59	55,33	0,56	0,29
		Rede	-0,16	58,66	0,42	0,47
	200	Local	-0,24	54,51	0,59	0,31
		Rede	-0,20	50,62	0,70	0,05
	500	Local	-0,18	54,85	0,58	0,31
		Rede	-0,16	47,31	0,77	0,02
	Bacia	Rede	-0,14	46,05	0,79	0,01
PC2	30	Local	-1,05	54,25	0,004	0,99
		Rede	0,13	49,5	0,20	0,13
	50	Local	0,02	56,25	0,005	0,99
		Rede	0,10	48,2	0,28	0,07
	100	Local	-0,47	51,14	0,35	0,31
		Rede	0,05	48,47	0,27	0,08
	200	Local	-0,23	48,29	0,48	0,21
		Rede	0,03	47,76	0,31	0,05
	500	Local	-0,16	48,68	0,47	0,24
		Rede	0,02	47,38	0,33	0,04
	Bacia	Rede	0,02	48,08	0,29	0,06

APÊNDICE 4 - Estimativas dos parâmetros dos modelos selecionados pelos métodos *backward* e *forward*, de acordo com o menor valor de AIC, para cada grupo de escalas: Escala local (L), Escala de rede hídrica (R).

Floresta						
	Coefficientes	Estimate	Pr(> t)	F-statistic	p-value	Adjusted R-squared
PC1 (L)	(Intercept)	190,53	0,001			
	floresta_50	-2,00	0,002	11,65	0,002	0,74
	paisagem_local\$slope_500	-21,91	0,002	(3,8)		
	floresta_50:paisagem_local\$slope_500	0,22	0,003			
(Intercept)	21,63	0,09				
PC1 (R)	floresta_200	-0,60	0,09	2,24 (3,8)	0,16	0,25
	paisagem_montante\$slope_bacia	-3,11	0,15			
	floresta_200:paisagem_montante\$slope_bacia	0,08	0,15			
PC2 (L)	(Intercept)	45,5	0,009			
	floresta_100	-0,63	0,01	7,0 (3,8)	0,01	0,62
	paisagem_local\$slope_500	-6,11	0,006			
	floresta_100:paisagem_local\$slope_500	0,08	0,008			
(Intercept)	5,36	0,01				
PC2 (R)	paisagem_montante\$slope_bacia	-0,90	0,01	8,16(1,10)	0,01	0,39

Agropecuária						
	Coefficientes	Estimate	Pr(> t)	F-statistic	p-value	Adjusted R-squared
PC1 (L)	(Intercept)	-4,21	0,43			
	agropecuaria_50	1,70	0,004	10,6	0,003	0,72
	paisagem_local\$slope_500	0,32	0,6	(3,8)		
	agropecuaria_50:paisagem_local\$slope_500	-0,19	0,005			
(Intercept)	-4,51	0,22				
PC1 (R)	agropecuaria_500	0,16	0,01	10,52	0,003	0,72
	paisagem_montante\$slope_bacia	0,45	0,47	(3,8)		
	agropecuaria_500:paisagem_montante\$slope_bacia	-0,02	0,04			
	(Intercept)	-5,80	0,28			
PC2 (L)	agropecuaria_100	0,37	0,02	5,874	0,02	0,57
	paisagem_local\$slope_500	0,81	0,20	(3,8)		
	agropecuaria_100:paisagem_local\$slope_500	-0,05	0,01			
	(Intercept)	10,68	5,45			
PC2 (R)	agropecuaria_30	-2,08	0,0003	25,35	0,0001	0,86
	paisagem_montante\$slope_bacia	-1,63	8,80	(3,8)		
	agropecuaria_30:paisagem_montante\$slope_bacia	0,27	0,0003			
	(Intercept)	10,68	5,45			

Áreas urbanas						
	Coefficientes	Estimate	Pr(> t)	F-statistic	p-value	Adjusted R-squared
PC1 (L)	(Intercept)	10,52	0,07	5,713	0,025	0,46
	urbano_200	-0,05	0,03	(2,9)		
	paisagem_local\$slope_500	-1,11	0,11			
PC1 (R)	(Intercept)	10,79	0,003		0,003	0,72
	urbano_bacia	-0,14	0,01	10,66		
	paisagem_montante\$slope_bacia	-1,45	0,007	(3,8)		
	urbano_bacia:paisagem_montante\$slope_bacia	0,01	0,06			
PC2 (L)	(Intercept)	7,82	0,18		0,12	0,29
	urbano_200	-0,23	0,21	2,539		
	paisagem_local\$slope_500	-1,06	0,14	(3,8)		
	urbano_200:paisagem_local\$slope_500	0,03	0,15			
PC2 (R)	(Intercept)	-0,94	0,14	5,086	0,04	0,27
	urbano_500	0,02	0,04	(1,10)		