

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ARTES, CIÊNCIAS E HUMANIDADES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE

LAURA ALEJANDRA DE LA HOZ OJEDA

**Efeitos da cobertura urbana, da sazonalidade e de sua interação na
qualidade da água de riachos da bacia hidrográfica do Alto Tietê**

São Paulo

2023

LAURA ALEJANDRA DE LA HOZ OJEDA

**Efeitos da cobertura urbana, da sazonalidade e de sua interação na
qualidade da água de riachos da bacia hidrográfica do Alto Tietê**

Dissertação apresentada à Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestra em Ciências pelo Programa de Pós-graduação em Sustentabilidade.

Versão corrigida contendo as alterações solicitadas pela comissão julgadora em 23 de outubro de 2023. A versão original encontra-se em acervo reservado na Biblioteca da EACH/USP e na Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP (BDTD), de acordo com a Resolução CoPGr 6018, de 13 de outubro de 2011.

Área de Concentração:

Gestão Ambiental

Orientador:

Prof. Dr. Luís César Schiesari

São Paulo

2023

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca da Escola de Artes, Ciências e Humanidades,
com os dados inseridos pelo(a) autor(a)
Brenda Fontes Malheiros de Castro CRB 8-7012; Sandra Tokarevicz CRB 8-4936

De La Hoz Ojeda, Laura Alejandra
Efeitos da cobertura urbana, da sazonalidade e
de sua interação na qualidade da água de riachos da
bacia hidrográfica do Alto Tietê / Laura Alejandra
De La Hoz Ojeda; orientador, Luis César Schiesari. -
- São Paulo, 2023.
65 p: il.

Dissertacao (Mestrado em Ciencias) - Programa de
Pós-Graduação em Sustentabilidade, Escola de Artes,
Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo,
2023.

Versão corrigida

1. Urbanização. 2. Cobertura urbana. 3.
Sazonalidade. 4. Qualidade da água. 5. Parâmetros
físico-químicos. 6. Riachos. I. Schiesari, Luis César,
orient. II. Título.

Nome: DE LA HOZ OJEDA, Laura Alejandra.

Título: Efeitos da cobertura urbana, da sazonalidade e de sua interação na qualidade da água de riachos da bacia hidrográfica do Alto Tietê.

Dissertação apresentada à Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestra em Ciências pelo Programa de Pós-graduação em Sustentabilidade.

Área de Concentração:
Gestão Ambiental

Aprovada em: 23 / 10 / 2023

Banca Examinadora

Prof. Dr. Luís César Schiesari

Instituição: Universidade de São Paulo

Julgamento: _____

Prof. Dr. Gabriel Lourenço Brejão

Instituição: Universidade Estadual Paulista (UNESP)

Julgamento: _____

Prof. Dr. Ricardo Hideo Taniwaki

Instituição: Universidade Federal do ABC

Julgamento: _____

AGRADECIMENTOS

Quero expressar minha profunda gratidão à vida, que continuamente me presenteia com momentos e experiências que nutrem meu ser, lembrando-me da maravilha de viver, aprender e permanecer humilde diante do vasto mundo que nos envolve.

Sou imensamente grata à Escola de Artes, Ciências e Humanidades (EACH) da Universidade de São Paulo e ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, que junto com toda a comunidade educativa, especialmente os professores e orientadores dedicados e inspiradores, que se empenham na excelência acadêmica e a formação de profissionais comprometidos com a causa da sustentabilidade em todas as suas dimensões, proporcionou-me uma formação de alta qualidade. A EACH ofereceu um ambiente propício para a pesquisa, colaboração e crescimento intelectual, profissional e pessoal, que foram fundamentais para o desenvolvimento das minhas habilidades e perspectivas na área. Portanto, meu sincero agradecimento por me proporcionarem esta valiosa oportunidade de crescimento e desenvolvimento.

Agradeço também, à Universidade Federal do ABC, cujo compromisso com a interdisciplinaridade e a cooperação interinstitucional me proporcionou um espaço de crescimento e aprendizado.

Expresso minha sincera gratidão a Luís Schiesari, pelo seu contínuo apoio e orientação ao longo da minha jornada acadêmica. Sua sabedoria, experiência e comprometimento com a excelência acadêmica foram fundamentais para meu crescimento como pesquisadora e profissional. Não apenas me forneceu orientação acadêmica sólida, mas também demonstrou um genuíno interesse no meu desenvolvimento pessoal e profissional. Suas orientações perspicazes, seu incentivo constante e sua capacidade de desafiar meu pensamento me ajudaram a ampliar meus horizontes e a enfrentar os desafios da pesquisa de forma mais eficaz. A maneira como integra a teoria à prática e promove uma abordagem interdisciplinar para abordar os problemas ambientais complexos é um exemplo a ser seguido. Suas lições, conselhos e apoio serão lembrados com carinho e gratidão ao longo da minha carreira.

Agradeço profundamente a Ricardo Taniwaki, Giulia Baldaconi Bispo e Luís Schiesari, por compartilharem os dados de qualidade da água obtidos durante a temporada seca de 2021, que foram a base de comparação sazonal para os dados de qualidade da água que coletei na temporada chuvosa de 2022.

Gostaria de estender meus sinceros agradecimentos a Hagop Barsoumian, Lucas Galli do Rosário, João Pedro Calil Barcellos Leite, Giovanni Correia e Victoria Balthazar, que

contribuíram significativamente no campo na coleta de amostras durante a temporada seca.

Desejo expressar minha gratidão a Geison Castro e Lucas Beltrami pelo apoio no laboratório.

Expresso minha sincera gratidão a Mariana Morilla, cujo apoio e dedicação no laboratório da UFABC para o análise de amostras de água foram de inestimável importância para o êxito desta pesquisa.

Agradeço a Leandro e Ingo Grantsau da Secretaria de Meio Ambiente de Santo André, assim como ao Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo e ao Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Padre Dória por terem gentilmente permitido o acesso ao Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba e à Estação Biológica de Boraceia, respectivamente.

Agradeço intensa e profundamente o Juan, não apenas meu esposo e parceiro na vida, mas também meu amigo, guia, estatístico e conselheiro: em você, vejo um universo de cores e um amor inquebrantável. Você tem sido o pilar fundamental em cada passo desta trajetória, sem você, essa jornada não teria sido a mesma.

Minha eterna gratidão ao imenso amor de minha mãe, que, apesar da distância, me lembra com cada ligação e palavra que a vida é um presente, tornando-se ainda mais especial com sua presença nela.

À Daniela, agradeço por ser um apoio constante e pela amizade que compartilhamos dia após dia.

Por fim, é importante mencionar que parte desta pesquisa foi financiada por recursos do Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade da Universidade de São Paulo, no âmbito do Programa de Apoio à Pós-Graduação (PROAP), bem como por meio de um Auxílio à Pesquisa concedido no âmbito do Edital de Apoio a Projetos Integrados de Pesquisa em Áreas Estratégicas (PIPAE) da Pró-Reitoria de Pesquisa da Universidade de São Paulo, conforme Edital 822/21, Processo 21.1.10424.1.9. Agradeço profundamente a essas instituições pelo apoio fundamental que possibilitou a realização deste estudo.

Muito obrigada!

RESUMO

DE LA HOZ OJEDA, Laura Alejandra. **Efeitos da cobertura urbana, da sazonalidade e de sua interação na qualidade da água de riachos da bacia hidrográfica do Alto Tietê.** 2023. 65 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-graduação em Sustentabilidade. Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2023. Versão corrigida.

Durante as últimas décadas, o crescimento populacional e a urbanização acelerada têm exercido pressão sobre os ecossistemas fluviais, impactando tanto a qualidade quanto a disponibilidade da água. Este estudo analisou os efeitos da cobertura urbana, da sazonalidade e de sua interação na qualidade da água de riachos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, São Paulo, Brasil. Parâmetros físico-químicos foram avaliados ao longo de um gradiente de cobertura urbana durante as estações seca e chuvosa. Os resultados mostraram que a cobertura urbana impactou severamente a qualidade da água, com aumento na descarga, temperatura, pH, condutividade, turbidez e concentrações de nutrientes, e diminuição do oxigênio dissolvido. A sazonalidade foi determinante, com maior descarga, temperatura e pH durante a estação chuvosa e elevação das concentrações de nutrientes na seca. A interação entre urbanização e sazonalidade evidenciou-se quando áreas densamente urbanizadas exibiram descarga, turbidez e concentrações de nutrientes amplificados na estação seca e pH elevado na chuvosa, sugerindo que a urbanização amplifica as variações sazonais destes parâmetros. O cenário atual destaca a necessidade urgente de estratégias integradas para combater a poluição hídrica em áreas urbanizadas, garantindo a qualidade da água. São essenciais medidas como monitoramento, infraestrutura verde, tratamento de esgoto e educação ambiental. A cooperação interinstitucional e estudos futuros são cruciais para prevenir e minimizar impactos futuros.

Palavras-chave: Urbanização, Cobertura urbana, Sazonalidade, Qualidade da água, Parâmetros físico-químicos, Riachos.

ABSTRACT

DE LA HOZ OJEDA, Laura Alejandra. **The effects of urban cover, seasonality and their interaction on the water quality of the streams in the Alto Tietê Watershed.** 2023. 65 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Postgraduate Program in Sustainability, School of Arts, Sciences and Humanities, University of São Paulo, São Paulo, 2023. Corrected version.

Over recent decades, population growth and rapid urbanization have put pressure on river ecosystems, affecting both water quality and availability. This study examined the effects of urban coverage, seasonality, and their interaction on the water quality of streams in the Alto Tietê Watershed, São Paulo, Brazil. Physicochemical parameters were evaluated across an urban coverage gradient during the dry and rainy seasons. The results showed that urban coverage severely impacted water quality, with increases in discharge, temperature, pH, conductivity, turbidity, and nutrient concentrations, and a decrease in dissolved oxygen. Seasonality played a decisive role, with higher discharge, temperature, and pH during the rainy season and increased nutrient concentrations in the dry season. The interaction between urbanization and seasonality became evident when densely urbanized areas exhibited amplified discharge, turbidity, and nutrient concentrations in the dry season and elevated pH in the rainy season, suggesting that urbanization intensifies the seasonal variations of these parameters. The current scenario underscores the urgent need for integrated strategies to combat water pollution in urbanized areas, ensuring water quality. Essential measures include monitoring, green infrastructure, sewage treatment, and environmental education. Inter-institutional cooperation and future studies are vital to prevent and mitigate future impacts.

Keywords: Urbanization, Urban coverage, Seasonality, Water quality, Physicochemical parameters, Streams.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Pontos selecionados para a amostragem.....	24
Figura 2 - Metodologia de lançamento de soluto conservativo (NaCl) para determinação da descarga dos riachos	26

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Temperaturas e precipitações diárias registradas na Estação Seca (entre julho e setembro do 2021)	21
Gráfico 2 - Temperaturas e precipitações diárias registradas na Estação Chuvosa (entre janeiro e março do 2022)	22
Gráfico 3 - Exemplo da variação temporal da condutividade da água após do lançamento do soluto (NaCl) (tempo 0). riacho 681, 0% de cobertura urbana (10/01/2022). Condutividade inicial de 23.5 $\mu\text{s/cm}$	26
Gráfico 4 - Descarga (L/s) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia na estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)	31
Gráfico 5 - Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)	32
Gráfico 6 - pH dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)	33
Gráfico 7 - Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/cm}$) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)	34
Gráfico 8 - Oxigênio Dissolvido (mg/L) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)	35
Gráfico 9 - Turbidez (NTU) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)	36
Gráfico 10 - Nitrogênio Total (mg/L) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)	37
Gráfico 11 - Nitrogênio Total Dissolvido (mg/L) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)	38
Gráfico 12 - Fósforo Total (mg/L) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)	39
Gráfico 13 - Carbono Total Dissolvido (mg/L) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)	40

Gráfico 14 - Carbono Inorgânico Dissolvido (mg/L) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)	41
Gráfico 15 - Carbono Orgânico Dissolvido (mg/L) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Análise de Desvio dos Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM) para cada parâmetro de qualidade da água	43
Tabela 2 - Influência da cobertura urbana na microbacia, sazonalidade, e da interação entre cobertura urbana na microbacia e sazonalidade em parâmetros de qualidade da água dos riachos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê.....	43

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AICc	Critério de Informação de Akaike Corrigido
BHAT	Bacia Hidrográfica do Alto Tietê
CETESB	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
CID	Carbono Inorgânico Dissolvido
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CTD	Carbono Total Dissolvido
EMPLASA	Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano
GLMMs	Modelos Lineares Mistos Generalizados
GLMs	Modelos Lineares Generalizados
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia, Estação Interlagos
LCMA	Laboratório de Caracterização de Matrizes Ambientais
NT	Nitrogênio Total
NTD	Nitrogênio Total Dissolvido
PT	Fósforo Total
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
UFABC	Universidade Federal do ABC

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	MÉTODOS	20
2.1	Área de estudo	20
2.2	Mapeamento e seleção de microbacias	22
2.3	Amostragem.....	24
2.4	Determinação dos parâmetros físicos e químicos.....	25
2.5	Análises estatísticas	28
3	RESULTADOS.....	30
3.1	Descarga	30
3.2	Temperatura.....	31
3.3	pH	32
3.4	Condutividade Elétrica.....	33
3.5	Oxigênio Dissolvido.....	34
3.6	Turbidez.....	35
3.7	Nitrogênio Total (NT)	36
3.8	Nitrogênio Total Dissolvido (NTD).....	37
3.9	Fósforo Total (PT).....	39
3.10	Carbono Total Dissolvido (CTD).....	40
3.11	Carbono Inorgânico Dissolvido (CID)	41
3.12	Carbono Orgânico Dissolvido (COD)	41
4	DISCUSSÃO.....	45
5	CONCLUSÕES	55
	REFERÊNCIAS	57

1 INTRODUÇÃO

Durante as últimas décadas, o processo de urbanização e o aumento da população geraram uma pressão crescente sobre os ecossistemas fluviais, com consequências para a provisão de água para o consumo humano (Dudgeon *et al.*, 2006). Esta pressão tem-se mantido constante e atingiu níveis insustentáveis devido à falta de equilíbrio entre a utilização do recurso e a sua capacidade de renovação. Consequentemente, a qualidade e a disponibilidade de água são afetadas e os ecossistemas fluviais sofrem transformações significativas (Strayer; Dudgeon, 2010).

A qualidade da água é uma das principais preocupações neste contexto, estando diretamente relacionada com a integridade dos ecossistemas aquáticos (Bogardi; Leentvaar; Sebesvári, 2020), e, consequentemente, da saúde e bem-estar das populações humanas que deles dependem (Jayaswal *et al.*, 2018). Portanto, torna-se essencial a gestão eficaz da água, que depende de medidas apropriadas de monitoramento e controle.

Deve se notar que a qualidade da água pode variar significativamente dependendo da localização e condições geográficas, estação do ano, clima e atividades humanas incluindo fontes pontuais e difusas de poluição (Halдар *et al.*, 2020). Neste sentido, países tropicais de forma geral, e países tropicais em desenvolvimento em particular, enfrentam desafios específicos em termos de qualidade da água devido a temperatura, luminosidade, precipitações elevadas (Ramírez; Pringle; Wantzen, 2008) e urbanização acelerada frequentemente sem planejamento, que cria demanda crescente por água potável e déficit no tratamento de águas residuais (Ramírez; Pringle; Wantzen, 2008; Marques; Cunico, 2023; Onestini, 2011). Da mesma forma, os corpos de água urbanos nessas áreas são mais propensos a abrigar vetores de doenças transmitidas pela água e bactérias perigosas (Wantzen *et al.*, 2019).

Todos esses fatores podem gerar complicações adicionais na qualidade da água e aumentar o risco de proliferação de algas, bactérias e outros contaminantes, interferindo na ciclagem de nutrientes e na regulação do oxigênio na água (Wantzen *et al.*, 2019). Isso afeta a sustentabilidade e a proteção dos recursos hídricos nessas regiões sensíveis, reforçando a necessidade de realizar estudos de avaliação ou monitoramento da qualidade da água que demonstrem as características particulares dessas regiões para entender os efeitos da urbanização e da sazonalidade na qualidade da água.

A variação na qualidade da água pode ser atribuída a fatores tanto naturais quanto antrópicos. Mesmo em condições prístinas, os fatores físicos, químicos e biológicos (como temperatura, turbidez, velocidade do fluxo, quantidade de luz que passa através da água, pH,

concentração de sais e nutrientes, diversidade de espécies, presença de patógenos e densidade populacional) influenciam a qualidade da água (Khatri; Tyagi, 2015). Além disso, a erosão de minerais, a evapotranspiração, a escoamento, a lixiviação de matéria orgânica e nutrientes e as atividades biológicas no meio modulam a variabilidade em sua qualidade e configuram os ecossistemas de água doce (Baron *et al.*, 2004). Portanto, em seu estado natural, a água conterà partículas suspensas e substâncias dissolvidas, como matéria orgânica e inorgânica, íons maiores dissolvidos, gases (O₂ e CO₂) e metais traço, que contribuem para o bem-estar dos organismos e definem sua qualidade (Allan; Castillo; Krista, 2021, 2021).

No entanto, o impacto mais significativo na qualidade da água é atribuível a fatores antropogênicos. A alteração das paisagens pela ação humana tem provocado alterações no ciclo hidrológico através da construção de superfícies impermeáveis e sistemas de drenagem de águas pluviais e residuais, como aponta Allan (2004), alterando a forma como a precipitação se distribui entre infiltração, evapotranspiração e escoamento.

Porém, a principal diferença entre os fatores naturais ou antrópicos, não é apenas sua origem, mas também as possibilidades de recuperação do rio. De acordo com Allan *et al.* (2021), todas as atividades na bacia interferem direta ou indiretamente nos cursos de água, mas a interferência humana é extremamente difícil de se recuperar e desempenha um papel importante na saúde dos ecossistemas fluviais.

Impacto da urbanização na qualidade da água

A Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (BHAT), situada no coração da Região Metropolitana de São Paulo, é uma representação viva dos desafios impostos pelas alterações no uso da terra à quantidade e qualidade da água. Com aproximadamente 30% de sua área já urbanizada, fica evidente a influência humana sobre esta região. Este avanço contrasta de forma significativa com os 36% do território ainda cobertos por vegetação nativa da Mata Atlântica, sublinhando o contraste entre as zonas urbanizadas e as áreas florestais preservadas. Adicionalmente, a densa população da RMSP intensifica os problemas de contaminação química nos recursos hídricos, consequência direta do lançamento de substâncias tóxicas. Esta deterioração compromete tanto a biodiversidade local como a saúde da população que depende dos recursos hídricos da BHAT.

Em uma perspectiva global, observa-se uma tendência de adensamento populacional nos centros urbanos. Projeções, como as da UN-Habitat (2022), indicam que 68% da população mundial residirá em áreas urbanas até 2050. Esta urbanização acelerada, aliada à influência das atividades humanas, tem comprometido a qualidade da água, como apontado por estudos (Allan, 2004; Albert *et al.*, 2021; Paul; Meyer 2001; Carpenter; Stanley; Zanden, 2011). Consequentemente, os córregos e rios, considerados os sistemas de água doce mais vulneráveis

do mundo (Strayer; Dudgeon, 2010), enfrentam os sintomas da síndrome do riacho urbano definidos por Walsh et al. (2005).

Hidrologicamente, os sintomas são múltiplos e profundos. As áreas urbanas, com sua extensa presença de superfícies impermeáveis, como asfalto, concreto e telhados, transformam drasticamente a dinâmica da água. Naturalmente, em áreas não urbanizadas, a água da chuva se infiltra no solo, é absorvida pela vegetação e é lentamente liberada para os córregos e rios. Contudo, nas paisagens urbanas, essa absorção natural é dramaticamente reduzida.

Em resposta a eventos de chuva, as zonas urbanas mostram um comportamento quase imediato de escoamento. Isto significa que grandes volumes de água se deslocam rapidamente para os córregos e rios, gerando picos de fluxo muito mais intensos e em curtos períodos. Este fenômeno é frequentemente referido como "escoamento superficial acelerado". Como resultado, a infiltração no solo é minimizada, o que, em última análise, afeta o recarregamento dos aquíferos e pode levar à escassez de água subterrânea a longo prazo.

Esse rápido escoamento superficial também carrega consigo uma grande carga de poluentes, como nutrientes excedentes, resíduos de petróleo e metais pesados, coletados das superfícies urbanas. Estes poluentes são descarregados diretamente nos corpos da água, agravando ainda mais a qualidade da água e impactando negativamente os ecossistemas aquáticos.

Além disso, a rápida resposta hidrológica das áreas urbanas pode levar a episódios frequentes de inundação, mesmo durante eventos de chuva moderados. Isso não só causa danos materiais e ameaça a vida humana, mas também pode desencadear processos erosivos nas margens dos rios e córregos, levando a alterações morfológicas a longo prazo e perda de habitats valiosos para a biodiversidade aquática.

No aspecto estrutural e geomorfológico, os rios urbanos frequentemente sofrem modificações antropogênicas, seja para acomodar infraestruturas ou para tentar controlar o escoamento de água. Os leitos dos rios são frequentemente alargados, retificados ou até revestidos com concreto. Tais intervenções levam a uma perda da complexidade do habitat, que é vital para a biodiversidade aquática. As margens dos rios, anteriormente estáveis e ricas em vegetação, tornam-se erodidas, instáveis e muitas vezes desprovidas de cobertura vegetal.

Os sintomas da síndrome do riacho urbano são variados. Além dos já mencionados picos de fluxo e alterações geomorfológicas, há uma elevação nas concentrações de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, provenientes de escoamentos superficiais carregados de fertilizantes urbanos e resíduos. Isso, por sua vez, pode levar à eutrofização da água, um fenômeno onde o excesso de nutrientes causa um crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas, resultando

em zonas mortas. Outros contaminantes, como metais pesados e produtos químicos, também são frequentemente encontrados em altas concentrações. Biologicamente, a biodiversidade dos rios é reduzida, com espécies mais sensíveis sendo substituídas por aquelas tolerantes à poluição e perturbação. A temperatura da água também pode aumentar devido ao escoamento quente das superfícies urbanas, afetando ainda mais a vida aquática.

Apesar dos avanços no entendimento dessa síndrome, ainda é imprescindível continuar a pesquisa sobre os efeitos da urbanização na dinâmica dos córregos urbanos, a fim de propor soluções eficazes para sua reabilitação e conservação (Allan; Castillo; Krista, 2021).

Estudos realizados indicam claramente que a qualidade da água em zonas densamente urbanizadas encontra-se em um estado de deterioração significativo (Cerqueira *et al.*, 2020; Ternus *et al.*, 2011; Gücker *et al.*, 2016).

Os centros urbanos são reconhecidos como importantes fontes de contaminação que podem ter um impacto negativo nos sistemas fluviais, piorando sua qualidade (Paul; Meyer, 2001). Estes contaminantes incluem metais pesados, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, herbicidas, elementos traços, compostos orgânicos voláteis, microplásticos e detergentes, entre outros (Müller *et al.*, 2020), além dos chamados contaminantes emergentes como produtos farmacêuticos, produtos de cuidado pessoal, disruptores endócrinos, filtros UV, drogas ilícitas, metabólitos e aditivos alimentares, entre outros (Peña-Guzmán *et al.*, 2019; Campanha *et al.*, 2015). A presença de contaminantes pode levar a processos de eutrofização e gerar pulsos de toxicidade que, em última instância, podem piorar a qualidade da água e ameaçar a saúde dos ecossistemas aquáticos (Paul; Meyer, 2001; Kumar; Borah; Devi, 2020).

Consequentemente, a qualidade da água nas zonas urbanas é uma preocupação crescente devido à elevada poluição que enfrenta. Diferentes mecanismos contribuíram para esta situação, sendo o aumento das superfícies impermeáveis um dos fatores mais relevantes (Brabec; Schulte; Richards, 2002). Esta impermeabilização gera um desequilíbrio na hidrologia da bacia e uma maior fração do escoamento superficial (Chithra *et al.*, 2015; Shuster *et al.*, 2005), o que provoca que vários contaminantes presentes na superfície sejam arrastados pela água e transportados para riachos próximos. Além disso, a transferência de calor para a água da chuva por parte destas superfícies impermeáveis provoca uma alteração térmica nos riachos receptores (Roa-Espinosa *et al.*, 2003; Kaushal *et al.*, 2010). Wang *et al.* (2020) demonstraram que existe uma correlação negativa entre a porcentagem de área impermeável e vários parâmetros importantes da água, como a temperatura, o potencial de oxidação-redução, a condutividade elétrica e a concentração total de Nitrogênio (N) e Fósforo (P). A impermeabilização revela-se como um importante indicador de urbanização, uma vez que tem um efeito linear na qualidade

e saúde das bacias hidrográficas.

Por outro lado, a descarga de águas residuais de lares e indústrias tem sido outro mecanismo chave que afetou a qualidade da água nas zonas urbanas. Medeiros *et al.* (2017) concluíram que descargas de águas residuais não tratadas diretamente nos riachos, combinadas com a liberação de águas residuais nos sistemas de coleta de água da chuva e a redução das áreas verdes, aumentam a degradação dos riachos que atravessam as áreas urbanas e não estão monitorados nem controlados pelas agências ambientais. Da mesma forma, Figueroa-Nieves *et al.* (2014) demonstraram que os efluentes de águas residuais têm um impacto significativo na qualidade da água de rios e riachos tropicais, especialmente na exportação de nutrientes (nitrogênio orgânico (DON), cloreto (Cl⁻), nitrato (NO₃⁻-N), amônio (NH₄⁺-N), fósforo (PO₄⁻-P) e carbono orgânico dissolvido (DOC)).

Outro mecanismo pelo qual a urbanização pode afetar a qualidade da água é através das mudanças no uso do solo e cobertura vegetal. Allan (2004) identificou que o uso do solo pode ter um impacto significativo nos ecossistemas fluviais, e existem vários mecanismos pelos quais este impacto pode se manifestar: sedimentação, enriquecimento de nutrientes, contaminação por poluentes, alteração hidrológica, degradação da vegetação ribeirinha e perda de grandes troncos e madeira.

Da mesma forma, Dosskey *et al.* (2010) analisaram que o desmatamento tem múltiplos impactos diretos nos ecossistemas de córregos e rios. A eliminação da vegetação da bacia hidrográfica, especialmente a vegetação ribeirinha, altera o movimento da água da terra para o córrego, o que resulta em aumento da erosão e sedimentação no canal, alterações no fluxo de água, maior impacto da luz na superfície da água, aumento da temperatura da água e mudanças na química dos solutos do córrego. Desta forma, a presença da vegetação pode melhorar significativamente a capacidade de infiltração do solo e reduzir a erosão e deposição de sedimentos, influenciando na dinâmica da água ao aumentar a evapotranspiração e reduzir o fluxo de água em direção aos corpos d'água subterrâneos. Esses processos podem alterar a disponibilidade e o destino de nutrientes e contaminantes transportados pela água (Livesley; McPherson; Calfapietra, 2016) e podem ter importantes implicações para a qualidade da água e a saúde dos ecossistemas aquáticos. Apesar de vários países das regiões tropicais possuírem alguma legislação ambiental para reduzir os efeitos negativos do desmatamento nos córregos, sua aplicação é fraca. Por exemplo, requer zonas de amortecimento de 30 m para córregos de até 10 metros (ou artigo 4º da Lei 12.651 (Brasil, 2012)).

Esses mecanismos podem introduzir diversos contaminantes na água, afetando sua qualidade, e sua presença pode ser medida por meio de parâmetros físico-químicos, como pH,

condutividade elétrica, concentração de oxigênio dissolvido, entre outros. Nesse sentido, a análise dos parâmetros físicos e químicos da água é uma ferramenta valiosa para entender a dinâmica da qualidade da água e sua relação com as atividades humanas. Além disso, contribui para o desenho e implementação de estratégias de gestão adequadas para mitigar os efeitos negativos sobre a sua qualidade.

Impacto das variações sazonais na qualidade da água

A sazonalidade é, muito frequentemente, um importante fator modulador das condições abióticas dos ecossistemas aquáticos, com importantes consequências para a biota (Dodds *et al.*, 2019). Por este motivo é fundamental considerar a variabilidade sazonal na análise da qualidade da água (Ouyang *et al.*, 2006).

Em muitas bacias tropicais, o clima se caracteriza por uma marcada sazonalidade, com estações úmidas e secas bem definidas. A precipitação é determinada pela oscilação da zona de convergência intertropical (Waliser; Jiang, 2015), apresentando meses frios com temperaturas acima de 18 °C., bacias com escoamento mais alto e temperaturas da água dos rios geralmente muito quentes (Syvitski *et al.*, 2014). Particularmente a BHAT se caracteriza por invernos secos, com temperaturas abaixo de 18°C (entre junho e agosto), e um verão bastante chuvoso, com temperaturas acima de 22°C (Alvares *et al.*, 2013).

Os diversos processos que compõem o ciclo hidrológico, como precipitação, escoamento superficial e escoamento das águas subterrâneas, são determinantes para a qualidade da água. A variação sazonal desses processos impacta diretamente as vazões e, conseqüentemente, a concentração de poluentes no rio (Vega *et al.*, 1998). Diante disso, é necessário desenvolver novas estratégias para gerenciar o volumoso escoamento gerado pelas chuvas tropicais, que têm potencial para transportar significativas quantidades de poluentes para os córregos (Ramírez; Pringle; Wantzen, 2008).

Assim sendo, é evidente que as variações sazonais, especialmente em regiões como a BHAT, desempenham um papel crucial na gestão e proteção da qualidade da água. Reconhecer e entender estes padrões climáticos e a sua relação com os processos hidrológicos é vital para estabelecer políticas de gestão da água mais eficazes e sustentáveis.

Nesse contexto, esta pesquisa teve como objetivo analisar o efeito da cobertura urbana e da sazonalidade, bem como a sua interação, na qualidade da água dos riachos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. O mosaico paisagístico da bacia, com áreas intensamente urbanizadas e zonas preservadas da Mata Atlântica, evidencia a necessidade de investigar a influência da cobertura urbana e das variações sazonais na qualidade hídrica.

Foram formuladas as seguintes hipóteses: em primeiro lugar, considerando a

impermeabilização do solo e a infraestrutura deficitária de tratamento de esgoto espera-se que o incremento na porcentagem de cobertura urbana na microbacia exerça um marcado impacto negativo na qualidade da água dos riachos, refletido pelo aumento da temperatura, turbidez, condutividade elétrica e concentração de nutrientes, como carbono, nitrogênio e fósforo, além de uma redução na concentração de oxigênio dissolvido. Por outra parte, prevê-se também uma alteração na quantidade de água disponível, aumentando à medida que a cobertura urbana cresce.

Em segundo lugar, prevê-se variações sazonais significativas na qualidade da água. Durante a estação chuvosa, que ocorre no verão, espera-se maior temperatura e descarga e uma melhora na qualidade da água devido à diluição dos poluentes pela precipitação. Esta diluição deverá ser observada apesar do aumento do escoamento superficial, que pode acarretar uma maior quantidade de contaminantes nas microbacias.

Finalmente, espera-se que a interação entre cobertura urbana e sazonalidade provoque um efeito combinado na qualidade da água, resultando em maior degradação nos riachos com maior cobertura urbana durante a estação seca.

Em geral, esta investigação busca melhorar a compreensão de como a urbanização e a sazonalidade afetam a qualidade da água nas microbacias do Alto Tietê, o que permitirá identificar estratégias de manejo e proteção dessas importantes fontes de água. Os resultados desta investigação também podem ser úteis para outras regiões com problemas semelhantes em todo o mundo.

2 MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Este estudo foi conduzido na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (BHAT), localizada principalmente na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), no estado de São Paulo (SP), Brasil. A BHAT se encontra no Planalto Atlântico, próximo ao litoral e numa altitude média de 750 metros acima do nível do mar. Seu território abrange uma área de drenagem de 5.775,12 km² (CBH-AT, 2021).

Esta bacia, também conhecida como a cabeceira do Rio Tietê, abriga rios de pequeno porte, destacando-se os rios Tietê e Pinheiros, bem como seus afluentes. Além disso, várias represas, incluindo as de Billings, Guarapiranga, Taiaçupeba, Jundiaí, Ponte Nova, Biritiba e Paraitinga, fazem parte integral desta bacia. No entanto, a alta densidade populacional na região e a sobreposição significativa da BHAT com a RMSP (70% da superfície da RMSP se encontra nesta bacia), caracterizam a BHAT como uma bacia predominantemente metropolitana (CBH-AT, 2019; CAMPOS, 2008). Como consequência, a disponibilidade hídrica na área é limitada.

A BHAT revela uma notável diversidade no uso do solo, com distribuição heterogênea de suas diferentes categorias. A área urbanizada corresponde a cerca de 30% do uso total do solo na bacia evidenciando a presença significativa de atividades humanas. Há também uma considerável parcela de 7,5% destinada para silvicultura. As atividades agrícolas, por sua vez, representam 5,3% da ocupação do solo, enquanto capoeira/campo ocupa 17,06%, refletindo a importância da produção agrícola na região. Além disso, há outros usos que correspondem a 4,14% do território (CBH-AT, 2019).

Por outro lado, as áreas de vegetação nativa abarcam 36% do território e possuem uma relevância ecológica significativa, principalmente por abrigar remanescentes florestais da Mata Atlântica, mais especificamente, a Floresta Ombrófila Densa. Esse ecossistema é caracterizado por sua densa cobertura vegetal e alta diversidade de espécies, desempenhando um papel vital na conservação da fauna e flora da região, além de ser considerado um dos *hots pots* de biodiversidades mais ameaçados do planeta (Myers *et al.*, 2000).

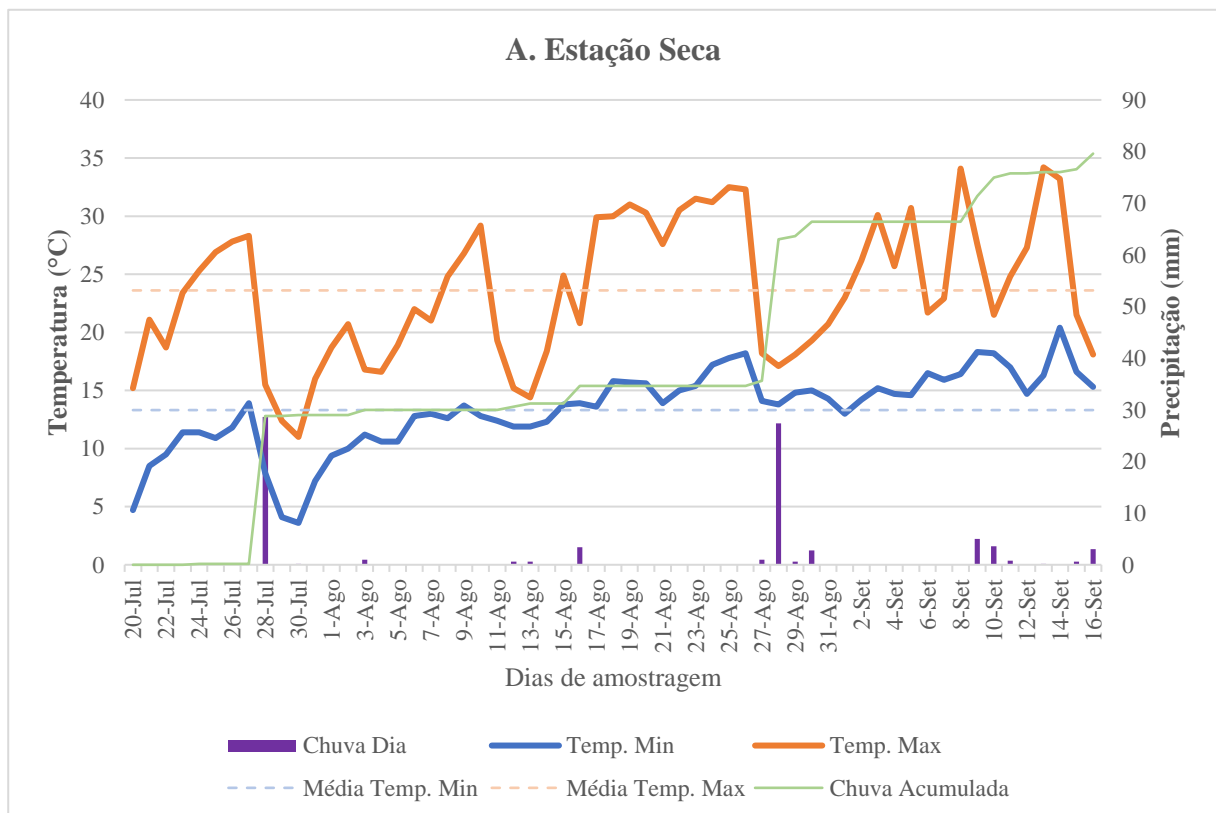
De acordo com Alvares *et al.*, (2013), o clima da BHAT é subtropical úmido (Cwa de Köppen), caracterizado por invernos secos, com temperaturas abaixo de 18°C (entre junho e agosto), e um verão bastante chuvoso, com temperaturas acima de 22°C (entre dezembro e fevereiro). A temperatura média na BHAT é de cerca de 17,8°C, e varia de médias anuais de 13,8 a 24,3°C. A precipitação varia pouco ao longo da bacia, com média de 1.400 mm por ano.

Com base nos dados coletados na Estação Automática do INMET em Interlagos, São Paulo, observou-se uma clara diferença sazonal entre as temporadas de amostragem (Gráfico 1), tanto em termos de precipitação quanto de temperatura.

Na estação seca (julho, agosto e setembro de 2021), as precipitações foram bastante baixas, com um total acumulado de apenas 79,6 mm. Além disso, as temperaturas foram mais baixas durante este período, com uma média mínima de 13°C e máxima de 24°C, alcançando extremos de 4°C e 34°C (Gráfico 1).

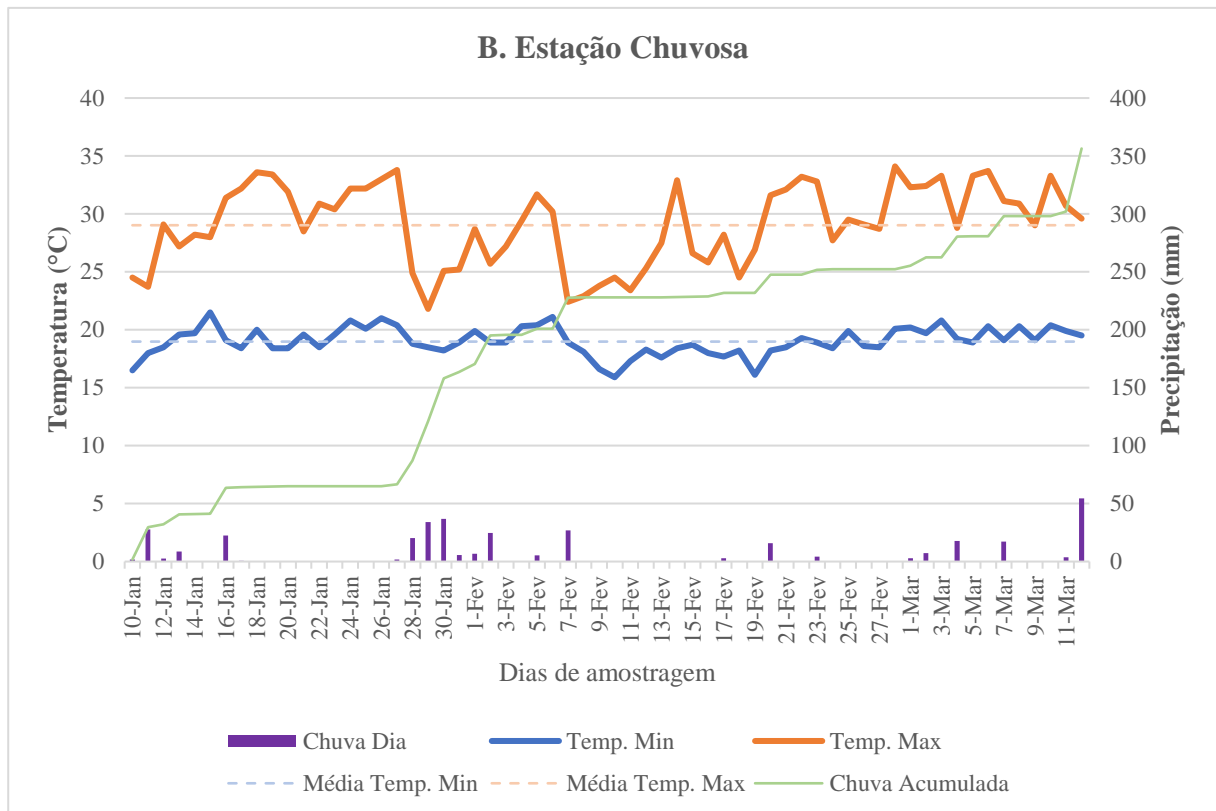
Já na estação chuvosa (janeiro, fevereiro e março de 2022), o volume de precipitação aumentou significativamente, com um total acumulado de 356,4 mm. As temperaturas também foram mais elevadas, com uma média mínima de 18,9°C e máxima de 29,0°C, atingindo extremos de 16°C e 34°C (Gráfico 2).

Gráfico 1 - Temperaturas e precipitações diárias registradas no decorrer dos períodos de amostragem na Estação Seca (entre julho e setembro do 2021)



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Instituto Nacional de Meteorologia, Estação Interlagos (INMET).

Gráfico 2 - Temperaturas e precipitações diárias registradas no decorrer dos períodos de amostragem na Estação Chuvosa (entre janeiro e março do 2022)



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Instituto Nacional de Meteorologia, Estação Interlagos (INMET).

2.2 Mapeamento e seleção de microbacias

Este projeto de dissertação foi desenvolvido como parte de um projeto mais amplo focado na avaliação das consequências da urbanização na estrutura e funcionamento de ecossistemas aquáticos lóticos, liderado pelo meu orientador Prof. Luís Schiesari. Para esse projeto foram identificadas e delimitadas manualmente, em SIG ArcGIS 10.5, todas as microbacias drenadas por riachos de 3ª ordem da UGRHI 06 "Alto Tietê" seguindo o sistema de Strahler com base em shapefiles de hidrografia da CETESB (escala 1:25.000) e curvas de nível (com espaçamento de 20 metros) do IBGE (escala 1:25.000). Essas microbacias delimitadas foram então avaliadas em relação ao uso e cobertura da terra com base nos dados do MapBiomas 5.0 (2021) e EMPLASA (2002).

Com o objetivo de minimizar a influência de outros fatores além do uso da terra nas variáveis medidas, foi selecionada uma sub-região com características relativamente homogêneas de relevo, geologia e clima, representada por um buffer de 20 km ao redor do

divisor de águas da Serra do Mar. Dentro desse buffer, apenas microbacias com complementaridade no uso da terra (porcentagem de floresta + porcentagem de infraestrutura urbana) superior a 75% foram consideradas, a fim de evitar a influência de outros usos da terra, como pastagens, agricultura e silvicultura, nas variáveis medidas. Foram ainda excluídas microbacias inacessíveis, microbacias com atividades de mineração, aterro sanitário ou lixões e microbacias cujos exutórios estivessem imediatamente abaixo de barragens.

Foram então selecionadas, dentro deste buffer, 50 microbacias: 10 microbacias inteiramente (>99%) cobertas por floresta que representam condições biológicas, físicas, químicas e estruturais de referência; e 4 microbacias em cada um de 10 percentis de cobertura de infraestrutura urbana (10±5%, 20±5%, 30±5%, 40±5%, 50±5%, 60±5%, 70±5%, 80±5%, 90±5% e 100% de cobertura urbana). Estas 50 microbacias estiveram distribuídas em 4 das 6 sub-bacias do Alto Tietê (Cabeceiras; Billings-Tamanduateí; Penha-Pinheiros; Cotia-Guarapiranga) as demais sub-bacias (Juqueri-Cantareira e Pinheiros-Pirapora) não se estendem até o buffer de 20km.

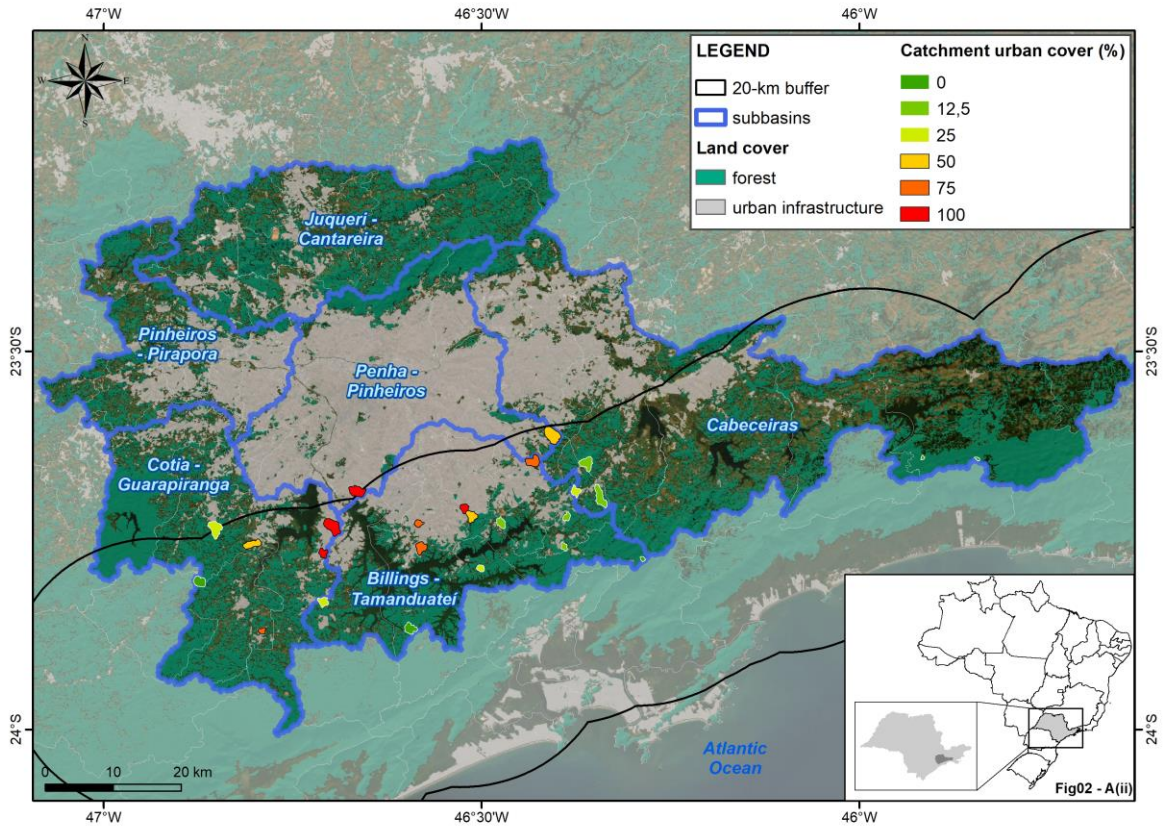
Os riachos drenando essas 50 microbacias foram amostrados para avaliar uma ampla variedade de parâmetros hidrológicos, físicos e químicos de qualidade da água na estação seca, entre julho e setembro de 2021, (portanto antes do início deste projeto de mestrado).

Uma vez que este projeto de mestrado pretende identificar os efeitos da urbanização, da sazonalidade, e da interação entre urbanização e sazonalidade em parâmetros físico-químicos de qualidade da água, esta amostragem foi repetida, com ajustes, na estação chuvosa subsequente (entre janeiro e março de 2022).

A partir da análise preliminar dos dados físico-químicos, concluí se que uma análise de 25 microbacias (ao invés de 50) distribuídas em seis percentis (ao invés de 11) de infraestrutura urbana constituiria um delineamento suficientemente forte para atingir os objetivos acima descritos (Figura 1). Estes percentis foram: 0%, 12.5±5%, 25±5%, 50±5%, 75±5% e 100%. Note que esta seleção de percentis inclui amostragem em cada quarto de incremento em infraestrutura urbana, desde os inteiramente florestados até os inteiramente urbanizados (0, 25, 50, 75, 100%) mais um percentil com baixa incidência de urbanização (12.5±5%) escolhido porque as análises preliminares mostraram que a velocidade da degradação ambiental é muito alta no início do gradiente. Em todos os casos, os riachos selecionados para amostragem na estação chuvosa foram riachos amostrados na estação seca; isso foi possível pela reorganização da classificação dos percentis (por exemplo, uma parte dos riachos selecionados nos percentis de 20% e 30% de urbanização na estação seca formou o conjunto de riachos selecionados para o percentil de 25% na estação chuvosa).

Cada percentil de uso da terra foi representado por quatro riachos (ou seja, quatro réplicas), com exceção do percentil de 50% de urbanização, que foi representado por apenas três riachos, devido à falta de microbacias suficientes nesta categoria de uso da terra. Os percentis de 0 e 12,5 foram representados por cinco riachos cada um.

Figura 1 - Pontos selecionados para a amostragem



Fonte: Elaborado por colaboradora (Carolina Pedrotti).

2.3 Amostragem

Todos os protocolos de amostragem, processamento e análise de amostras, foram iguais aos utilizados na estação seca, garantindo assim uma alta comparabilidade dos dados.

Entre o 10 de janeiro e 12 de março de 2022 cada um dos 24 riachos foram visitados em três ocasiões para amostragem da quantidade (descarga) e qualidade de água em termos de parâmetros físico-químicos básicos (temperatura, pH, condutividade, oxigênio dissolvido e turbidez) e nutrientes (séries de carbono, nitrogênio e fósforo). Cada riacho foi amostrado em três ocasiões para garantir a robustez dos resultados e reduzir o viés associado à variabilidade temporal que é característica de ecossistemas de riachos.

Durante o planejamento de cada dia de amostragem, foi realizada uma consulta à Estação Automática do INMET no Interlagos para excluir os dias em que fosse registrada uma precipitação de 10 mm nas últimas 12 horas. Essa medida foi adotada para evitar valores extremos de descarga líquida e sólida, conforme indicado por Girardi *et al.* (2016), e por questões de segurança. O mesmo protocolo foi utilizado nas amostragens conduzidas na estação seca.

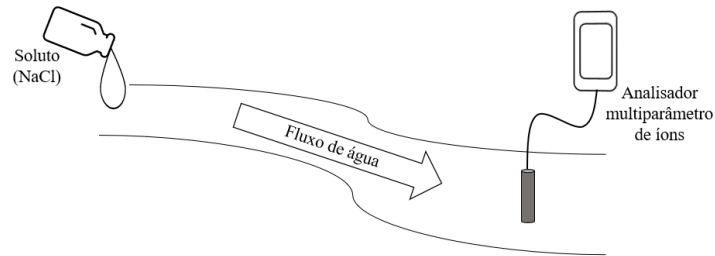
2.4 Determinação dos parâmetros físicos e químicos

Para os dois períodos de amostragens (para a estação seca e chuvosa), os dados dos parâmetros básicos de qualidade de água tais como temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD) e turbidez, foram obtidos através de um Analisador multiparâmetro de íons para águas e efluentes (YSI Professional Digital Sampling System (ProDSS)). O Analisador multiparâmetro de íons foi posicionado de forma fixa para evitar alterações durante as medições. Foi programado para registrar os dados a cada 30 segundos até atingir a estabilização de um valor constante de condutividade. Dessa forma, garantiu-se que os dados coletados refletissem com precisão as condições da água ao longo do tempo.

A temperatura foi medida para determinar a variação térmica da água durante o período de amostragem. O potencial hidrogeniônico (pH) foi analisado para avaliar o nível de acidez ou alcalinidade da água, fornecendo informações sobre a sua viabilidade para diferentes usos. A condutividade elétrica foi medida como uma indicação da presença de íons dissolvidos na água, que podem influenciar sua qualidade e a capacidade de condução elétrica. O oxigênio dissolvido (OD) foi monitorado para avaliar a disponibilidade de oxigênio na água, um fator essencial para a sobrevivência de organismos aquáticos. Por fim, a turbidez foi medida como uma indicação da quantidade de partículas em suspensão na água, fornecendo informações sobre sua transparência e possível contaminação.

Por outra parte, a medição da descarga (Q) foi realizada através da introdução contínua de um soluto estável (Webster; Valett, 2007) no riacho. O método de integração química é uma técnica usada para medir o fluxo de água em um corpo hídrico. Este método consiste na liberação constante (durante um minuto) de uma massa conhecida de um traçador, geralmente sal comum refinada (NaCl), no riacho (Figura 2).

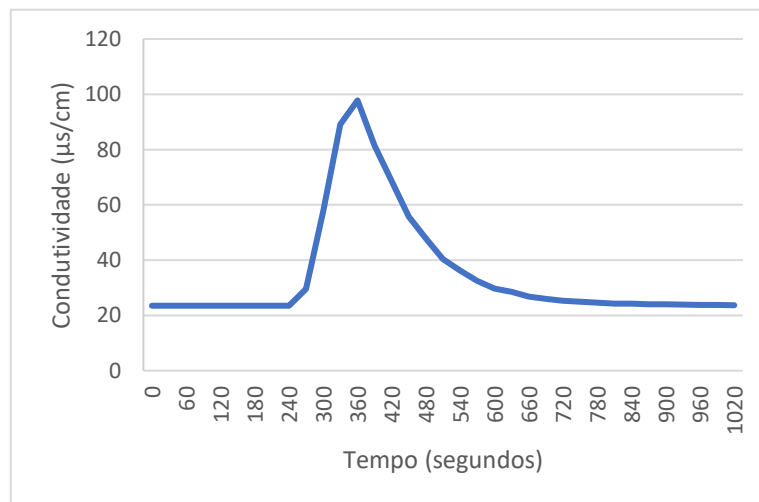
Figura 2 - Metodologia de lançamento de soluto conservativo (NaCl) para determinação da descarga dos riachos



Fonte: Webster e Valett (2007) - Adaptado.

A dispersão do marcador foi medida a partir da condutividade elétrica da água com o auxílio do analisador multiparâmetro de íons. Antes de injetar o traçador, a condutividade inicial foi medida e a distância entre o ponto de lançamento do soluto e o medidor de condutividade foi anotada. Durante o processo, uma massa conhecida de soluto (238 g/L-1 de NaCl) previamente dissolvida em água, foi injetada no rio em um ponto a montante do medidor de condutividade. A posição do sensor do analisador multiparâmetro de íons foi mantida fixa para evitar alterações durante as medições. Após a injeção, a condutividade da água foi registrada a cada 30 segundos até que a nuvem traçadora passasse e a condutividade da água retornasse aos níveis iniciais (Gráfico 3).

Gráfico 3 - Exemplo da variação temporal da condutividade da água após do lançamento do soluto (NaCl) (tempo 0). riacho 681, 0% de cobertura urbana (10/01/2022). Condutividade inicial de 23.5 $\mu\text{s}/\text{cm}$



Fonte: Elaborado pela autora.

Posteriormente, foi obtida uma curva de calibração para converter a condutividade em concentração de soluto (NaCl, mg/L⁻¹) através de soluções com concentrações conhecidas do traçador. A equação de regressão obtida para esta conversão foi:

$$y = 0.4461x - 2.8422 \quad (1)$$

onde y representa a concentração do soluto e x a condutividade medida. O coeficiente de determinação (R^2) do modelo foi 0.9977, indicando um excelente ajuste da curva de calibração aos dados obtidos.

A quantificação da descarga (Q) foi realizada utilizando a equação:

$$Q = \frac{(C_L - C_0) \cdot V}{\int_0^{\infty} [C(t) - C_0] \cdot dt} \quad (2)$$

onde C_L é a concentração do traçador no momento do lançamento, C_0 é a concentração inicial da água do riacho antes do lançamento, V é o volume de água do soluto usado, e $C(t)$ é a concentração do traçador em um tempo específico após o lançamento. A integral de zero ao infinito representa a área sob a curva da concentração do traçador em relação ao tempo após o lançamento. Esta equação permite quantificar a quantidade total de traçador que foi disperso no rio durante o período de observação.

Para a análise de nutrientes, foram realizadas coletas de água manualmente em tubos Falcon de 50 ml previamente lavados e esterilizados, sendo utilizados quatro tubos para cada riacho e data. No campo, utilizaram-se baldes previamente lavados e condicionados especificamente para a coleta da amostra, posteriormente foi transferida para os tubos previamente acondicionados com água do próprio corpo hídrico. Em seguida, os tubos foram armazenados em caixas de isopor com gelo a fim de preservar a integridade das amostras durante o transporte. No laboratório, as amostras foram congeladas, garantindo a estabilidade das características analisadas.

A análise do carbono total dissolvido (CTD), carbono inorgânico dissolvido (CID), carbono orgânico dissolvido (COD), nitrogênio total dissolvido (NTD) foi realizada utilizando um Analisador de Carbono Orgânico Total (TOC-LCPH/CPN, Shimadzu), após da filtração em membrana de fibra de vidro com diâmetro de 25 mm e tamanho de poro de 1 μ m (Pall Corporation).

Para o fósforo total (PT), foi utilizado o método 4500-P B - Digestão Persulfato (APHA, 2012), com leitura em espectrofotômetro ($\lambda=880$ nm) (HACH/DR500). Para o nitrogênio total (NT), foi utilizado o método 4500-N C - Digestão Persulfato (APHA, 2012) baseado no método Valderrama (1981), com leitura no analisador de Carbono Orgânico Total (TOC-LCPH/CPN, Shimadzu) configurado para esse parâmetro.

Os procedimentos de análise seguiram as diretrizes estabelecidas nos *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) e foram realizados no Laboratório de Caracterização de Matrizes Ambientais (LCMA) da Universidade Federal do ABC (UFABC).

Além das análises laboratoriais, foram registrados dados relevantes no local de amostragem, como as dimensões do corpo de água, incluindo largura e profundidade. Também foram realizados registros fotográficos e em vídeo, a fim de documentar visualmente as características do ambiente estudado. Adicionalmente, foram coletados dados qualitativos, como a contagem por oitavas para avaliar a cobertura de nuvens, bem como outras observações relevantes, como a presença de peixes e as condições de acesso ao local.

2.5 Análises estatísticas

Para avaliar a influência da urbanização e da sazonalidade em cada um dos parâmetros de qualidade da água mensurados, adotamos uma metodologia baseada em Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMMs). Estes modelos são extensões dos Modelos Lineares Generalizados (GLMs), incorporando efeitos aleatórios nos preditores lineares, o que permite o tratamento de sobredispersão, heterocedasticidade e correlação espacial ou temporal (Torabi, 2015). Tal abordagem é especialmente apropriada no contexto deste estudo, pois permite acomodar distribuições não normais e estruturas de correlação complexas inerentes aos parâmetros de qualidade da água, bem como abordar a influência combinada da urbanização e da sazonalidade. Além disso, os GLMMs fornecem um manejo robusto de possíveis dados faltantes e outliers, elementos comuns em estudos ambientais (Zuur *et al.* 2009).

Na seleção do modelo, foram consideradas três distribuições para os resíduos: Gaussiana, Gama e Tweedie. A seleção do modelo mais apropriado para cada parâmetro de qualidade da água baseou-se tanto no Critério de Informação de Akaike Corrigido (AICc) como na análise de gráficos de resíduos. O AICc serve como um estimador da qualidade relativa dos modelos estatísticos, enquanto os gráficos residuais ajudam a visualizar e avaliar a adequação das distribuições residuais assumidas.

Os modelos selecionados foram ajustados utilizando a função `glmmTMB` do pacote homônimo no ambiente R (R Core Team, 2020), especialmente útil para lidar com distribuições de resposta complexas em dados que apresentam estruturas de correlação não triviais. As variáveis explicativas no modelo compreendem a porcentagem de cobertura de infraestrutura urbana na microbacia e a estação (seca e chuvosa), consideradas em conjunto com suas

interações. Adicionalmente, o fator "microbacia" foi integrado como uma variável aleatória para contemplar a estrutura de correlação espacial intrínseca aos dados.

Foi avaliada a significância das variáveis explicativas em cada modelo usando uma análise de desvio (deviance Type II Wald chi-square tests). As interações significativas e os termos relevantes foram mantidos no modelo, enquanto aqueles que não contribuíram significativamente foram excluídos. Isso permitiu que cada modelo fosse específico para cada parâmetro de qualidade da água, oferecendo uma visão detalhada e precisa dos efeitos da urbanização e da sazonalidade, bem como sua interação, em cada um deles.

Posteriormente, para uma efetiva interpretação dos resultados, foram extraídos os coeficientes estimados das variáveis explicativas e se realizou uma análise dos efeitos marginais utilizando a biblioteca "emmeans". A análise dos efeitos marginais permitiu uma compreensão detalhada do comportamento do modelo além da contribuição individual de cada variável explicativa.

A partir desta análise, foram gerados gráficos de efeitos marginais utilizando a função `plot_model` do pacote `sjPlot`. Estes gráficos forneceram uma representação visual intuitiva de como a resposta prevista muda em função de uma variável explicativa, mantendo todas as demais constantes. Este processo possibilitou a análise de como os diferentes parâmetros de qualidade da água variam com o percentil urbano, diferenciados por temporada.

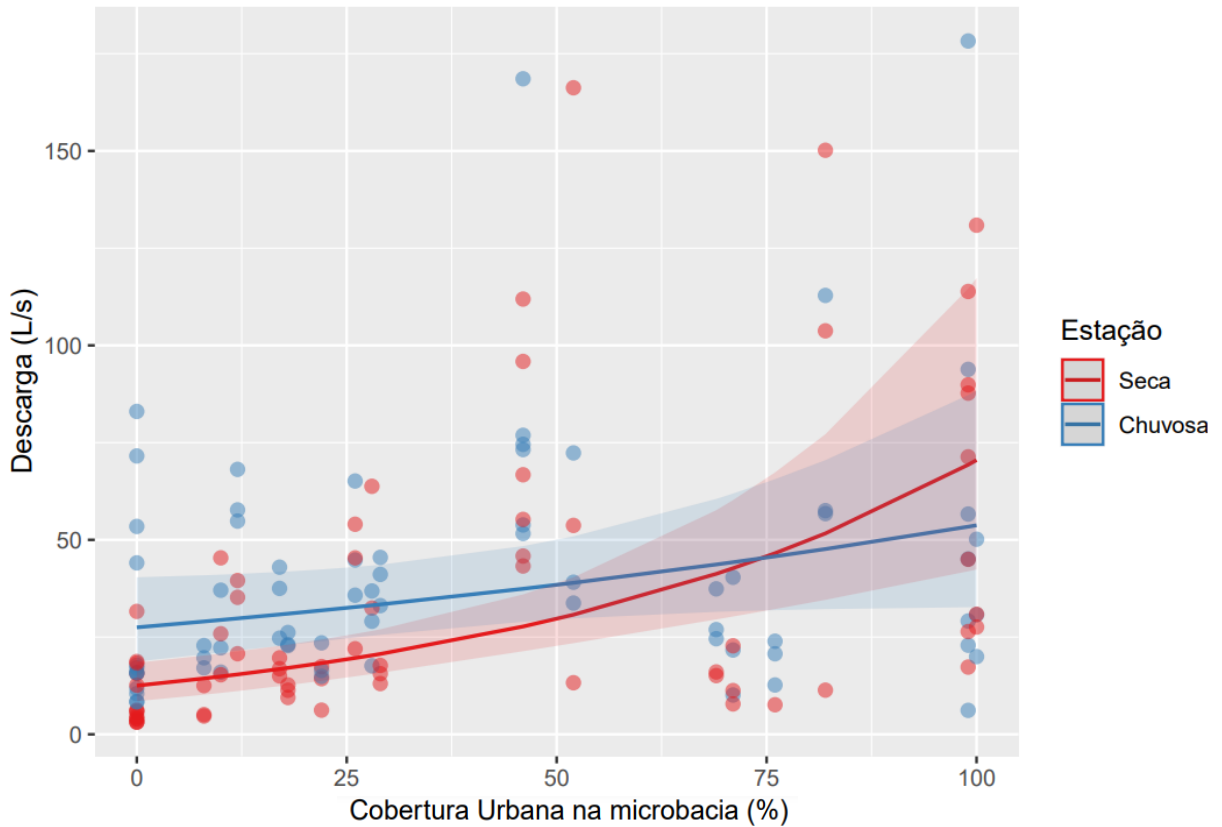
Esta metodologia proporcionou uma estrutura robusta e sistemática para examinar os efeitos da urbanização e da sazonalidade na qualidade da água. Todas as análises estatísticas foram realizadas em ambiente R (versão 4.3.1). Os pacotes específicos utilizados para a análise incluíram `glmmTMB`, `sjPlot`, `DHARMA`, `car`, `carData`, `AICcmodavg` e `emmeans`.

3 RESULTADOS

3.1 Descarga

A descarga nos riachos foi influenciada tanto pela cobertura urbana na microbacia quanto pela estação do ano, havendo também uma interação significativa entre esses fatores (Gráfico 4, Tabela 1). A descarga aumentou ao longo do gradiente de cobertura urbana e foi mais alta na estação chuvosa. Como referência, em riachos drenando microbacias com cobertura urbana de 38,9% (média das porcentagens de cobertura urbana amostradas para este parâmetro) a descarga na estação chuvosa foi 44,8% maior (35,5 L/s) do que na estação seca (24,5 L/s). No entanto, o impacto da cobertura urbana na descarga foi mais acentuado durante a estação seca, dando origem à interação significativa entre esses dois fatores (Tabela 1). Assim, enquanto em microbacias totalmente florestadas a descarga foi menor na estação seca comparada com a chuvosa, em microbacias completamente urbanizadas, a descarga na estação seca superou a da estação chuvosa (Gráfico 4).

Gráfico 4 - Descarga (L/s) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia na estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)



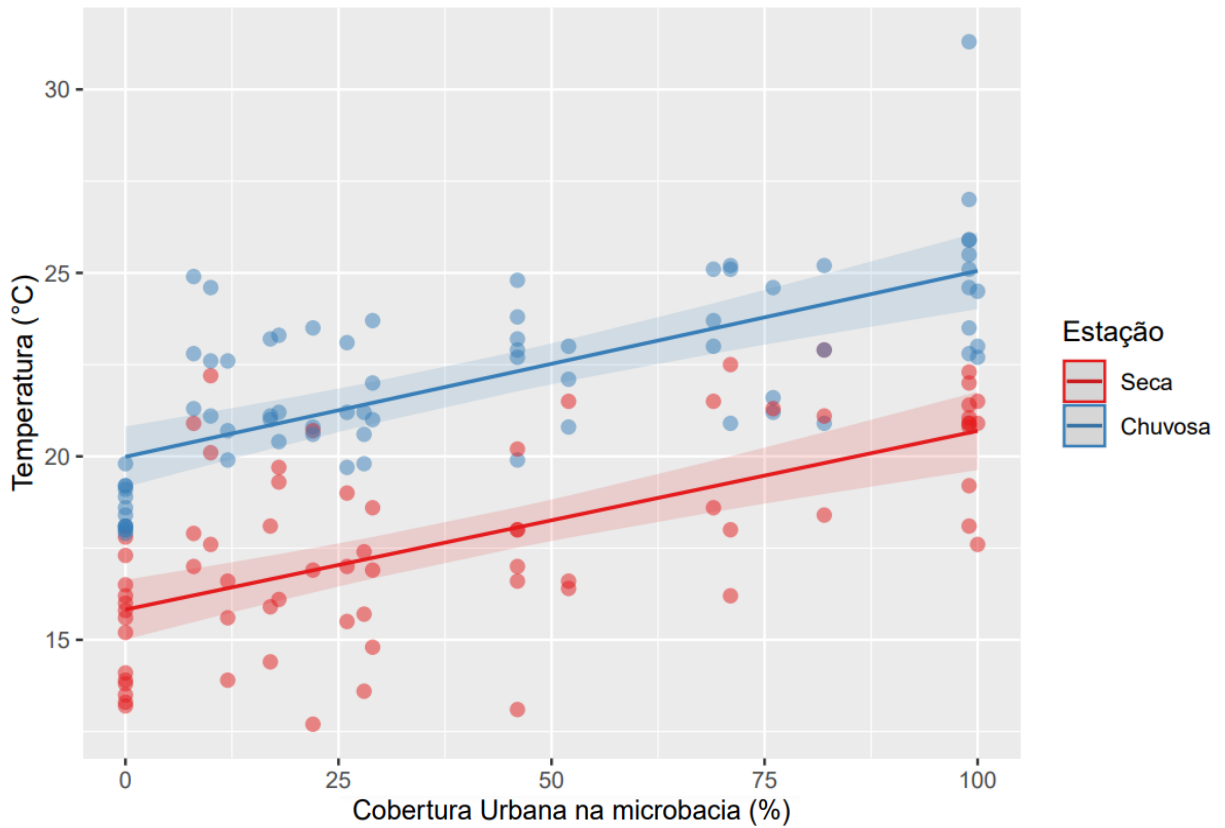
As linhas representam as estimativas médias do modelo linear generalizado misto (GLMM) com efeitos aleatórios por riacho. As áreas sombreadas indicam os intervalos de confiança de 95%, mostrando a incerteza associada a essas estimativas.

Fonte: Elaborado pela autora.

3.2 Temperatura

A temperatura da água foi significativamente influenciada pela cobertura urbana na microbacia e a estação do ano, mas não por uma interação entre esses dois fatores (Gráfico 5, Tabela 1). Os resultados indicaram um incremento linear na temperatura com o aumento da cobertura urbana, com uma marcada diferença entre as estações: durante a estação seca (inverno) as temperaturas foram significativamente menores ($17,8^{\circ}\text{C}$) em comparação com a estação chuvosa ($22,0^{\circ}\text{C}$, verão).

Gráfico 5 - Temperatura (°C) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul).



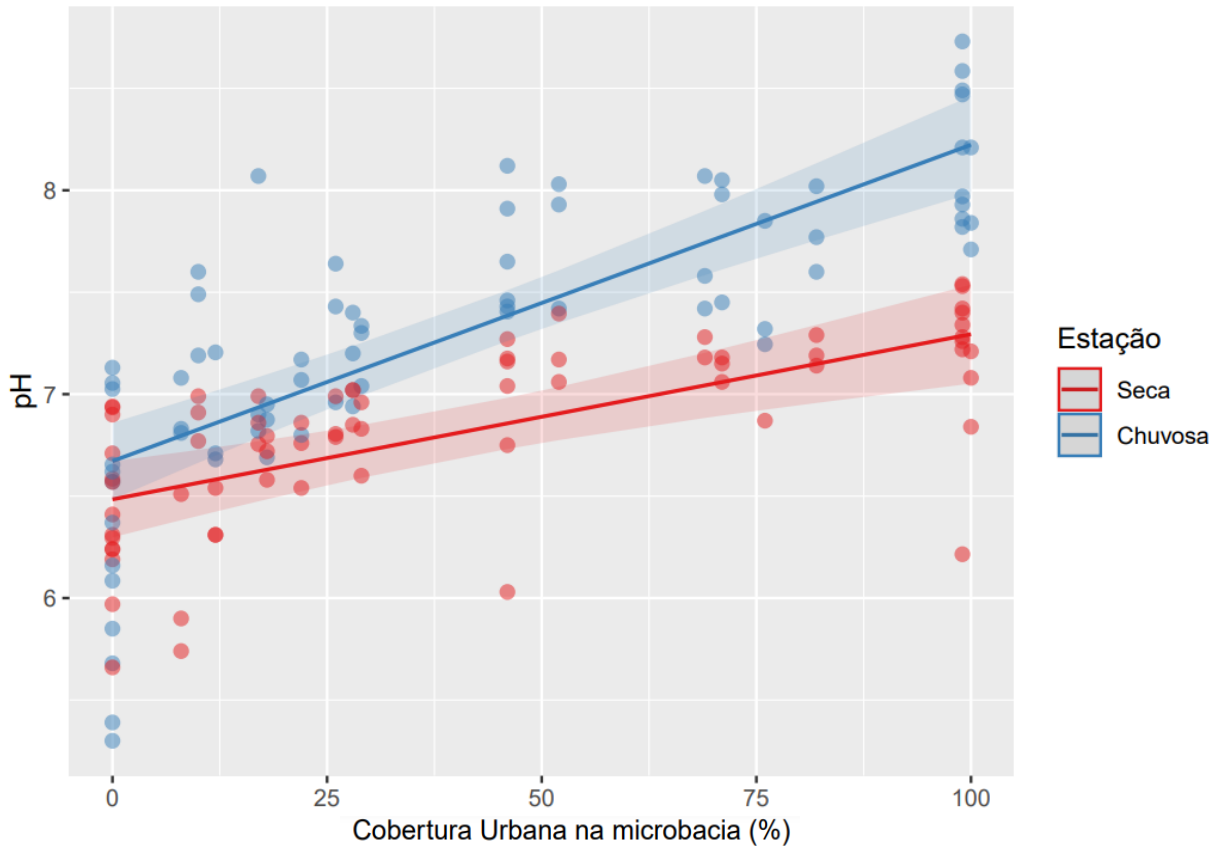
As linhas representam as estimativas médias do modelo linear generalizado misto (GLMM) com efeitos aleatórios por riacho. As áreas sombreadas indicam os intervalos de confiança de 95%, mostrando a incerteza associada a essas estimativas.

Fonte: Elaborado pela autora.

3.3 pH

O pH nos riachos foi influenciado significativamente pela cobertura urbana na microbacia, pela estação do ano e pela interação entre estes dois fatores (Gráfico 6, Tabela 1). O pH aumentou linearmente com a porcentagem de cobertura urbana na microbacia, passando de valores ligeiramente ácidos em bacias florestadas para básicos em bacias urbanizadas. O pH foi também maior na estação chuvosa (7,3) do que na estação seca (6,8) (comparação entre microbacias com 40,5% de cobertura urbana). Finalmente, a interação entre cobertura urbana e estação do ano foi significativa. Isto é evidente pelo fato de que o aumento no pH em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia foi mais acentuado e rápido durante a estação chuvosa, enquanto na estação seca, este aumento foi mais gradual e suave.

Gráfico 6 - pH dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)



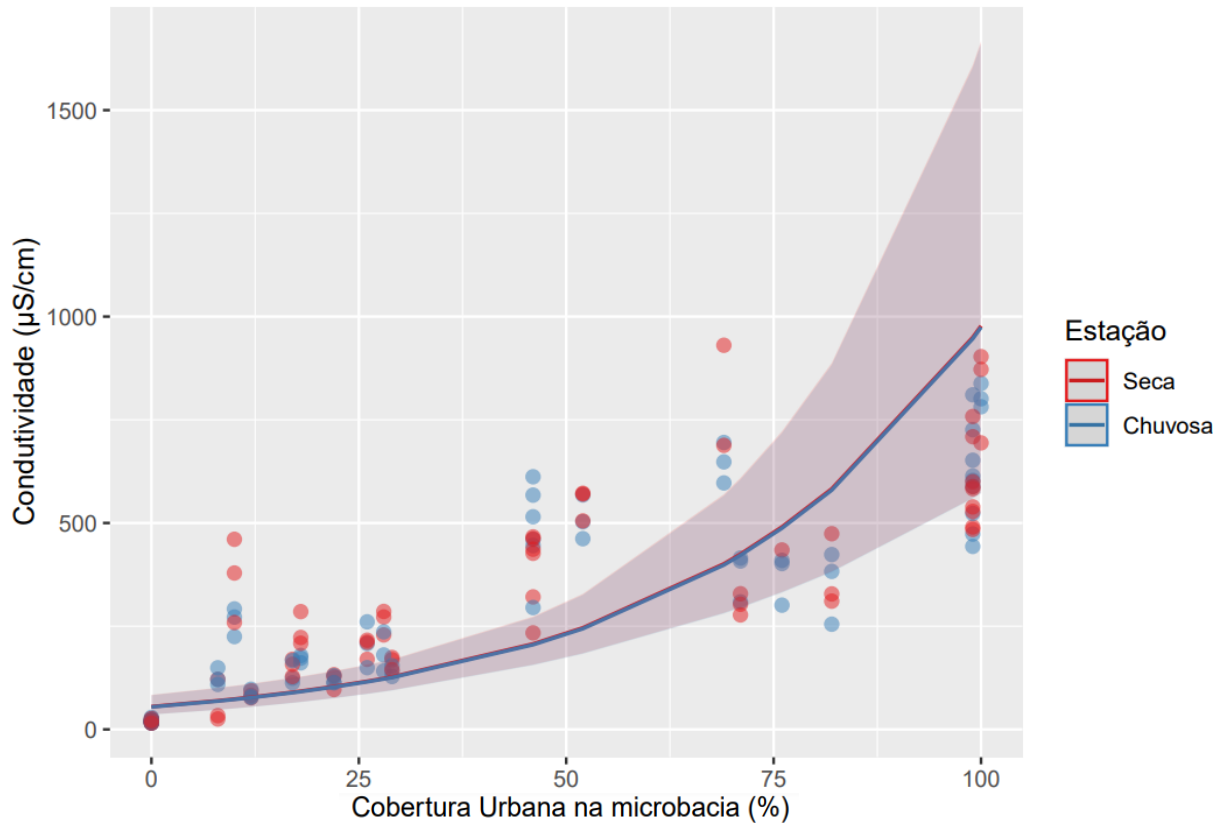
As linhas representam as estimativas médias do modelo linear generalizado misto (GLMM) com efeitos aleatórios por riacho. As áreas sombreadas indicam os intervalos de confiança de 95%, mostrando a incerteza associada a essas estimativas.

Fonte: Elaborado pela autora.

3.4 Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica nos riachos foi significativamente influenciada pela cobertura urbana na microbacia. Contudo, o padrão observado se manteve consistente entre as estações do ano, indicando que nem a estação nem a interação com a cobertura urbana tiveram efeitos estatisticamente significativos sobre esse parâmetro (Gráfico 7, Tabela 1).

Gráfico 7 - Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)



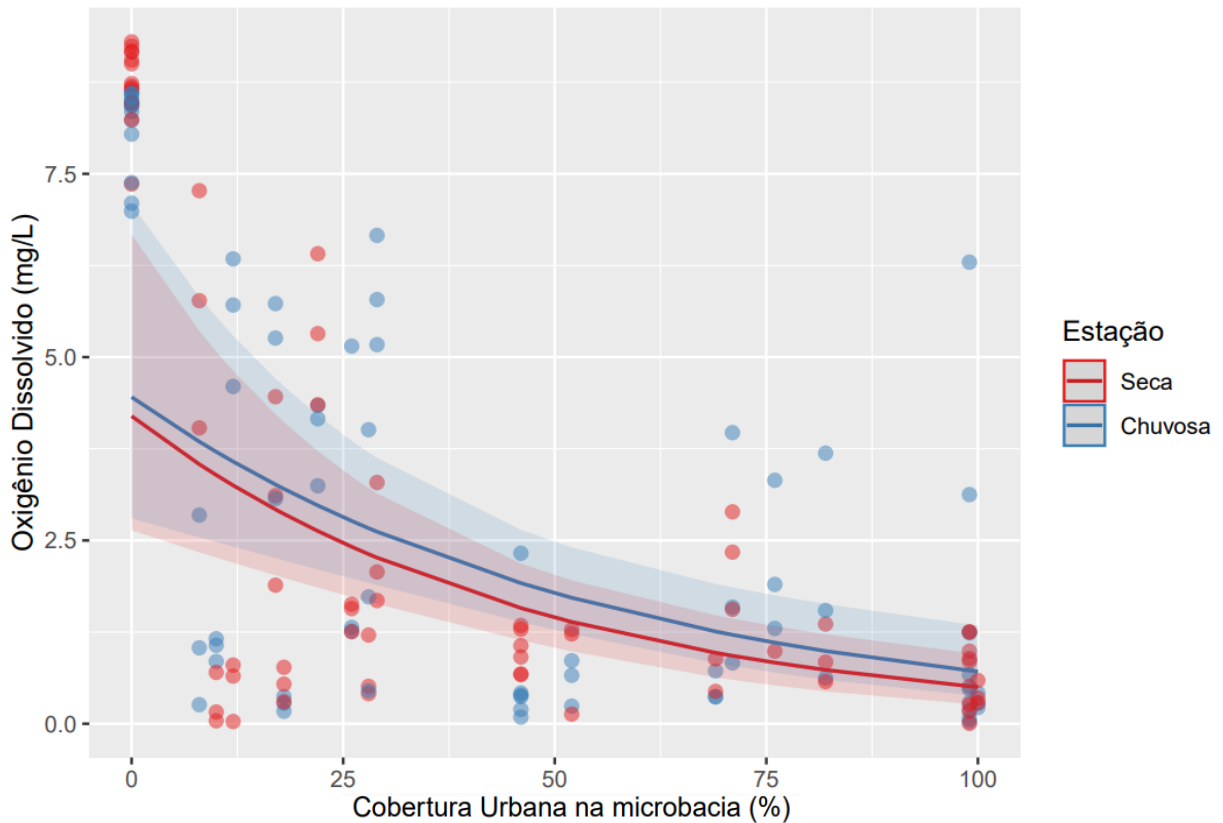
As linhas representam as estimativas médias do modelo linear generalizado misto (GLMM) com efeitos aleatórios por riacho. As áreas sombreadas indicam os intervalos de confiança de 95%, mostrando a incerteza associada a essas estimativas.

Fonte: Elaborado pela autora.

3.5 Oxigênio Dissolvido

A concentração de oxigênio dissolvido nos riachos foi significativamente afetada pela cobertura urbana na microbacia. No entanto, nem a estação do ano nem a interação entre ela e a cobertura urbana tiveram efeitos significativos sobre o oxigênio dissolvido (Gráfico 8, Tabela 1). O aumento na cobertura urbana esteve associado a uma marcada diminuição na concentração de oxigênio dissolvido.

Gráfico 8 - Oxigênio Dissolvido (mg/L) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)



As linhas representam as estimativas médias do modelo linear generalizado misto (GLMM) com efeitos aleatórios por riacho. As áreas sombreadas indicam os intervalos de confiança de 95%, mostrando a incerteza associada a essas estimativas.

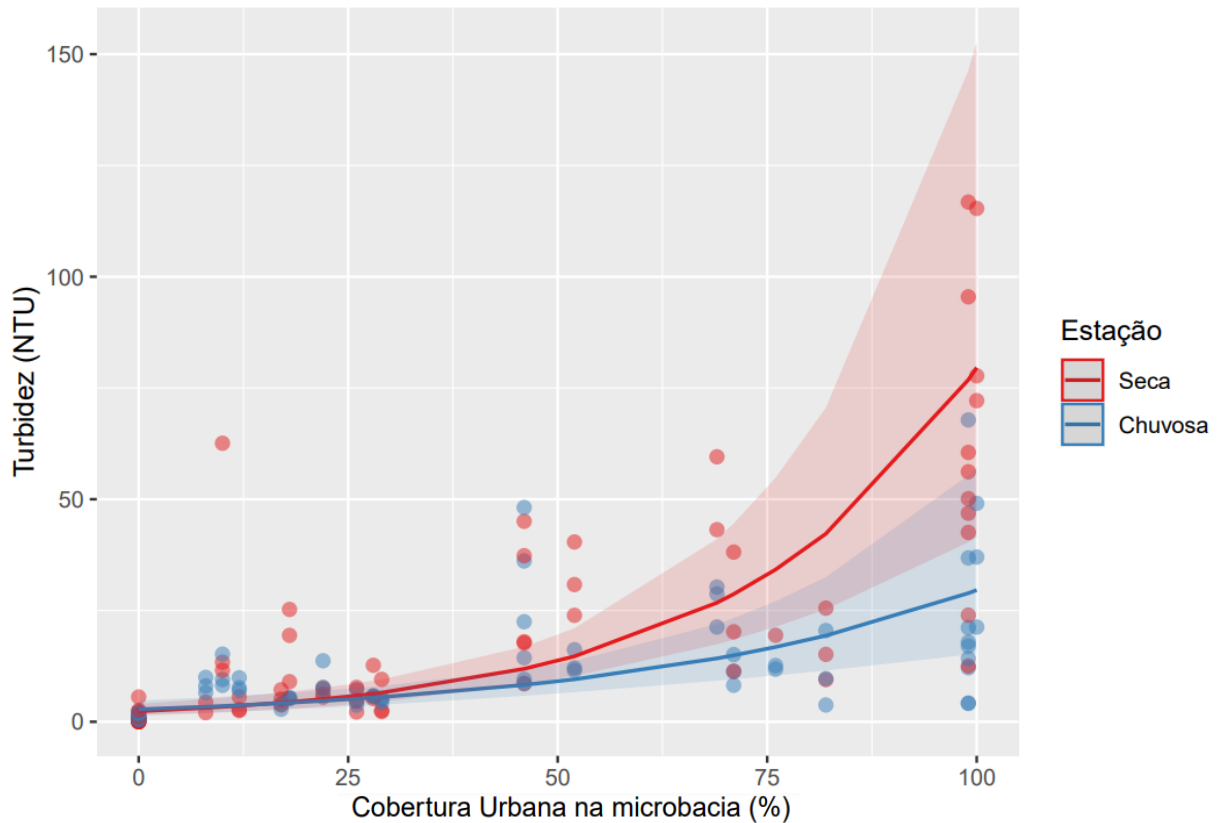
Fonte: Elaborado pela autora.

3.6 Turbidez

A turbidez nos riachos foi influenciada pela cobertura urbana na microbacia e pela estação do ano, havendo também uma interação significativa entre esses dois fatores (Gráfico 9, Tabela 1). A turbidez aumentou ao longo do gradiente de cobertura urbana apresentando valores mais elevados nas microbacias com maior cobertura urbana. Durante a estação seca, a turbidez apresentou valores mais altos (9,87 NTU) comparado com a chuvosa (7,32 NTU), (comparação entre microbacias com 40,7% de cobertura urbana). A interação entre a cobertura urbana e a estação do ano foi claramente significativa. Especificamente, a variação da turbidez entre as estações tornou-se ainda mais acentuada à medida que a urbanização aumenta. Durante a

estação seca, a turbidez aumentou de forma pronunciada e acelerada, especialmente nas microbacias com cobertura urbana, enquanto na estação chuvosa, este aumento foi mais gradual.

Gráfico 9 - Turbidez (NTU) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)



As linhas representam as estimativas médias do modelo linear generalizado misto (GLMM) com efeitos aleatórios por riacho. As áreas sombreadas indicam os intervalos de confiança de 95%, mostrando a incerteza associada a essas estimativas.

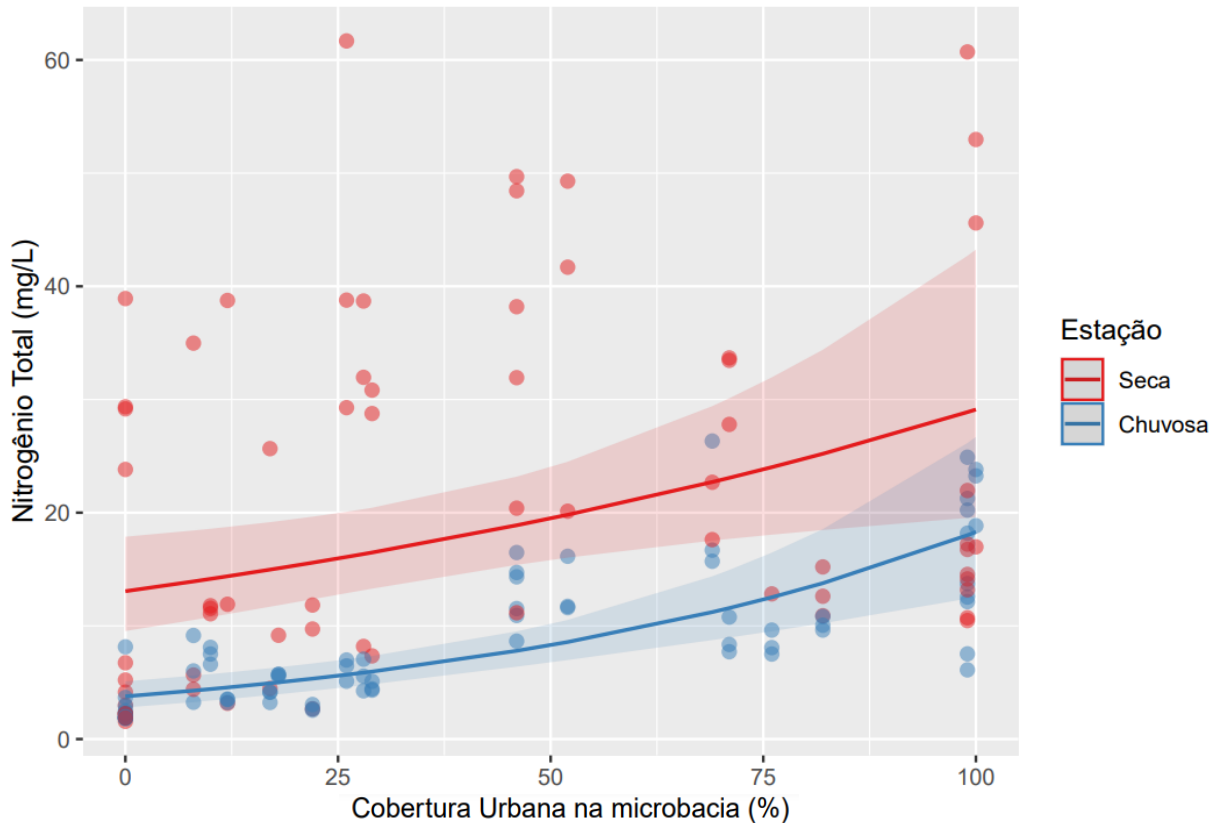
Fonte: Elaborado pela autora.

3.7 Nitrogênio Total (NT)

A concentração de NT nos riachos foi significativamente influenciada tanto pela cobertura urbana presente na microbacia quanto pela estação do ano, apresentando uma interação entre esses fatores (Gráfico 10, Tabela 1). À medida que a cobertura urbana aumenta, nota-se um incremento na concentração de NT. Além disso, a concentração de NT teve um aumento mais pronunciado na estação seca (18,17 mg/L) em comparação com a chuvosa (7,17 mg/L) que apresenta uma tendência moderadamente ascendente (comparação entre microbacias com 41%

de cobertura urbana). A interação entre cobertura urbana e a estação no ano destaca que há um incremento na concentração de NT em função da cobertura urbana, sendo mais evidente durante a estação seca.

Gráfico 10 - Nitrogênio Total (mg/L) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)



As linhas representam as estimativas médias do modelo linear generalizado misto (GLMM) com efeitos aleatórios por riacho. As áreas sombreadas indicam os intervalos de confiança de 95%, mostrando a incerteza associada a essas estimativas.

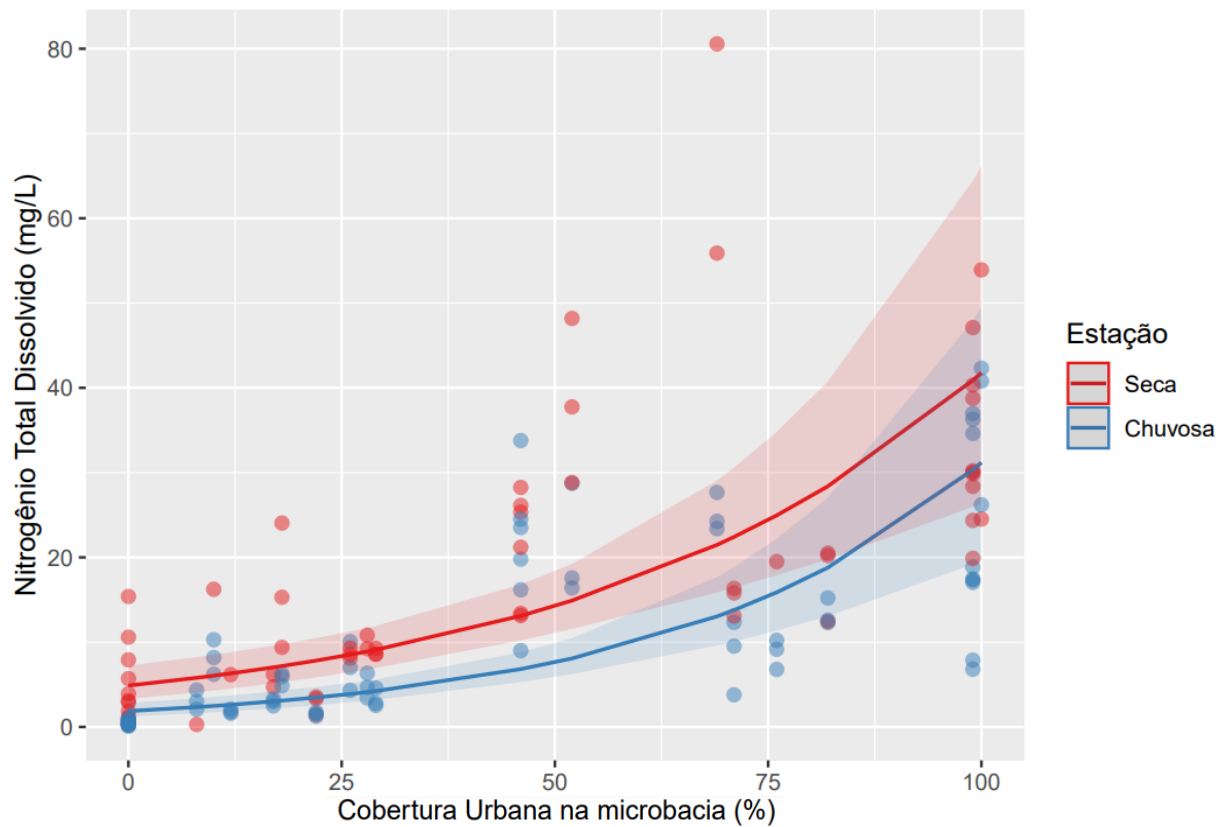
Fonte: Elaborado pela autora.

3.8 Nitrogênio Total Dissolvido (NTD)

A concentração de NTD nos riachos foi significativamente influenciada pela porcentagem de cobertura urbana na microbacia e pela estação do ano, apresentando uma interação significativa entre estes fatores (Gráfico 11, Tabela 1). A concentração de NTD aumento à medida que o gradiente de cobertura urbana aumentou. A concentração de NTD também foi maior na estação seca (12,06 mg/L) do que na chuvosa (6,17 mg/L) (comparação entre microbacias com 42,3% de cobertura urbana). Esta variação nas concentrações de NTD entre

as duas estações se amplifica à medida que a urbanização avança, sendo mais pronunciada na estação seca em microbacias altamente urbanizadas.

Gráfico 11 - Nitrogênio Total Dissolvido (mg/L) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)



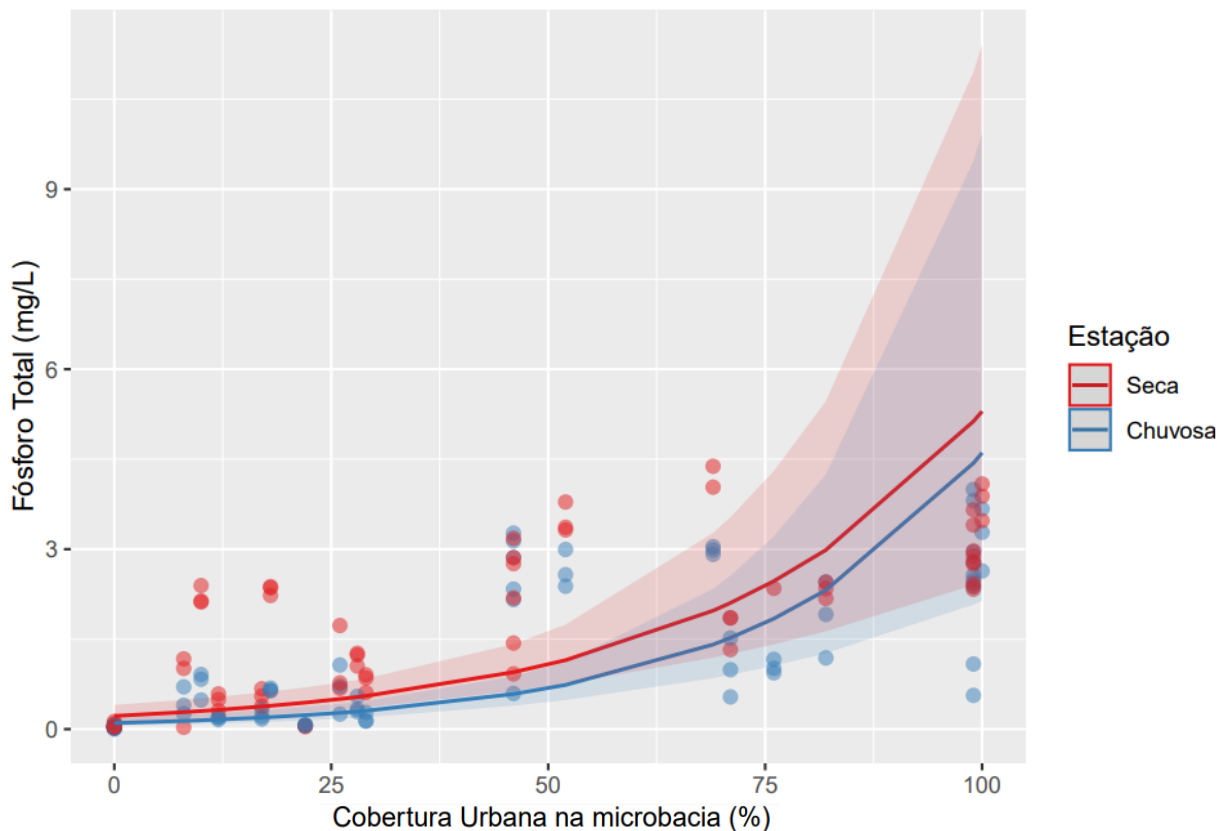
As linhas representam as estimativas médias do modelo linear generalizado misto (GLMM) com efeitos aleatórios por riacho. As áreas sombreadas indicam os intervalos de confiança de 95%, mostrando a incerteza associada a essas estimativas.

Fonte: Elaborado pela autora.

3.9 Fósforo Total (PT)

A concentração de PT nos riachos foi significativamente influenciada pela cobertura urbana na microbacia quanto pela estação do ano, além de ter sido identificada uma interação entre esses dois fatores (Gráfico 12, Tabela 1). A concentração de PT aumentou ao longo do gradiente de cobertura urbana. A estação seca apresentou concentrações de PT (0,80 mg/L) maiores do que na estação chuvosa (0,47 mg/L) (valores comparados com a média estimada de 42,3% de cobertura urbana na microbacia para este parâmetro). A interação entre a cobertura urbana e a estação do ano resultou em um aumento da concentração de PT na estação seca em relação à chuvosa em microbacias com maior cobertura urbana.

Gráfico 12 - Fósforo Total (mg/L) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)



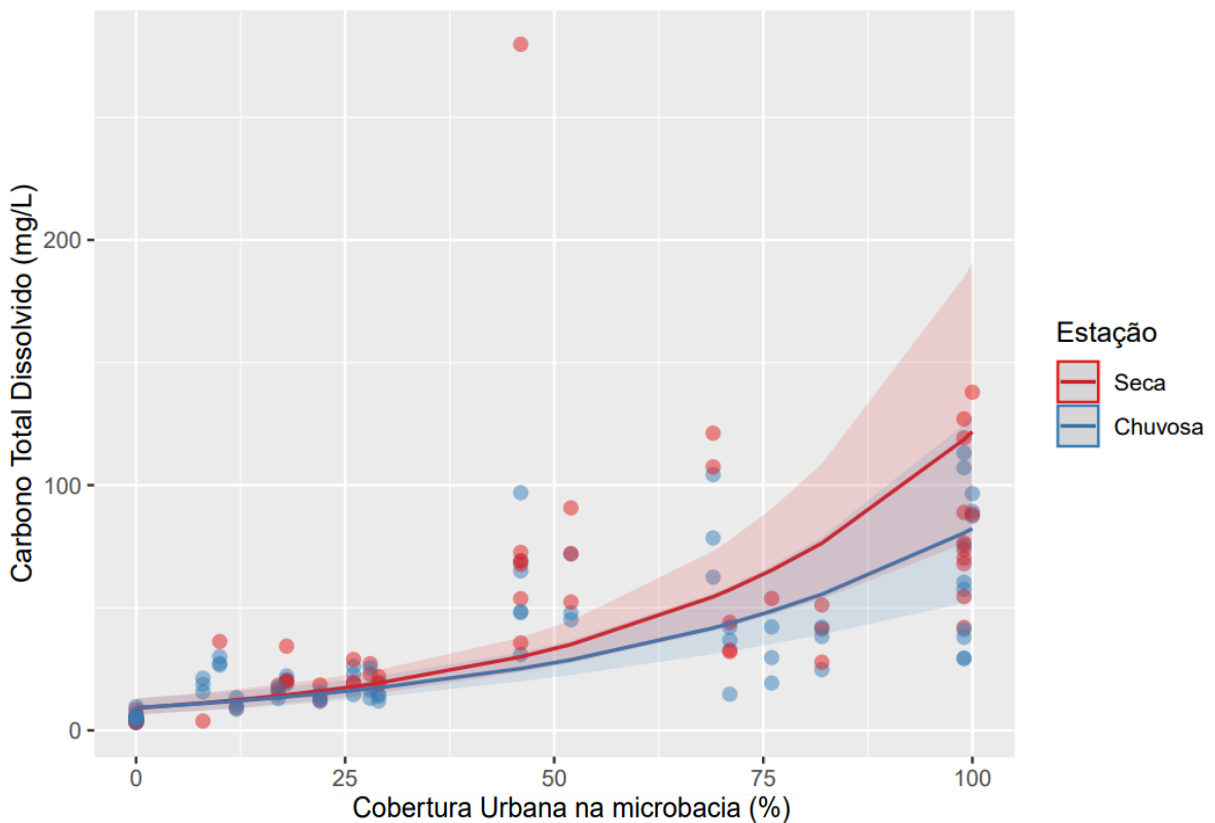
As linhas representam as estimativas médias do modelo linear generalizado misto (GLMM) com efeitos aleatórios por riacho. As áreas sombreadas indicam os intervalos de confiança de 95%, mostrando a incerteza associada a essas estimativas.

Fonte: Elaborado pela autora.

3.10 Carbono Total Dissolvido (CTD)

A concentração de CTD nos riachos foi significativamente influenciada pela cobertura urbana na microbacia e pela estação do ano, havendo também uma interação entre esses dois fatores (Gráfico 13, Tabela 1). A concentração de CTD aumentou ao longo do gradiente de cobertura urbana. Observou-se uma variação acentuada nos níveis de CTD entre as estações, sendo a estação seca caracterizada por valores mais elevados (27.11 mg/L) do que na chuvosa (23.34 mg/L) (valores referentes à média estimada de 42,3% de cobertura urbana na microbacia para este parâmetro). Devido à interação da cobertura urbana com a estação do ano, a concentração de CTD mostrou-se mais elevada na estação seca do que na chuvosa em microbacias com maior cobertura urbana.

Gráfico 13 - Carbono Total Dissolvido (mg/L) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)



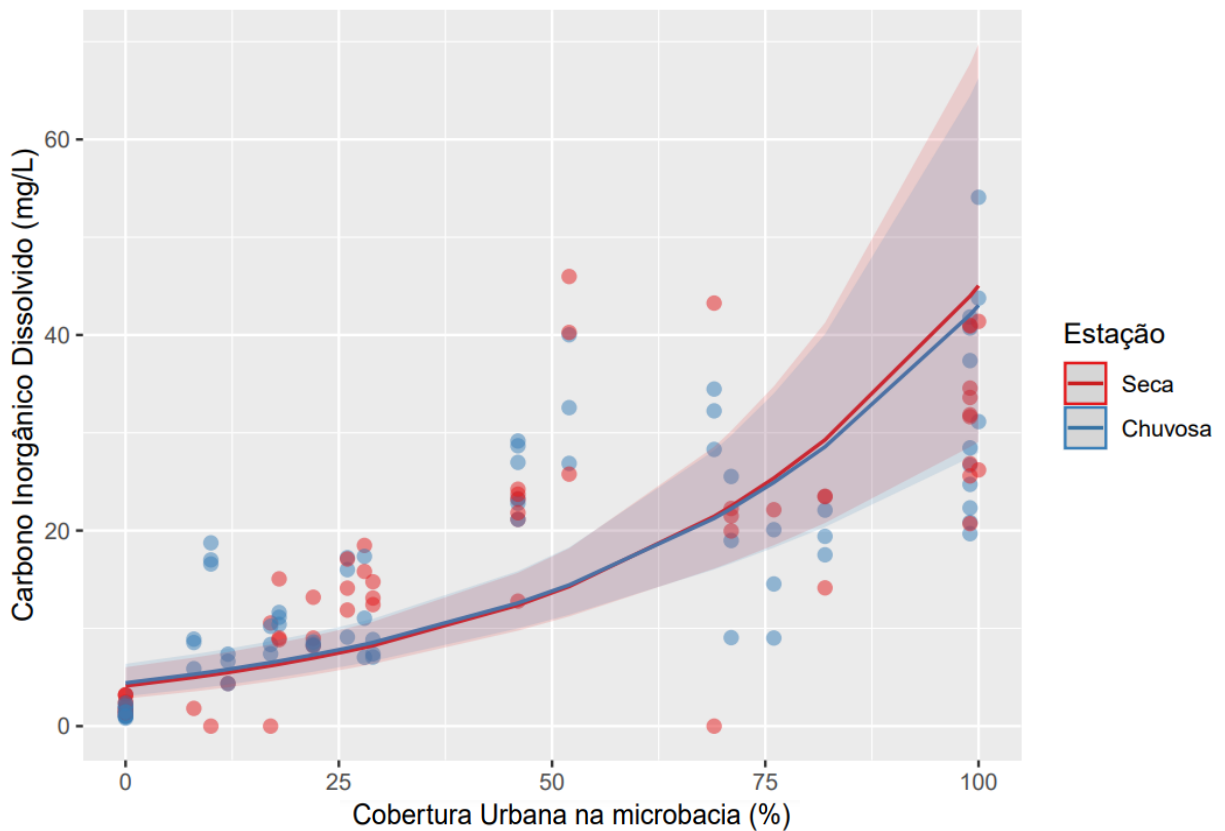
As linhas representam as estimativas médias do modelo linear generalizado misto (GLMM) com efeitos aleatórios por riacho. As áreas sombreadas indicam os intervalos de confiança de 95%, mostrando a incerteza associada a essas estimativas.

Fonte: Elaborado pela autora.

3.11 Carbono Inorgânico Dissolvido (CID)

A concentração de CID nos riachos foi significativamente influenciada pela cobertura urbana na microbacia. No entanto, ao analisar a variação ao longo das estações do ano, não se observou um efeito estatisticamente significativo da interação entre a estação e a cobertura urbana (Gráfico 14, Tabela 1). Isso significa que a concentração de CID reagiu de maneira semelhante à porcentagem de cobertura urbana na microbacia, tanto na estação seca quanto na chuvosa.

Gráfico 14 - Carbono Inorgânico Dissolvido (mg/L) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)



As linhas representam as estimativas médias do modelo linear generalizado misto (GLMM) com efeitos aleatórios por riacho. As áreas sombreadas indicam os intervalos de confiança de 95%, mostrando a incerteza associada a essas estimativas.

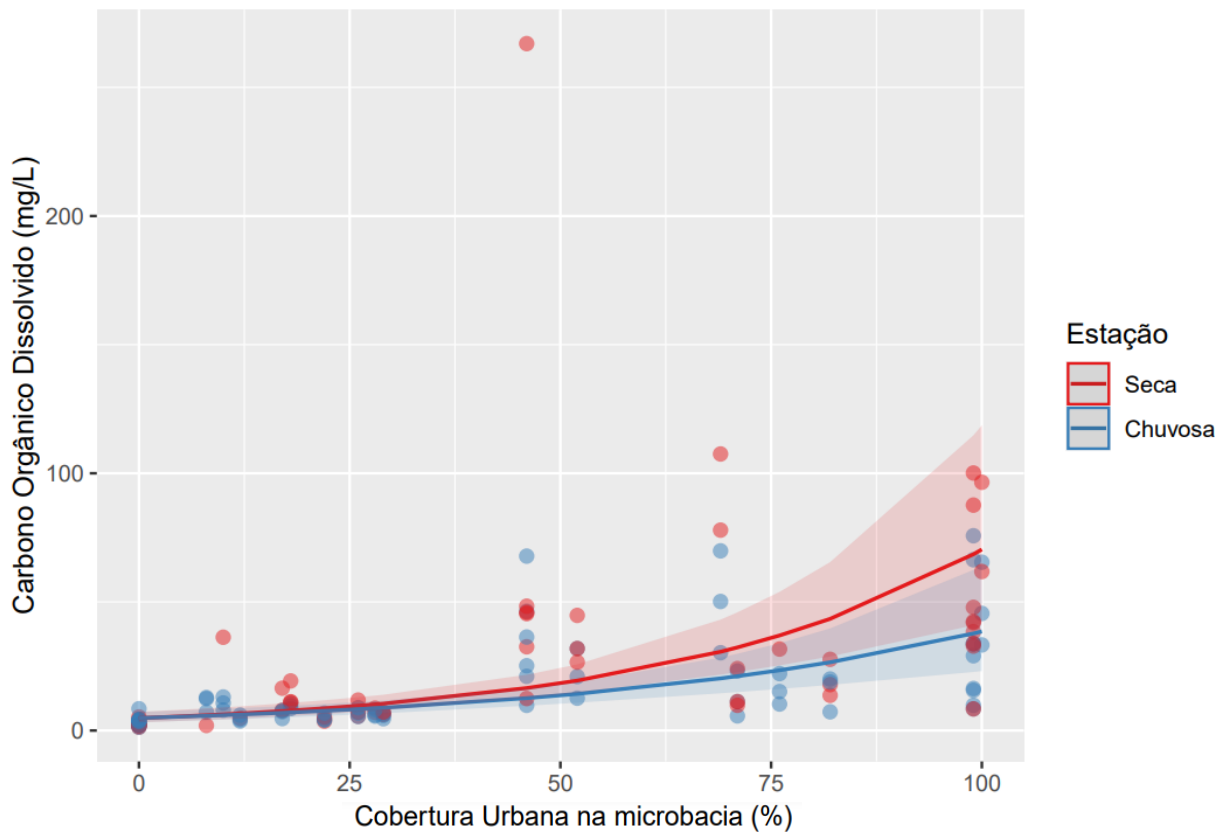
Fonte: Elaborado pela autora.

3.12 Carbono Orgânico Dissolvido (COD)

A concentração de COD nos riachos foi influenciada tanto pela cobertura urbana na

microbacia quanto pela estação do ano, assim como pela interação entre esses fatores (Figura 12, Tabela 1). A concentração de COD aumentou ao longo do gradiente de cobertura urbana e teve uma significativa diferença entre a estação seca (15.03 mg/L) e a chuvosa (11.70 mg/L) (valores comparados com a média estimada de 42,3% de cobertura urbana na microbacia para este parâmetro). A relação entre a cobertura urbana e a estação do ano mostrou que a estação seca tem um aumento mais expressivo na concentração de COD à medida que a cobertura urbana cresce.

Gráfico 15 - Carbono Orgânico Dissolvido (mg/L) dos riachos em função da porcentagem de cobertura urbana na microbacia durante a estação seca (vermelho) e chuvosa (azul)



As linhas representam as estimativas médias do modelo linear generalizado misto (GLMM) com efeitos aleatórios por riacho. As áreas sombreadas indicam os intervalos de confiança de 95%, mostrando a incerteza associada a essas estimativas.

Fonte: Elaborado pela autora.

Tabela 1 - Análise de Desvio dos Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM) para cada parâmetro de qualidade da água

<i>Parâmetro</i>	X² % cobertura urbana	p % cobertura urbana	X² Estação	p Estação	X² Interação	p Interação
<i>Descarga</i>	11.363	0.001	18.680	< 0.001	17.329	< 0.001
<i>Temperatura</i>	57.257	< 0.001	210.207	< 0.001	0.055	0.814
<i>pH</i>	52.161	< 0.001	105.122	< 0.001	30.537	< 0.001
<i>Condutividade</i>	95.754	< 0.001	0.293	0.589	0.120	0.729
<i>OD</i>	21.168	< 0.001	2.102	0.147	0.905	0.342
<i>Turbidez</i>	38.210	< 0.001	22.087	< 0.001	18.475	< 0.001
<i>NT</i>	24.117	< 0.001	82.922	< 0.001	7.600	0.006
<i>TDN</i>	51.472	< 0.001	57.056	< 0.001	8.786	0.003
<i>TP</i>	38.089	< 0.001	46.660	< 0.001	12.123	< 0.001
<i>CTD</i>	54.936	< 0.001	7.903	0.005	6.054	0.014
<i>CID</i>	54.557	< 0.001	0.008	0.927	0.258	0.612
<i>COD</i>	41.174	< 0.001	9.328	0.002	6.658	0.010

Fonte: Elaborada pela autora.

Tabela 2 - Influência da cobertura urbana na microbacia, sazonalidade, e da interação entre cobertura urbana na microbacia e sazonalidade em parâmetros de qualidade da água de riachos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê

Parâmetro	Efeito da Cobertura urbana	Efeito da Sazonalidade	Interação entre cobertura urbana e Sazonalidade
<i>Descarga</i>	Aumento	Seca < Chuvosa	A descarga aumenta com a cobertura urbana. Porém, as curvas da estação seca e chuvosa se cruzam ao longo do gradiente: a descarga passa de maior na estação chuvosa nas microbacias florestadas para maior na estação seca nas microbacias urbanizadas.
<i>Temperatura</i>	Aumento	Seca < Chuvosa	Sem interação significativa
<i>pH</i>	Aumento	Seca < Chuvosa	O pH aumenta linearmente com a cobertura urbana, sendo este efeito mais acentuado na estação chuvosa. Em microbacias florestadas, a diferença entre o pH médio das estações chuvosa e seca é sutil. No entanto, em microbacias urbanizadas, essa diferença é bem mais evidente, com o pH durante a estação chuvosa sendo significativamente maior do que na seca.
<i>Condutividade</i>	Aumento	Sem diferença significativa	Sem interação significativa
<i>OD</i>	Diminuição	Sem diferença significativa	Sem interação significativa

continua

conclusão

<i>Turbidez</i>	Aumento	Seca > Chuvosa	A turbidez aumenta com a cobertura urbana, sendo este efeito mais acentuado durante a estação seca. Em bacias florestadas não há diferença na turbidez nas estações seca e chuvosa. Já em bacias urbanizadas a turbidez na estação seca é muito superior à estação chuvosa.
<i>NT</i>	Aumento	Seca > Chuvosa	O NT aumenta com a cobertura urbana. Durante a estação seca, esta relação é linear e o efeito é mais acentuado em áreas de maior cobertura urbana. Em contraste, na estação chuvosa, a relação apresenta uma tendência curvilínea, indicando uma dinâmica diferente com a cobertura urbana.
<i>NTD</i>	Aumento	Seca > Chuvosa	O NTD aumenta com a cobertura urbana, sendo este efeito mais acentuado durante a estação seca. Em microbacias urbanizadas, a diferença no NTD entre as estações é mais acentuada, especialmente com valores mais elevados na estação seca, quando comparada às microbacias florestadas.
<i>PT</i>	Aumento	Seca > Chuvosa	O PT aumenta com a cobertura urbana, sendo este efeito mais acentuado durante a estação seca. Em microbacias urbanizadas, a diferença de PT entre as estações é mais evidente, apresentando valores mais altos na estação seca, em comparação com as microbacias florestadas.
<i>CTD</i>	Aumento	Seca > Chuvosa	O CTD aumenta com a cobertura urbana, sendo este efeito mais acentuado durante a estação seca. Em microbacias urbanizadas, o CTD é notavelmente mais elevado na estação seca em comparação com a chuvosa. Já nas microbacias florestadas, o CTD mantém-se estável, sem variações significativas entre as estações.
<i>CID</i>	Aumento	Sem diferença significativa	Sem interação significativa
<i>COD</i>	Aumento	Seca > Chuvosa	O COD aumenta com a cobertura urbana, sendo este efeito mais acentuado durante a estação seca. Em microbacias urbanizadas, o COD é notavelmente mais elevado na estação seca em comparação com a chuvosa. Já nas microbacias florestadas, o COD mantém-se estável, sem variações significativas entre as estações.

Fonte: Elaborado pela autora.

4 DISCUSSÃO

O monitoramento da qualidade da água em corpos hídricos superficiais, tem adquirido destaque em diversos estudos que buscam entender -ou mesmo solucionar- os desafios ambientais enfrentados em zonas metropolitanas (Walteros; Ramírez, 2020; Wenger *et al.*, 2009). A Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, situada em uma das regiões mais urbanizadas do Brasil (IBGE, 2019), exemplifica bem essa situação.

Os resultados deste estudo confirmaram as hipóteses iniciais para os efeitos da urbanização sobre a quantidade e qualidade da água, uma vez que microbacias com maior porcentagem de cobertura urbana estiveram associadas a aumentos na descarga, turbidez, pH, condutividade, temperatura e concentrações de nutrientes (NT, NTD, PT, CTD, CID, COD). Em contrapartida, o oxigênio dissolvido (OD) apresentou uma diminuição nas regiões mais urbanizadas.

Adicionalmente, foi identificada uma variação sazonal na maior parte dos parâmetros de quantidade e qualidade da água, uma vez que descarga, turbidez, pH e as concentrações de nutrientes como NT, NTD, PT, CTD e COD foram influenciados pela estação do ano.

Finalmente, uma interação entre urbanização e sazonalidade afetou de maneira significativa a qualidade da água. Em outras palavras, para parâmetros como descarga, turbidez, pH, NT, NTD, PT, CTD e COD o impacto da urbanização sobre a qualidade da água variou com a estação do ano.

Uma das hipóteses sugeridas indicou que a interação entre a cobertura urbana e a sazonalidade teria impactado diretamente na qualidade da água. Esse efeito combinado resultou em uma degradação acentuada nos riachos com extensa cobertura urbana durante a estação seca. Conforme essa suposição, foi justamente nesse período seco que se detectou a degradação mais pronunciada, principalmente em riachos com elevada cobertura urbana.

Focando inicialmente na quantidade da água, a descarga nos riachos mostrou um aumento progressivo ao longo do gradiente de cobertura urbana. Este aumento foi, em média, de 18,9 L/s para as microbacias florestadas para 58,7 L/s nas mais urbanizadas. Em relação à sazonalidade, a descarga mostrou um claro aumento na temporada chuvosa em comparação com a seca. No entanto, a interação entre cobertura urbana e sazonalidade revelou um comportamento interessante: nas microbacias florestadas, a média de descarga aumentou de 9,8 L/s na estação seca para 28,7 L/s durante a estação chuvosa; surpreendentemente, nas microbacias completamente urbanizadas, a média de descarga diminuiu de 64,1 L/s na estação

seca para 53,3 L/s na estação chuvosa, indicando um pronunciado efeito modulador da urbanização na sazonalidade da descarga.

O aumento da descarga em áreas mais urbanizadas pode estar relacionado a diversos fatores da urbanização, como lançamento de águas residuais contínuas (Marques; Cunico, 2023), transferência de água de outras bacias, irrigação e resíduos de sistemas sépticos. Além disso, o predomínio de superfícies impermeáveis e sua conectividade potencializa o escoamento e drenagem superficial, intensificando a descarga dos riachos urbanos mesmo nas estações secas. Esta observação está alinhada com as constatações de que riachos urbanos apresentam maior variabilidade e frequência de eventos de fluxo extremos, evidenciando uma notável alteração hidrológica (Paul; Meyer, 2001; Konrad; Booth, 2005; Walsh *et al.* 2005). Resultados similares foram obtidos por Townsend-Small *et al.* (2013) onde durante o verão (junho, julho e agosto, no hemisfério norte), as bacias hidrográficas com uma cobertura urbana, suburbana e/ou comercial de pelo menos 50% observaram um aumento nas suas descargas de 250% ou mais nos últimos 50 anos, mesmo sem precipitações significativas nesses meses. No entanto, os efeitos demonstrados da urbanização são inconsistentes, devido às variadas adições de água que chegam aos riachos e às condições de fundo extremamente variáveis (Price, 2011), assim como os efeitos do fluxo de base tendem a ser mais variáveis apresentando diversidade de respostas em riachos urbanos (Lerner, 2002; Poff; Bledsoe; Cuhaciyan, 2006; Poff; Zimmerman, 2010).

Por outro lado, durante a estação chuvosa, embora as superfícies impermeáveis gerem rápido escoamento superficial (Chithra *et al.*, 2015), vários fatores podem contribuir para a redução da descarga em riachos urbanizados mesmo na estação chuvosa como observado. As infraestruturas de gestão de águas pluviais, como lagoas de retenção e tanques de armazenamento, captam e retêm uma parte significativa das águas pluviais, libertando-as de forma controlada ou mesmo reutilizando-as. Além disso, a perturbação e canalização de riachos em ambientes urbanos podem alterar a dinâmica do fluxo e, em alguns casos, a água pode ser totalmente desviada de córregos naturais.

A redução da recarga de aquíferos em áreas urbanizadas também desempenha um papel crucial. Em sistemas não perturbados, a chuva contribuiria para a recarga dos aquíferos subterrâneos que, por sua vez, forneceria fluxos de base sustentados para os riachos durante e após os eventos de chuva. No entanto, em áreas urbanizadas, a infiltração é limitada (prevalência de áreas impermeáveis), reduzindo a recarga do aquífero e, portanto, o fluxo de base subsequente (Galster *et al.*, 2006). Isto contrasta com as bacias hidrográficas florestadas, onde a descarga é geralmente menor durante a estação seca, confirmando que a urbanização pode alterar os padrões naturais do fluxo de água nos riachos.

Passando agora para uma avaliação dos efeitos da cobertura urbana, sazonalidade e sua interação sobre a qualidade da água, a temperatura mostrou uma variação linear ao longo do gradiente de cobertura urbana na microbacia, aumentando em média de 16,8°C em microbacias florestadas para 22,9°C nas mais urbanizadas – uma diferença de nada menos que 6.1°C. Além disso, houve uma diferença significativa na temperatura da água entre as estações do ano: na estação seca, que coincide com o inverno, a média foi de 15,5°C para microbacias florestadas e 20,6°C para as urbanizadas. Por outro lado, na estação chuvosa, coincidente com o verão, as temperaturas médias foram de 18,6°C e 25,6°C, respectivamente. Esta variação sazonal na temperatura, independentemente do grau de urbanização, pode ser explicada pelas características climáticas próprias da região (Alvares *et al.*, 2013). Importante ressaltar que, apesar das variações observadas, não houve uma interação significativa entre sazonalidade e cobertura urbana em relação à temperatura.

Esse aumento da temperatura da água em riachos urbanizados pode ser atribuído, primeiramente, o aumento do escoamento superficial em superfícies impermeáveis, características de ambientes urbanos, possuem alta capacidade de absorção e retenção de calor, contribuindo para o fenômeno de “ilha de calor urbana” (Somers *et al.*, 2013). Esta tendência é consistente com estudos anteriores, que também destacaram o efeito da cobertura urbana no aumento da temperatura da água (Somers *et al.*, 2013) por apresentar uma maior exposição da radiação solar (pela perda da vegetação ripária) assim como o aumento do escoamento superficial como demonstrado por Rice; Anderson; Thaxton (2011).

A ausência de interação significativa entre a cobertura urbana e a estação do ano sugere que o efeito da urbanização na temperatura da água é relativamente constante ao longo do ano. No entanto, a magnitude do efeito da urbanização pode variar dependendo de fatores locais, como a densidade de construção, a gestão das águas pluviais e o grau de impermeabilização do solo (Booth *et al.*, 2016).

Voltando nossa atenção para os nutrientes (NT, NTD, PT, CTD, CID e COD), virtualmente todos os parâmetros analisados aumentaram significativamente, e de forma progressivamente acelerada, com a porcentagem de cobertura urbana na microbacia (veja abaixo discussão sobre NT, que responde de forma aproximadamente linear à porcentagem de cobertura urbana). De forma mais específica, ao comparar as concentrações médias nos extremos deste gradiente (0% e 100%), este aumento foi de 3 vezes para NT (6,9 e 20,7 mg/L), 12 vezes para NTD (2,4 e 29 mg/L), 72 vezes para PT (0,04 e 2,9 mg/L), 16 vezes para CTD (4,8 e 77 mg/L), 18 vezes para CID (32,4 e 1,8 mg/L) e 14 vezes para COD (44,5 e 3,1 mg/L). Usando o fósforo total e o índice de Estado Trófico proposto por Lamparelli (2004) como

referência, esta faixa de valores sugere que riachos drenando microbacias inteiramente florestadas são mesotróficos ($0,035 < PT \leq 0,137$ mg/L), enquanto aqueles drenando microbacias inteiramente urbanizadas são hipereutróficos ($PT > 0,640$ mg/L; note que a concentração média de PT em riachos drenando microbacias inteiramente urbanizadas é 4.5 vezes superior a este limiar).

O NT exibiu um comportamento distinto em comparação ao NTD. Apesar da tendência geral de aumento da concentração de ambos os parâmetros, a relação do NT com o gradiente de cobertura urbana foi linear, em contraste com a relação fortemente curvilínea do NTD. Mais importante, em riachos drenando microbacias inteiramente urbanizadas, o NT apresentou concentrações substancialmente inferiores (Gráfico 10) às do NTD (Gráfico 11). Uma vez que a análise de nitrogênio total por definição engloba a análise do nitrogênio total dissolvido - por incluir não apenas a fração dissolvida como também particulada do nitrogênio - esta disparidade marcante indica uma falha no processo de digestão das amostras. Assim, para as próximas etapas, toda a discussão envolvendo o nitrogênio será a partir das concentrações de NTD.

Diante das constatações apresentadas sobre a relação entre a cobertura urbana e as concentrações de nutrientes nos riachos, é relevante mencionar que estes achados estão em consonância com estudos anteriores. Rodrigues *et al.* (2018), por exemplo, correlacionaram áreas urbanas com níveis elevados de nitritos e nitratos na bacia hidrográfica do Córrego Água Limpa em São Paulo. Cerqueira *et al.* (2020) destacaram o aumento nas concentrações de nutrientes em áreas urbanizadas, incluindo compostos nitrogenados e fosfatos, na bacia do Rio Cachoeira, no Nordeste brasileiro, identificando a urbanização como um catalisador principal da eutrofização. No estado de São Paulo, a urbanização mostrou aumentar consideravelmente as concentrações de TP, NT y NH_4^+ nos riachos segundo Cunha, Dodds e Calijuri (2011).

Outros estudos também destacaram os efeitos da urbanização nos níveis de nutrientes. Gücker *et al.* (2016) ao investigar bacias hidrográficas tropicais no Brasil, identificaram que as concentrações médias de nitrogênio (orgânico e inorgânico dissolvido) nos cursos de água afetados pela urbanização foram consideravelmente mais elevadas do que as dos cursos de água naturais. Tromboni e Dodds (2017), por sua vez, identificaram o uso urbano do solo no Rio de Janeiro como principal responsável pelo aumento das concentrações de nutrientes (NT e PT), onde mesmo aumentos modestos da cobertura urbana de entre 10 e 46% aumentavam fortemente as concentrações de nutrientes. Biggs, Dunne e Martinelli (2004) constataram que áreas predominantemente urbanas no estado de Rondônia apresentavam concentrações de NTD 10 vezes superiores às áreas florestais resultado comparável com o nosso (12 vezes maior).

O aumento progressivo das concentrações de NT, NTD, PT, CTD, COD e CID em áreas

mais urbanizadas é um claro reflexo do influxo contínuo de poluentes resultantes de atividades humanas (Allan, 2004; Albert *et al.*, 2021; Paul; Meyer, 2001). Por exemplo, o acréscimo do nitrogênio e fósforo nestas áreas pode ser atribuído à deposição atmosférica (óxidos de nitrogênio e amoníaco derivados de atividades industriais e de transporte ou deposição de partículas de fosforo erodidas pelo vento), ao escoamento superficial (proveniente de áreas pavimentadas ou não) que recolhe nitrogênio e fosforo de diversas origens (fertilizantes usados em jardins urbanos, emissões de veículos, resíduos orgânicos) e à descarga de fontes pontuais (lançamento inadequado de esgoto doméstico e industrial) (Decina; Hutyra; Templer, 2019; Carey *et al.*, 2013; Daniel *et al.*, 2002).

De forma paralela ao nitrogênio e fósforo, o carbono também é afetado pelas mesmas vias. A deposição atmosférica introduz carbono orgânico, como benzeno e tolueno proveniente de indústrias e veículos, e inorgânico, como CO, CO₂ e carbonatos. O escoamento superficial transporta carbono de fontes diversas, desde restos vegetais até resíduos de produtos de limpeza e combustíveis, enquanto as fontes pontuais contribuem com resíduos domésticos e industriais (Iavorivska; Boyer; DeWalle, 2016).

Embora todas essas fontes sejam relevantes, nas grandes metrópoles, as águas residuais não tratadas ou insuficientemente tratadas tendem a ser a principal fonte de contaminação. A cidade de São Paulo exemplifica bem essa situação, conforme dados do IBGE (2020), apenas 62,2% das águas residuais são tratadas na metrópole. Isso implica que cerca de 37,8% dos efluentes são descarregados diretamente em rios e córregos sem tratamento adequado. Esta realidade, aliás, foi confirmada em diversas amostragens, nas quais em muitos destes riachos, situados em áreas periféricas, evidenciavam notórias descargas de esgoto e considerável acúmulo de matéria orgânica.

Além da cobertura urbana, a sazonalidade também exerceu um impacto significativo nas concentrações de NTD, PT, CTD e COD. Em geral, observou-se que as maiores concentrações foram registradas durante a estação seca. Para o NTD, as concentrações variaram de 4,5 a 33,4 mg/L na estação seca, enquanto na temporada chuvosa os valores foram menores, oscilando entre 0,5 e 25,2 mg/L. Por outro lado, o PT apresentou variações de 0,05 a 3,1 mg/L na estação seca e de 0,03 a 2,7 mg/L na chuvosa. O CTD durante a estação seca apresentou variações entre 4,7 e 86 mg/L, enquanto na estação chuvosa variou entre 1,5 e 32,6 mg/L. Finalmente, o COD registrou valores mais altos na estação seca (entre 2,6 e 53,8 mg/L) em comparação com a estação chuvosa, onde se situou entre 3,5 e 36,1 mg/L.

Diferentemente dos parâmetros anteriores, o CID não apresentou variações sazonais significativas. No entanto, sua concentração foi profundamente influenciada pelo grau de

urbanização. Nas microbacias florestadas, a média de CID foi de 1,8 mg/L. Já nas microbacias totalmente urbanizadas, esse valor saltou para 32,4 mg/L, destacando o impacto marcante da urbanização na concentração deste parâmetro. A falta de variação sazonal significativa no CID, mas seu aumento marcante em áreas urbanizadas, sugere que esta substância pode estar mais associada a atividades humanas contínuas, como descargas industriais ou de esgoto, do que a fatores sazonais (Gu; Waldron; Bass, 2022).

Por outra parte, a interação entre urbanização e sazonalidade detectada para NTD, PT, CTD e COD deriva da amplificação da diferença entre as estações seca e chuvosa ao longo do gradiente de cobertura urbana. Por exemplo, nas microbacias urbanizadas, a concentração média de NTD foi de 25,2 mg/L na estação chuvosa, aumentando para 33,4 mg/L na seca. Em contrapartida, nas microbacias predominantemente florestadas, os valores variaram de 0,5 mg/L na chuvosa para 4,5 mg/L na seca.

No que se refere ao PT, as microbacias florestadas exibiram uma variação sutil entre as estações, com concentrações que oscilaram entre 0,03 mg/L na chuvosa e 0,05 mg/L na seca. Em contraste, as áreas urbanizadas registraram 2,7 mg/L na chuvosa e 3,1 mg/L na seca.

Em relação ao CTD, as microbacias florestadas mostraram estabilidade, com médias de 5 mg/L na chuvosa e 4,7 mg/L na seca. Por outro lado, as urbanizadas apresentaram um aumento notável, com 68,7 mg/L na chuvosa e 86 mg/L na seca. Finalmente, considerando o COD, as microbacias florestadas exibiram uma leve oscilação, variando de 3,5 mg/L na chuvosa para 2,5 mg/L na seca, enquanto as urbanizadas mostraram uma disparidade mais acentuada, com valores de 36,1 mg/L na chuvosa e 53,8 mg/L na seca.

A redução observada nas concentrações de nutrientes durante a estação chuvosa sugere um efeito de diluição. Ao menos em princípio, não há evidências de uma variação sazonal pronunciada na densidade demográfica na área de estudo (em oposição, por exemplo, ao que ocorre na Baixada Litorânea). Assim, é razoável supor que a carga de efluentes seja aproximadamente constante ao longo do ano, e à medida que as chuvas aumentam, o volume de água nos riachos aumenta (veja Gráfico 1) dispersando os poluentes e reduzindo a sua concentração. No entanto, é fundamental mencionar que, apesar da diluição, as concentrações ainda podem atingir níveis que comprometem a qualidade da água dos riachos. A diferença sutil nas concentrações de NTD, PT e CTD entre microbacias florestadas nas diferentes estações indica que os sistemas naturais possuem mecanismos de regulação mais eficientes. Isso pode ser atribuído à presença de vegetação ripária e solos permeáveis, que atuam como filtros naturais, limitando a entrada de poluentes nos corpos d'água (Dosskey *et al.*, 2010).

Um efeito combinado de diminuição nas concentrações de nutrientes e de aumento da

descarga levanta a questão de qual o efeito da urbanização, da sazonalidade e de sua interação sobre o total de nutrientes carregados (isto é, a carga). Uma aproximação desta carga pode ser obtida multiplicando concentrações de NTD, PT e CTD (mg/L) pela descarga (L/s). Esta estimativa reforça o impacto da urbanização e da sazonalidade sobre a qualidade da água. Por exemplo as microbacias urbanizadas apresentaram uma carga de PT 459 vezes maior (0,2 g/s frente a 0,0004 g/s) que as florestadas na estação seca e 172 vezes maior durante a estação chuvosa (0,15 g/s frente a 0,0009 g/s). Similarmente, para NTD e CTD, as diferenças nas cargas entre microbacias urbanizadas e florestadas foram pronunciadas, sendo 66 (1,9 g/s frente a 0,03 g/s) e 148 vezes maior (5 g/s frente a 0,03 g/s), respectivamente, durante a estação seca, e 100 (1,4 g/s frente a 0,014 g/s) e 27 vezes maior (3,9 g/s frente a 0,14 g/s), respectivamente, durante a estação chuvosa nas microbacias urbanizadas. Isso sugere que, mesmo que haja uma diluição dos poluentes devido ao aumento do volume de água durante a estação chuvosa, as áreas urbanizadas ainda estão contribuindo com uma quantidade significativamente maior de poluentes para os corpos da água. Além de sugerir que a carga de nutrientes está vindo principalmente de fontes pontuais e não do escoamento superficial.

Estudos anteriores corroboram estas constatações. Dalu *et al.* (2019), ao investigar o rio Bloukrans, destacaram padrões na qualidade da água associados à urbanização e às variações sazonais. Identificaram elevadas concentrações de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, durante a estação seca em áreas urbanas, sugerindo a influência de águas residuais nestes locais. De forma similar, Costa *et al.* (2021) ao analisar o rio Guamá, observaram uma maior concentração de PT no período menos chuvoso, atribuindo este fato à presença de fontes pontuais e à reduzida diluição dos contaminantes na água. Em contraparte, Mena-Rivera *et al.* (2017), ao estudar o rio Burío, evidenciaram que TP diminuiu durante a estação chuvosa em comparação com a estação seca.

Focando agora na turbidez, observou-se um aumento conforme a porcentagem de cobertura urbana na microbacia. Este aumento foi de 1 NTU para as microbacias florestadas até 44,7 NTU nas mais urbanizadas. Em relação à sazonalidade, a turbidez mostrou um aumento progressivamente acelerado na temporada seca em comparação com a chuvosa, passando de 0,9 NTU nas microbacias florestadas para 64,2 NTU nas mais urbanizadas na estação seca. Já na temporada chuvosa, os valores foram de 1,1 NTU nas florestadas para 25,2 NTU nas mais urbanizadas. A interação entre a cobertura urbana e a sazonalidade evidenciou que o aumento da turbidez ao longo da cobertura urbana foi significativamente mais pronunciado e acelerado na estação seca, especialmente nas microbacias com mais de 50% de cobertura urbana.

À primeira vista, o aumento da turbidez na estação seca pode parecer contraintuitivo, já

que geralmente esperaríamos ver um aumento na turbidez durante a estação chuvosa, sobretudo em zonas urbanizadas devido à maior escoamento superficial. No entanto, durante a estação seca a falta de chuvas constantes pode resultar em acumulação e posterior lixiviação de contaminantes nas superfícies impermeáveis. Eventuais chuvas esporádicas podem lavar esses poluentes acumulados para os riachos, resultando em um aumento na turbidez. Além disso, com o volume de água reduzido nos riachos nesta estação, os sedimentos presentes podem se tornar mais concentrados, intensificando ainda mais a turbidez. Importante destacar que, como mencionado anteriormente, muitos dos riachos urbanizados tinham conexões de esgoto não tratado. A presença de cargas elevadas de nutrientes detectadas nesses riachos na estação seca sugere que uma parcela significativa da turbidez pode ser consequência direta das descargas de resíduos domésticos e industriais sem o devido tratamento.

O pH nos riachos mostrou uma tendência clara e linear ao longo do gradiente de cobertura urbana na microbacia. Este padrão reflete uma transição para condições mais alcalinas, variando de 6,4 em microbacias predominantemente florestadas para 7,7 nas mais urbanizadas. Quanto à sazonalidade, observaram-se diferenças notáveis entre as estações: na estação seca, o pH médio nas microbacias florestadas foi de 6,4, enquanto nas mais urbanizadas foi de 7,2. Na estação chuvosa, apesar das microbacias florestadas apresentarem um pH ligeiramente menor (6,3), as microbacias altamente urbanizadas experimentaram um aumento notório, atingindo 8,2. A interação entre a cobertura urbana e a sazonalidade influenciou o pH de forma distinta nas diferentes estações. O pH cresceu com a urbanização, mas esse aumento foi mais expressivo e acelerado durante a estação chuvosa em áreas altamente urbanizadas.

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) nos riachos mostrou uma forte dependência em relação à cobertura urbana da microbacia. À medida que a urbanização aumenta, observou-se uma diminuição significativa na concentração de OD. Especificamente, nas microbacias florestadas, a concentração de OD foi de 8,4 mg/L, enquanto nas microbacias altamente urbanizadas, este valor caiu drasticamente para apenas 0,86 mg/L.

Vários estudos têm mostrado que a urbanização pode levar à redução de OD em corpos da água (Blaszczak *et al.*, 2019; Cerqueira *et al.*, 2020; Ferreira *et al.*, 2021). O escoamento das áreas urbanas muitas vezes introduz poluentes nos riachos, incluindo nutrientes como nitrogênio e fósforo que podem estimular a proliferação de algas e microrganismos (Booth; Bledsoe 2009). Quando essas algas e microrganismos morrem e se decompõem, o processo consome oxigênio, o que pode resultar na diminuição do OD na água. Além disso, a alteração do regime hidrológico e a modificação dos habitats ribeirinhos em áreas urbanizadas podem reduzir a capacidade do riacho de se purificar e se reoxigenar (Walsh *et al.*, 2005).

A estação do ano não apresentou efeito significativo sobre a DO em nosso estudo. No entanto, é possível que outros fatores sazonais, como a temperatura da água, possam influenciar a solubilidade do oxigênio e, portanto, sua concentração. Embora não tenhamos observado uma interação significativa entre a estação do ano e a cobertura urbana em relação à DO, é fundamental considerar as variações sazonais em pesquisas futuras.

Finalmente, a condutividade apresentou um aumento marcadamente acelerado com o aumento da cobertura urbana, variando de uma média de 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em microbacias predominantemente florestadas para uma média de 650 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nas áreas mais urbanizadas. De forma interessante, a sazonalidade não mostrou ter um efeito diluidor ou concentrador significativo sobre este parâmetro. Isso sugere que, ao contrário de outros parâmetros de qualidade da água que podem variar sazonalmente, a condutividade elétrica se mantém relativamente constante ao longo do ano nas áreas urbanizadas, conforme apontado por estudos anteriores (Kaushal *et al.*, 2010; Paul; Meyer, 2001; Roy *et al.*, 2006).

Os resultados apresentados neste estudo fornecem uma perspectiva reveladora e preocupante sobre a interação entre a urbanização e a qualidade da água. Por meio de nossa análise, conseguimos elucidar os multifacetados impactos da urbanização em diversos parâmetros hídricos, bem como a interdependência destes efeitos com a sazonalidade.

Torna-se evidente que as áreas urbanizadas não só manifestam níveis elevados de poluentes em seus corpos hídricos, mas também exibem oscilações mais acentuadas entre as estações, quando comparadas a áreas menos urbanizadas ou preservadas. Mesmo com as tendências identificadas, é notório que ambientes naturais, como as microbacias florestadas, possuem capacidades inerentes de autorregulação e filtragem de contaminantes, reforçando a essencialidade de práticas de conservação e restauração ecológica nas paisagens urbanas.

Dado o atual cenário de urbanização acelerada, os achados deste estudo devem funcionar como um alerta. É fundamental que a sociedade como um todo reconheça os riscos da degradação da qualidade da água em áreas urbanas e priorize abordagens sustentáveis. Estas podem englobar a adoção de métodos construtivos ecológicos, aprimoramento dos sistemas de tratamento de efluentes e a revitalização de ecossistemas aquáticos, permitindo que atuem como defensores naturais contra a contaminação.

Preservar a qualidade da água em ambientes urbanos não é apenas uma questão de saúde pública, mas também uma medida vital para o equilíbrio ecológico e a manutenção da biodiversidade nos ecossistemas aquáticos inseridos no contexto urbano e é um compromisso coletivo urgente.

Nossos achados enfatizam a urgência de uma gestão hídrica mais eficaz em áreas

urbanizadas. A presença marcante de poluentes sinaliza a imperatividade de monitoramentos mais robustos e frequentes. Intervenções mitigatórias, como infraestrutura verde (jardins pluviais, corredores verdes, entre outros), devem ser priorizadas em regiões com alta densidade urbana. Educar e sensibilizar a população sobre os riscos e impactos da urbanização torna-se vital. Ações educativas podem incentivar práticas mais sustentáveis e conscientes. Além disso, a integração de áreas verdes, a restauração de zonas ribeirinhas e a aplicação de soluções baseadas na natureza são estratégias que podem contrapor os efeitos deletérios da urbanização intensa. Também é crucial considerar a sazonalidade no planejamento de gestão hídrica, prevendo, por exemplo, ações para lidar com picos de poluição na estação seca e escoamentos na chuvosa. Assim, a urbanização, embora apresente desafios inegáveis, pode ser gerenciada de maneira que garanta a sustentabilidade e saúde dos corpos de água em metrópoles em expansão.

5 CONCLUSÕES

A análise integrada dos efeitos da cobertura urbana e sazonalidade sobre a qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê proporcionou insights relevantes. Os dados corroboraram as hipóteses iniciais e delinearam um panorama complexo das implicações da urbanização em diversos parâmetros físico-químicos de qualidade hídrica.

Revelou-se que a progressiva urbanização desencadeia profundas perturbações na qualidade da água. Notou-se incrementos expressivos em parâmetros como descarga, temperatura, pH, condutividade elétrica, turbidez, e nos níveis de nutrientes como nitrogênio, fósforo e carbono. Em contraste, o conteúdo de oxigênio dissolvido declinou consideravelmente em áreas urbanizadas.

A sazonalidade introduziu diferenças notáveis nos parâmetros avaliados, com contrastes acentuados entre a estação seca e chuvosa. Durante a estação chuvosa, a diluição promovida pelo acréscimo da descarga levou a uma atenuação nas concentrações de nutrientes.

A interação entre cobertura urbana e sazonalidade emergiu como um vetor determinante na modulação de aspectos como descarga, pH, turbidez e concentrações de nitrogênio, fósforo e carbono. Estas variações tornaram-se mais agudas entre as estações à medida que a cobertura urbana avançava.

O cenário delineado reforça a urgência de abordagens abrangentes para contornar os desafios da poluição hídrica em áreas sob intensa urbanização. Estratégias integradas de planejamento, administração e sensibilização são imperativas para garantir a qualidade hídrica e salvaguardar a biodiversidade nos delicados ecossistemas aquáticos de regiões metropolitanas.

A vigilância contínua da qualidade hídrica, complementada por medidas mitigadoras como implementação de infraestrutura verde, ampliação do saneamento e campanhas de educação ambiental, é uma via promissora para atenuar os impactos da urbanização. A preservação de áreas de proteção permanente e a reabilitação de matas ciliares figuram como ações indispensáveis.

Os achados deste estudo oferecem informações valiosas que podem auxiliar na formulação de políticas públicas voltadas à gestão sustentável dos recursos hídricos. Ao compreender a dinâmica temporal e espacial da qualidade da água, é possível direcionar esforços para regiões mais susceptíveis, harmonizando o crescimento urbano com a preservação dos ecossistemas aquáticos.

No entanto, é fundamental reconhecer que, embora os resultados sejam indicativos para

a Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, cada região possui particularidades que podem demandar estratégias adaptadas. A cooperação entre entidades governamentais, comunidades locais, setor privado e ONGs é crucial para traduzir esses achados em ações concretas que beneficiem tanto a população quanto o ambiente. As limitações neste estudo, e pesquisas futuras poderiam focar em aspectos específicos, como estudos detalhados por região, a eficácia de diferentes estratégias de mitigação, integração com dados socioeconômicos, impactos sobre a biodiversidade aquática, monitoramento em longo prazo, modelagem e simulações para prever impactos futuros. Em última análise, o desafio é equilibrar as necessidades humanas com a integridade e sustentabilidade dos nossos ecossistemas aquáticos, e este estudo serve como um passo importante nesse caminho.

REFERÊNCIAS

- ALBERT, James S. *et al.* Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. **Ambio**, [S. l.], v. 50, n. 1, p. 85-94, 2021. doi:10.1007/s13280-020-01318-8
- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [S. l.], v. 35, n. 1, p. 257-284, 2004. doi:10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122
- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M.; KRISTA, A. C. **Stream ecology**: structure and function of running waters. 3. ed. Cham, Switzerland: Springer Nature, 2021.
- ALVARES, C. A *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [S. l.], v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. Disponível em: https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil. Acesso em: 10 jun. 2022.
- American Public Health Association - APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water**. 22. ed. [S. l.]: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation, 2012. Disponível em: <https://www.standardmethods.org/doi/book/10.2105/SMWW.2882>. Acesso em: 27 jun. 2023.
- BARON, J. S. *et al.* Sustaining healthy freshwater ecosystems. **Water Resources Update**, [S. l.], v. 127, p. 52-58, 2004.
- BIGGS, T. W.; DUNNE, T.; MARTINELLI, L. A. Natural controls and human impacts on stream nutrient concentrations in a deforested region of the Brazilian Amazon basin. **Biogeochemistry**, [S. l.], v. 68, p. 227-257, 2004. doi:10.1023/B:BIOG.0000025744.78309.2e
- BLASZCZAK, J. R. *et al.* Scoured or suffocated: urban stream ecosystems oscillate between hydrologic and dissolved oxygen extremes. **Limnology and Oceanography**, [S. l.], v. 64, n. 3, p. 877-894, 2019. doi:10.1002/lno.11081
- BOGARDI, J. J.; LEENTVAAR, J.; SEBESVÁRI, Z. *Biologia Futura*: integrating freshwater ecosystem health in water resources management. **Biologia Futura**, [S. l.], v. 71, p. 337-358, 2020. doi:10.1007/s42977-020-00031-7
- BOOTH, D. B. *et al.* Global perspectives on the urban stream syndrome. **Freshwater Science**, [S. l.], v. 35, n. 1, p. 412-420, 2016. doi:10.1086/684940
- BOOTH, D. B.; BLEDSOE, B. P. Chapter 6 - Streams and urbanization. *In*: BAKER, L. A. (ed). **The Water Environment of Cities**. New York: Springer, 2009.
- BRABEC, E.; SCHULTE, S.; RICHARDS, P. L. Impervious surfaces and water quality: a review of current literature and its implications for watershed planning. **Journal of Planning Literature**, [S. l.], v. 16, n. 4, p. 499-514, 2002. doi:10.1177/088541202400903563
- CAMPANHA, M. B. *et al.* A 3-year study on occurrence of emerging contaminants in an urban stream of São Paulo State of Southeast Brazil. **Environmental Science and Pollution**

Research, [S. l.], v. 22, p. 7936-7947, 2015. doi:10.1007/s11356-014-3929-x

CAREY, R. O. *et al.* Evaluating nutrient impacts in urban watersheds: challenges and research opportunities. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 173, p. 138-149, 2013.

CARPENTER, S. R.; STANLEY, E. H. State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. **Annual Review of Environment and Resources**, [S. l.], v. 36, n. 1, p. 75-99, 2011. doi:10.1146/annurev-environ-021810-094524

CERQUEIRA, T. C. *et al.* Effects of urbanization on water quality in a watershed in northeastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 192, n. 65, p. 1-17, 2020. doi:10.1007/s10661-019-8020-0

CHITHRA, S. V. *et al.* Impacts of impervious surfaces on the environment. **International Journal of Engineering Science Invention**, [S. l.], v. 4, n. 5, p. 27-31, 2015.

COSTA, G. M. *et al.* Avaliação do efeito da sazonalidade na qualidade da água superficial no rio Guamá, Belém, PA. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [S. l.], v. 12, n. 10, p. 545-560, 2021. doi:10.6008/CBPC2179-6858.2021.010.0043

CUNHA, D. G.; DODDS, W. K.; CALIJURI, M. D. Defining nutrient and biochemical oxygen demand baselines for tropical rivers and streams in São Paulo State (Brazil): a comparison between reference and impacted sites. **Environmental Management**, [S. l.], v. 48, p. 945-956, 2011. doi:10.1007/s00267-011-9739-8

DALU, T. *et al.* River nutrient water and sediment measurements inform on nutrient retention, with implications for eutrophication. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 684, p. 296-302, 2019. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.05.167

DANIEL, M. H. *et al.* Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba river basin. **Water, Air, and Soil Pollution**, [S. l.], v. 136, p. 189-206, 2002. doi:10.1023/a:1015287708170

DECINA, S. M.; HUTYRA, L. R.; TEMPLER, P. H. Hotspots of nitrogen deposition in the world's urban areas: a global data synthesis. *Frontiers in Ecology and the Environment*, [S. l.], v. 18, n. 2, p. 92-100, 2019. doi:10.1002/fee.2143

DOSSKEY, M. G. *et al.* The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. **Journal of the American Water Resources Association**, [S. l.], v. 46, n. 2, p. 261- 277, 2010. doi:10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x

DUDGEON, D. *et al.* Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews**, [S. l.], v. 86, n. 2, p. 163-182, 2006. doi:10.1017/S1464793105006950

FERREIRA, S. J. *et al.* Impact of rapid urbanization on stream water quality in the Brazilian Amazon. **Environmental Earth Sciences**, [S. l.], v. 80, p. 1-16, 2021. doi:10.1007/s12665-021-09621-7

FIGUEROA-NIEVES, D. *et al.* Effects of sewage effluents on water quality in tropical streams. *Journal of environmental quality*. **Journal of environmental quality**, [S. l.], v. 43, n. 6, p. 2053-2063, 2014. doi:10.2134/jeq2014.03.0139

GALSTER, J. C. *et al.* Effects of urbanization on watershed hydrology: The scaling of discharge with drainage area. **Geology**, [S. l.], v. 34, n. 9, p. 713–716, 2006. doi:10.1130/G22633.1

GIRARDI, R. *et al.* Water quality change of rivers during rainy events in a watershed with different land uses in Southern Brazil. **RBRH**, [S. l.], v. 21, n. 3, p. 514-524, 2016. doi:10.1590/2318-0331.011615179

GU, C.; WALDRON, S.; BASS, A. M. Anthropogenic land use and urbanization alter the dynamics and increase the export of dissolved carbon in an urbanized river system. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 846, p. 1-13, 2022. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.157436

GÜCKER, B. *et al.* Dissolved nutrient exports from natural. **Global Ecology and Biogeography**, [S. l.], v. 25, n. 4, p. 378–390, 2016. doi:10.1111/geb.12417

HALDAR, K. *et al.* Spatio-temporal variations in chemical-physical water quality parameters influencing water reuse for irrigated agriculture in tropical urbanized deltas. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 708, 134559, 2020. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.134559

IAVORIVSKA, L.; BOYER, E. W.; DEWALLE, D. R. Atmospheric deposition of organic carbon via precipitation. **Atmospheric Environment**, [S. l.], v. 146, p. 153-163, 2016. doi:10.1016/j.atmosenv.2016.06.006

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **Estimativa da população dos municípios em 2019**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativasde-populacao.html>. Acesso em: 07 jun. 2023.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **Estimativa da População dos Municípios em 2020**. Pesquisa nacional de saneamento básico 2017: abastecimento de água e esgotamento sanitário. Rio de Janeiro: IBGE, 2020.

JAYASWAL, K.; SAHU, V.; GURJAR, B. R. Water pollution, human health and remediation. *In*: BHATTACHARYA, S. G.; GUPTA, Akhilendra Bhushan Ankur; PANDEY, Ashok (ed). **Water remediation**. Singapore: Springer, 2018. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-7551-3>

KAUSHAL, S. S. *et al.* Rising stream and river temperatures in the United States. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [S. l.], v. 8, n. 9, p. 461-466, 2010. doi:10.1890/090037

KHATRI, N.; TYAGI, S. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. **Frontiers in life science**, [S. l.], v. 8, n. 1, p. 23-39, 2015. doi:10.1080/21553769.2014.933716

KONRAD, C. P.; BOOTH, D. B. Hydrologic changes in urban streams and their ecological significance. **American Fisheries Society Symposium**, [S. l.], v. 47, p. 157-177, 2005.

KUMAR, M.; BORAH, P.; DEVI, P. Chapter 3 - Priority and emerging pollutants in water. *In*: DEVI, Pooja; SINGH, Pardeep; KANSAL, Sushil Kumar (ed.). **Inorganic Pollutants in Water**, Elsevier, 2020. doi:10.1016/b978-0-12-818965-8.00003-2

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. doi:10.11606/T.41.2004.tde-20032006-075813

LERNER, D. N. Identifying and quantifying urban recharge: a review. **Hydrogeology Journal**, [S. l.], v. 10, n. 1, p. 143-152, 2002. doi:10.1007/s10040-001-0177-1

LIVESLEY, S. J.; MCPHERSON, E. G.; CALFAPIETRA, C. The urban forest and ecosystem services: impacts on urban water, heat, and pollution cycles at the tree, street, and city scale. **Journal of environmental quality**, [S. l.], v. 45, n. 1, p. 119-124, 2016. doi:10.2134/jeq2015.11.0567

MARQUES, P.; CUNICO, A. Integrating the influence of untreated sewage into our understanding of the urban stream syndrome. **Freshwater Science**, [S. l.], v. 42, n. 2, p. 195-203, 2023. doi:10.1086/724823

MEDEIROS, G. A. de *et al.* Water quality, pollutant loads, and multivariate analysis of the effects of sewage discharges into urban streams of Southeast Brazil. **Energy, Ecology and Environment**, [S. l.], v. 2, n. 4, p. 259-276, 2017. doi:10.1007/S40974-017-0062-Y

MENA-RIVERA, L. et al. Spatial and seasonal surface water quality assessment in a tropical urban catchment: Burío River, Costa Rica. **Water**, [S. l.], v. 9, n. 8, p. 558, 2017. doi:10.3390/w9080558

MÜLLER, A. *et al.* The pollution conveyed by urban runoff: a review of sources. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 709, p. 1-18, 2020. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.136125

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, [S. l.], 853-858, 2000. doi:10.1038/35002501

ONESTINI, M. Water quality and health in poor urban areas of Latin America. **International Journal of Water Resources Development**, [S. l.], v. 27, n. 1, p. 219-226, 2011. doi:10.1080/07900627.2010.537244

OUYANG, Y. *et al.* Assessment of seasonal variations in surface water quality. **Water Research**, [S. l.], v. 40, n. 20, p. 3800-3810, 2006. doi:10.1016/j.watres.2006.08.030

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the urban landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, [S. l.], v. 32, n. 1, p. 333-365, 2001. doi:10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040

PEÑA-GUZMÁN, C. *et al.* Emerging pollutants in the urban water cycle in Latin America: A review of the current literature. **Journal of environmental management**, [S. l.], v. 237, p. 408-423, 2019. doi:10.1016/j.jenvman.2019.02.100

- POFF, N. L.; ZIMMERMAN, J. K. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. **Freshwater biology**, [S. l.], v. 55, n. 1, p. 194-205, 2010. doi:doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02272.x
- POFF, N. L.; BLEDSOE, B. P.; CUHACIYAN, C. O. Hydrologic variation with land use across the contiguous United States: Geomorphic and ecological consequences for stream ecosystems. **Geomorphology**, [S. l.], v. 79, n. 3-4, p. 264-285, 2006. doi:10.1016/j.geomorph.2006.06.032
- PRICE, K. Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: a review. **Progress in physical geography**, [S. l.], v. 35, n. 4, p. 465-492, 2011. doi: 10.1177/0309133311402714
- R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. 2020. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 03 abr. 2023.
- RAMÍREZ, A.; PRINGLE, C. M.; WANTZEN, K. M. Tropical stream conservation. In: DUDGEON, David (ed.). **Tropical Stream Ecology**. London, UK: Elsevier, 2008. doi:10.1016/B978-012088449-0.50012-1
- RICE, J. S.; ANDERSON, W. P.; THAXTON, C. S. Urbanization influences on stream temperature behavior within low-discharge headwater streams. *Hydrological Research Letters*, [S. l.], v. 5, p. 27-31, 2011.
- ROA-ESPINOSA, A. *et al.* Predicting the impact of urban development on stream temperature using a thermal urban runoff model (TURM). In: **National Conference on Urban Stormwater: Enhancing Programs at the Local Level**, [S. l.], 17-20, 2003. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/241769213_Predicting_the_impact_of_urban_development_on_stream_temperature_using_a_thermal_urban_runoff_model_TURM. Acesso em: 10 maio 2023.
- RODRIGUES, V. *et al.* Effects of land use and seasonality on stream water quality in a small tropical catchment: The headwater of Córrego Água Limpa, São Paulo (Brazil). **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 622, p. 1553-1561, 2018. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.10.028
- SHUSTER, W. D. *et al.* Impacts of impervious surface on watershed hydrology: a review. **Urban Water Journal**, [S. l.], v. 2, p. 263-275, 2005. doi:10.1080/15730620500386529
- SOMERS, K. A. *et al.* Streams in the urban heat island: spatial and temporal variability in temperature. **Freshwater Science**, [S. l.], v. 32, n. 1, p. 309-326, 2013. doi:10.1899/12-046.1
- STRAYER, D. L.; DUDGEON, D. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. **Journal of the North American Benthological Society**, [S. l.], v. 29, n. 1, p. 344-358, 2010.
- SYVITSKI, J. P. *et al.* How important and different are tropical rivers? An overview. **Geomorphology**, [S. l.], v. 227, p. 5-17, 2014. doi:10.1016/j.geomorph.2014.02.029

- TERNUS, R. Z. *et al.* Influence of urbanisation on water quality in the basin of the upper Uruguay River in western Santa Catarina, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [S. l.], v. 23, p. 189-199, 2011. doi:10.1590/S2179-975X2011000200009
- TORABI, M. Likelihood inference for spatial generalized linear mixed models. **Communications in Statistics-Simulation and Computation**, [S. l.], v. 44, n. 7, p. 1692-1701, 2015. doi:10.1080/03610918.2013.824099
- TOWNSEND-SMALL, A. *et al.* Increasing summer river discharge in southern California, USA, linked to urbanization. **Geophysical Research Letters**, [S. l.], v. 40, n. 17, p. 4643-4647, 2013. doi:10.1002/grl.50921
- TROMBONI, F.; DODDS, W. Relationships between land use and stream nutrient concentrations in a highly urbanized tropical region of Brazil: thresholds and riparian zones. **Environmental management**, [S. l.], v. 60, n. 1, p. 30-40, 2017. doi:10.1007/s00267-017-0858-8
- UN-Habitat. **World cities report 2022**: envisaging the future of cities. Disponível em: https://unhabitat.org/sites/default/files/2022/06/wcr_2022.pdf. Acesso em: 1 ago. 2022.
- Valderrama, Jorge C. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, [S. l.], v. 10, i. 2, p. 109-122, jan. 1981. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/030442038190027X>. Acesso em: 21 jan. 2023.
- VEGA, M. *et al.* Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. **Water research**, [S. l.], v. 32, n. 12, p. 3581-3592, 1998. doi:10.1016/S0043-1354(98)00138-9
- WALISER, D. E.; JIANG, X. Tropical meteorology and climate: Intertropical Convergence Zone. Em G. R. North, **Encyclopedia of atmospheric sciences Second Edition**, [S. l.], v. 6, p. 121-131, 2015. doi:10.1016/B978-0-12-382225-3.00417-5
- WALSH, C. J. *et al.* The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, [S. l.], v. 24, n. 3, p. 706-723, 2005. doi:doi.org/10.1899/04-028.1
- WALTEROS, J. M.; RAMÍREZ, A. Urban streams in Latin America: current conditions and research needs. **Revista de Biología Tropical**, [S. l.], v. 68, p. 13-28, 2020. doi:10.15517/rbt.v68iS2.44330
- WANG, L. *et al.* Effects of Urbanization on Water Quality and the Macroinvertebrate Community Structure in the Fenhe River, Shanxi Province, China. **Journal of Chemistry**, [S. l.], v. 2020, p. 1-9. 2020 doi:10.1155/2020/8653486
- WANTZEN, K. *et al.* Urban stream and wetland restoration in the Global South – a DPSIR Analysis. **Sustainability**, [S. l.], v. 11, n.18, 4975, 2019. doi:10.3390/su11184975
- WEBSTER, J. R.; VALETT, H. M. Chapter 8: Solute Dynamics. *In*: HAUER, F. R.;

LAMBERTI, G. A. **Methods in Stream Ecology**. 2. ed. Elsevier, 2007. Disponível em: <https://sdp2013.files.wordpress.com/2013/12/bahan-bacaan-dr-bu-maya-methods-in-stream-ecology.pdf>. Acesso em: 15 abr. 2023.

WENGER, S. J. *et al.* Twenty-six key research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the science. **Journal of the North American Benthological Society**, [S. l.], v. 28, n. 4, p. 1080-1098, 2009. doi:10.1899/08-186.1

ZUUR, A. *et al.* GLMM and GAMM. *In*: ZUUR A.; ELENA, L. N.; WALKER, N. J.; SAVELIEV, A. A.; SMITH, G. M. **Mixed effects models and extensions in ecology with R. Statistics for Biology and Health**. New York: Springer, 2009. doi:10.1007/978-0-387-87458-6_13