

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

MOISÉS DA SILVA VITAL

Capacidade retentiva de carbono em um riacho tropical (São Carlos-SP):
comparação entre trechos revitalizado e impactado

São Carlos

2024

MOISÉS DA SILVA VITAL

Capacidade retentiva de carbono em um riacho tropical (São Carlos-SP):
comparação entre trechos revitalizado e impactado

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Ambiental, da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Engenheiro Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Davi Gasparini
Fernandes Cunha

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos
2024

AUTORIZO A REPRODUÇÃO 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 Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

V836c Vital, Moisés da Silva
Capacidade retentiva de carbono em um riacho tropical (São Carlos - SP): comparação entre trechos revitalizado e impactado / Moisés da Silva Vital; orientador Davi Gasparini Fernandes Cunha. São Carlos, 2024.

Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2024.

1. Autodepuração. 2. Carbono. 3. Ciclos Biogeoquímicos. 4. Restauração de ambientes aquáticos. 5. Riachos urbanos. I. Título.

Eduardo Graziosi Silva - CRB - 8/8907

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato(a): **Moisés da Silva Vital**

Data da Defesa: 06/09/2024

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha (Orientador(a))

aprovado

Dr. Nicolas Reinaldo Finkler

aprovado

Dr. Wesley Aparecido Saltarelli

aprovado



Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Coordenador da Disciplina 1800091- Trabalho de Graduação

AGRADECIMENTOS

Ao Dr. Davi, orientador, professor e amigo, agradeço pela confiança ao aceitar me orientar na iniciação científica e por fazê-la sempre com paciência, incentivo e prestatividade, assim como foi ao longo de toda a graduação.

Ao João Bega, por ser o braço direito em todas as etapas deste trabalho, auxiliando desde a concepção do projeto até a realização das coletas, análises e relatórios.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de iniciação científica (Processo nº 2023/07059-2), que proporcionou a execução desta pesquisa.

À Adriana Miwa pelo auxílio nas análises laboratoriais, assim como ao laboratório BIOTACE, por sua infraestrutura e equipe. Agradeço também à Vânia Fernandes e ao IQSC pelo suporte adicional nas análises.

Ao Nicolás Finkler e Wesley Saltarelli por gentilmente aceitarem compor a banca examinadora e pelas valiosas contribuições dadas para a melhoria deste trabalho.

À Escola de Engenharia de São Carlos e à Universidade de São Paulo, bem como aos seus colaboradores e contribuintes, que juntos constroem diariamente um espaço de referência em educação pública.

A todos os professores da USP, agradeço por compartilharem conhecimento e por estimularem meu pensamento crítico, contribuições que levarei comigo para sempre.

Às amigas da Ambiental, especialmente da 020, por todos os momentos compartilhados ao longo desses quase cinco anos, tanto presencialmente quanto remotamente.

A todos os amigos que construí em São Carlos, em especial aos meus colegas de apartamento, pelo acolhimento nesta nova cidade e experiências compartilhadas.

Aos meus antigos professores, amigos e cidades, que nunca deixaram de estar presentes em minha jornada.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para minha formação pessoal e, consequentemente, foram fundamentais para a realização deste trabalho.

E, com gratidão especial, à minha família por todo apoio, ensinamentos e carinho. Aos meus pais, por serem âncoras e me apoiarem incondicionalmente na vida. À minha irmã, por ser um farol e me inspirar com sua luz e carinho. À Leyliane, por ser um vento suave e, com afago, me incentivar diariamente a continuar.

À vida, por suas calmarias, tempestades e, sobretudo, pela oportunidade de navegar.

“Ninguém pode entrar duas vezes no mesmo rio, pois quando nele se entra novamente, não se encontra as mesmas águas, e o próprio ser já se modificou.” (Tradução livre)

Heráclito de Éfeso

RESUMO

VITAL, M. S. **Capacidade retentiva de carbono em um riacho tropical (São Carlos – SP):** comparação entre trechos revitalizado e impactado. 2024. 60 p. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2024.

Os cursos de água urbanos proporcionam diversos serviços ecossistêmicos essenciais, incluindo os múltiplos usos diretos e indiretos da água. Todavia, esses sistemas aquáticos são comumente submetidos a diferentes estressores antrópicos, especialmente relacionados ao avanço da malha urbana, que debilitam processos fundamentais para o equilíbrio e purificação desses ambientes. Ainda escasso em regiões tropicais, o estudo da capacidade retentiva em riachos de pequena ordem, elementos ativos nos ciclos biogeoquímicos, é relevante para o entendimento do transporte de carbono ao longo de toda a bacia hidrográfica. O presente projeto de pesquisa teve como objetivo analisar a retenção de carbono orgânico em diferentes estações do ano ao longo de dois trechos do riacho Tijuco Preto (São Carlos, SP). O primeiro trecho, próximo à nascente, revitalizado pelo projeto Pró-Tijuco, que desobstruiu o riacho, estabilizou as margens e implantou um parque linear, permitindo a recuperação da vegetação nativa. Em contraste, o trecho próximo à foz encontra-se canalizado e retificado, com mata ciliar praticamente inexistente. Para a modelagem e quantificação das métricas de retenção, foi empregada a metodologia TASCC (*Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization*), que permitiu determinar as taxas (U_{amb}), distâncias (S_{w-amb}) e velocidades (V_{f-amb}) de retenção ambiental de carbono nos diferentes trechos estudados. As variações das métricas de retenção para o trecho revitalizado (S_{w-amb} : 16,1-29,5 m; U_{amb} : 150,8-960,2 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$; V_{f-amb} : 1,30-2,95 mm min^{-1}) indicaram claramente uma maior capacidade retentiva de carbono em relação ao trecho impactado (S_{w-amb} : 268,2-325,0 m; U_{amb} : 808,3-1499,5,2 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$; V_{f-amb} : 0,48-0,60 mm min^{-1}), o qual chegou a não apresentar retenção de carbono em duas das quatro coletas realizadas. Em comparação com estudos similares na literatura, o trecho revitalizado destaca-se como um ambiente aquático com elevado potencial assimilativo de carbono, ressaltando seu papel estratégico na ciclagem desse elemento. Tal observação sublinha a necessidade da ampliação de investimentos em projetos de revitalização de bacias hidrográficas e da incorporação de métricas de funcionamento dos cursos de água para avaliação do sucesso ou insucesso das medidas de restauração desses ecossistemas aquáticos.

Palavras-chave: Autodepuração. Carbono. Ciclos biogeoquímicos. Restauração de ambientes aquáticos. Riachos urbanos.

ABSTRACT

VITAL, M. S. **Carbon retention capacity in a tropical stream (São Carlos – SP):** comparison between restored and impacted reaches. 2024. 60 p. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2024.

Urban streams provide a range of essential ecosystem services, including various direct and indirect uses of water. However, these aquatic systems are often subjected to different anthropogenic stressors, particularly those related to urban expansion, which undermine fundamental processes essential for the balance and purification of these environments. The study of carbon retention capacity in small-order streams, which play active roles in biogeochemical cycles, remains limited in tropical regions but is crucial for understanding carbon transport throughout the watershed. This research project aimed to analyze organic carbon retention across different seasons along two segments of the Tijuco Preto stream (São Carlos, SP). The first segment, near the source, was revitalized by the Pró-Tijuco project, which cleared the stream, stabilized the banks, and established a linear park, facilitating the recovery of native vegetation. In contrast, the segment near the mouth is channelized and straightened, with almost no riparian vegetation. The TASCC (Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization) methodology was used to model and quantify retention metrics, allowing for the determination of ambient retention rates (U_{amb}), distances (S_{w-amb}), and velocities (V_{f-amb}) of carbon in the studied segments. Variations in retention metrics for the revitalized segment (S_{w-amb} : 16.1-29.5 m; V_{f-amb} : 1.30-2.95 mm min⁻¹; U_{amb} : 150.8-960.2 µg m⁻² min⁻¹) clearly indicated a higher carbon retention capacity compared to the impacted segment (S_{w-amb} : 268.2-325.0 m; V_{f-amb} : 0.48-0.60 mm min⁻¹; U_{amb} : 808.3-1499.5 µg m⁻² min⁻¹), which showed no carbon retention in two of the four sampling events. Compared to similar studies in the literature, the revitalized section stands out as an aquatic environment with a high carbon assimilation potential, highlighting its strategic role in the cycling of this element. This observation highlights the need for increased investment in watershed revitalization projects and the incorporation of watercourse metrics to assess the success or failure of restoration measures for these aquatic ecosystems.

Keywords: Self-purification. Carbon. Biogeochemical cycles. Aquatic environment restoration. Urban streams.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Conceito de espiral de nutrientes em um segmento de ambiente lótico.....	24
Figura 2 – Métricas das espirais de nutrientes ao longo do eixo longitudinal do riacho.....	25
Figura 3 – Localização do riacho Tijuco Preto e sua microbacia.....	28
Figura 4 – Fotos representativas dos trechos revitalizado e impactado do riacho Tijuco Preto avaliados.....	29
Figura 5 – Identificação dos trechos revitalizado e impactado escolhidos para os experimentos sazonais.....	30
Figura 6 – Condições do riacho Tijuco Preto antes e depois do início do projeto de revitalização.....	31
Figura 7 – Imagens de satélite do alto curso do riacho Tijuco Preto em 2004 (A) e 2024 (B).....	32
Figura 8 – Representação gráfica das curvas BTC para a concentração de carbono ao longo do tempo.....	35
Figura 9 – Climograma de São Carlos (SP) ao longo do período amostral da pesquisa.....	38
Figura 10 – Distâncias ambientais de retenção de carbono nos dois trechos do riacho Tijuco Preto ao longo das estações (SR: sem retenção detectada).....	45
Figura 11 – Taxas ambientais de retenção de carbono nos dois trechos do riacho Tijuco Preto ao longo das estações (SR: sem retenção detectada).....	46
Figura 12 – Velocidades ambientais de retenção de carbono nos dois trechos do riacho Tijuco Preto ao longo das estações (SR: sem retenção detectada).....	47
Figura 13 – Curvas BTC com concentrações esperadas e observadas de carbono nos trechos e estações avaliadas (SR: sem retenção detectada).....	49

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Nutrientes determinados em laboratório com respectivos métodos e equipamentos utilizados.....	33
Tabela 2 – Dados físico-químicos sazonais obtidos por meio da sonda multiparâmetros em ambos os trechos avaliados.....	39
Tabela 3 – Concentrações basais de nutrientes e carbono nos trechos avaliados ao longo das diferentes estações do ano.....	41
Tabela 4 – Dados hidromorfológicos e de sombreamento nos trechos revitalizado e impactado ao longo das estações avaliadas.....	43

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

B	Banco de sedimentos do riacho
BTC	<i>Breakthrough Curves</i> (Curvas de Ruptura)
CE	Condutividade elétrica
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
COD	Carbono orgânico dissolvido
FSR	Fósforo solúvel reativo
F _B	Transporte mássico longitudinal no meio particulado
F _W	Transporte mássico longitudinal no meio aquoso
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IMP	Trecho impactado
MOD	Matéria orgânica dissolvida
NO ₃ ⁻	Nitrato
R	Liberação na espiral de nutrientes
REV	Trecho revitalizado
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
S	Comprimento total da espiral de nutrientes
S _B	Comprimento da espiral no meio particulado
S _W	Comprimento da espiral no meio aquoso
S _{w-amb}	Distância ambiental de retenção
TAC	Termo de Ajustamento de Conduta
TASCC	<i>Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization</i>
U	Retenção na espiral de nutrientes
U _{amb}	Taxa ambiental de retenção
V _{f-amb}	Velocidade ambiental de retenção
W	Coluna de água do riacho

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	18
2	OBJETIVOS.....	20
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	21
3.1	Riachos urbanos.....	21
3.2	Carbono em ambientes aquáticos.....	22
3.3	Mecanismos de retenção e espiral de nutrientes.....	23
3.4	TASCC.....	25
3.5	Revitalização de riachos urbanos.....	27
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	28
4.1	Área de estudo e caracterização do riacho.....	28
4.1.1	Revitalização do riacho Tijuco Preto.....	30
4.2	Variáveis climatológicas e frequência de amostragem.....	32
4.3	Variáveis hidromorfológicas e de qualidade da água.....	33
4.4	Modelagem das métricas de retenção de carbono.....	34
4.4.1	Procedimentos de campo.....	34
4.4.2	Formulação matemática.....	35
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	38
5.1	Variáveis climatológicas.....	38
5.2	Variáveis hidromorfológicas e de qualidade da água.....	39
5.3	Métricas de retenção de carbono.....	44
6	CONCLUSÕES.....	50
	REFERÊNCIAS.....	51
	ANEXOS.....	60

1 INTRODUÇÃO

A água doce é um recurso natural limitado que desempenha papel fundamental na provisão de serviços ecossistêmicos, como de suporte (YEAKLEY et al., 2016), culturais (CALAPEZ et al., 2023), provisão (BOOI; MISHI; ANDERSEN, 2002) e regulação (GAO et al., 2016). Nesse contexto, os riachos urbanos são elementos imprescindíveis na garantia desses serviços ecossistêmicos e os múltiplos usos hídricos para as cidades brasileiras (BRASIL, 1997), contribuindo ativamente com o desenvolvimento socioeconômico destas.

Todavia, a despeito de sua primordialidade, os cursos de água urbanos são comumente submetidos a diferentes estressores antrópicos, essencialmente relacionados ao avanço da malha urbana nas proximidades das margens de seus canais (MILLER; HUTCHINS, 2017). Entre outros impactos ambientais, destacam-se a supressão da vegetação nativa, a intensificação do aporte de matéria orgânica e as alterações morfológicas pela retificação e canalização dos leitos fluviais (BRAUNS et al., 2022).

Para os riachos tropicais de pequena ordem (i.e., primeira ou segunda ordem), sistemas especialmente ativos na ciclagem de nutrientes, os impactos ambientais citados deterioram suas funções ecossistêmicas e seus processos ecológicos (WIEDERKEHR, 2020; WOHL, 2017), reduzindo a capacidade de incorporação, assimilação, transformação e liberação, ao longo das redes hidrográficas, de nutrientes e, também, das diferentes formas de carbono (FINKLER, 2018). Por sua vez, potencializados pelo aporte excessivo oriundo de fontes antropogênicas e pelas menores taxas de retenção nos cursos de água, elevados níveis de carbono são exportados e podem desbalancear os ciclos biogeoquímicos (e.g., nitrogênio e fósforo), entre outros impactos (CONLEY et al., 2009; DICK et al., 2015).

O conceito de espiral de nutrientes é frequentemente empregado para compreender o comportamento dos sistemas lóticos sob estresse ambiental, particularmente na investigação da relação entre a capacidade regenerativa desses ambientes e a concentração de nutrientes no meio (COVINO; MCGLYNN; MCNAMARA, 2010). A espiral de nutrientes utiliza-se de métricas de retenção para descrever os mecanismos de incorporação, assimilação, transformação e liberação atuantes nos ambientes aquáticos (NEWBOLD et al., 1982), auxiliando, por exemplo, no entendimento dos fluxos de carbono a jusante dos cursos de água.

Os estudos da espiral de nutrientes, no entanto, são predominantemente direcionados para compreender a dinâmica do nitrogênio e do fósforo em ambientes lóticos temperados (ENSIGN; DOYLE, 2006; EARL; VALETT; WEBSTER, 2007; JOHNSON; WARWICK; SCHUMER, 2015), existindo uma quantidade limitada de estudos aplicados a zonas tropicais

(FINKLER et al., 2018; GÜCKER; BOËCHAT, 2019). Em relação ao carbono, a espiral é ainda menos investigada (LISBOA; THOMAS; MOULTON, 2016), limitando a compreensão dos processos envolvidos em riachos tropicais. Nos poucos estudos da espiral de nutrientes aplicados na investigação da dinâmica do carbono, observou-se que riachos preservados apresentaram maior potencial retentivo de carbono em relação a riachos localizados em áreas agrícolas ou urbanas (PLONT et al., 2020) e que formas de carbono simples (e.g., acetato, glicose e sacarose) são mais rapidamente assimiladas quando comparadas a formas de carbono mais complexas (MINEAU et al., 2016), como lixiviados de folha e solo.

A compreensão da dinâmica do carbono é essencial para o melhor entendimento dos processos ecossistêmicos dos cursos de água urbanos e avaliação do impacto de obras de recuperação de tais ambientes. Com isso, estudos sobre a temática podem beneficiar diferentes áreas, gerando dados e subsídios para ações de mitigação e recuperação ambiental, como a implementação e continuidade de projetos que busquem a revitalização de riachos impactados. Além disso, as informações geradas podem justificar adequações nos critérios de outorga para o uso da água e o lançamento de efluentes, contribuindo para a gestão dos recursos hídricos e a valoração de serviços ecossistêmicos.

2 OBJETIVOS

O objetivo geral desta pesquisa foi analisar a retenção de carbono, em sua forma lábil, em dois trechos de um riacho urbano tropical (Tijuco Preto, São Carlos, SP) caracterizados por diferentes condições ambientais. Para isso, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- i. Investigar a influência das variáveis físico-químicas nos resultados de retenção em cada trecho avaliado;
- ii. Comparar as métricas de retenção de carbono orgânico dissolvido nos trechos estudados nas diferentes estações do ano;
- iii. Identificar possíveis fatores intervenientes na retenção de carbono e oferecer subsídios para ações futuras de revitalização do curso de água estudado e, de maneira mais geral, outros ambientes aquáticos de porte e características similares.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Riachos urbanos

O conceito de riachos ainda não é totalmente consensual na comunidade científica. No entanto, uma definição comum os caracteriza como pequenos cursos d'água que fluem continuamente por um leito bem definido e que podem contribuir para a formação de rios maiores a jusante (CZUBA; ALLEN, 2023). Quando classificados como riachos de primeira ou segunda ordem, são denominados riachos de cabeceira e exercem significativa influência na dinâmica de toda a bacia hidrográfica (WOHL, 2017).

Conforme postulado pela teoria do Contínuo Fluvial (VANNOTE et al., 1980), os riachos de cabeceira são predominantemente heterotróficos, fortemente condicionados pelo aporte de matéria orgânica proveniente da vegetação ripária. A dinâmica energética desses riachos impacta toda a rede hidrográfica, inclusive cursos de d'água de maior porte e com variadas demandas de uso (GOMI; SIDLE; RICHARDSON, 2002). Tais sistemas são especialmente ativos na ciclagem de carbono, nitrogênio e fósforo. Eles podem apresentar maiores taxas de retenção ou liberação de nutrientes quando comparados a rios de ordem superior (PETERSON et al., 2001), funcionando como exportadores ou sumidouros significativos de nutrientes.

Em áreas urbanas, a importância dos riachos é acentuada, influenciando de forma significativa tanto a dinâmica ecológica quanto o desenvolvimento socioeconômico das cidades (FERREIRA et al., 2023). Esses sistemas aquáticos fornecem, dentre outros serviços ecossistêmicos, água para consumo humano, regulação climática e suporte à biodiversidade (SCHWARZ et al., 2017; WALTEROS; RAMIREZ, 2020). Além disso, desempenham papel crucial na purificação da água, auxiliando na remoção de nutrientes e formas de carbono provenientes de diversas fontes, como efluentes domésticos e industriais (ŠAULYS; SURVILĖ; STANKEVIČIENĖ, 2019).

De maneira contraditória à sua primordialidade, os cursos de água urbanos são objetos de impactos ambientais multifacetados, associados, substancialmente, ao avanço da malha urbana nas proximidades dos leitos dos canais (MILLER; HUTCHINS, 2017). Essa deterioração da qualidade ambiental é descrita na literatura como a "síndrome dos riachos urbanos", caracterizada por impactos como mudanças abruptas no uso e ocupação do solo, supressão da vegetação ciliar, acúmulo excessivo de matéria orgânica e aumento da carga de nutrientes (MEYER; PAUL; TAULBEE, 2005; WALSH et al., 2005; BRAUNS et al., 2022).

Pode haver, ainda, alterações geomorfológicas dos leitos e das planícies de inundação dos sistemas lóticos, por exemplo, por meio de canalizações e retificações (ASSUMPÇÃO; MARÇAL, 2012). Os impactos supracitados podem provocar a perda de habitats para as comunidades aquáticas, potencializar o aporte de carga sedimentável e orgânica ao canal, além de modificar a capacidade regenerativa desses ambientes ao limitar sua capacidade de absorção de nutrientes (BRAUNS et al., 2022; ASSUMPÇÃO; MARÇAL, 2012).

3.2 Carbono em ambientes aquáticos

A matéria orgânica dissolvida é uma fonte primordial de energia para riachos, desempenhando um papel central nos fluxos de carbono e de nutrientes nesses ecossistemas (TANK et al., 2010). Composta por uma mistura heterogênea de compostos orgânicos, a MOD é caracterizada pelo pequeno tamanho de suas partículas, o que lhe confere alta capacidade de percolação e mobilidade ao longo da bacia hidrográfica (SINGH; INAMDAR; MITCHELL, 2015).

A quantidade e qualidade da MOD nos riachos estão fortemente associadas às características da bacia hidrográfica, como os usos de solo, grau da urbanização e cobertura vegetal (HOSEN et al., 2014). A matéria orgânica alóctone pode ter origem natural, resultante da lixiviação ou decomposição de compostos orgânicos (FELLMAN et al., 2009), ou antrópica, proveniente do lançamento de esgotos e outros poluentes urbanos (RUGGIERO et al., 2006).

Em ambientes urbanos, a concentração de matéria orgânica dissolvida (MOD) em riachos frequentemente é maior do que em áreas de referência com menos pressões ambientais (ZHANG et al., 2022). Além disso, a composição da MOD nesses riachos é significativamente alterada em comparação com fontes naturais, apresentando características semelhantes às encontradas em esgotos domésticos e efluentes industriais (HOSEN et al., 2014; LIU et al., 2019).

O carbono orgânico dissolvido, uma das frações orgânicas da MOD, é uma das principais fontes de energia para os ecossistemas aquáticos, podendo limitar a produtividade primária desses ambientes (SEEKELL et al., 2015). Os riachos urbanos de cabeceira, particularmente, são sistemas vitais para os processos de entrada do COD (JONES JR; STANLEY; MULHOLLAND, 2003) e, consequentemente, para o controle da disponibilidade de outros nutrientes, como fósforo e nitrogênio (BERNHARDT; LIKENS, 2002).

No entanto, o aporte excessivo do carbono pode desregular a ciclagem de fósforo e nitrogênio no meio aquático, causando diferentes impactos sobre este ecossistema (e.g.,

eutrofização, aumento na concentração basais de nutrientes, deterioração dos parâmetros de qualidade da água) (CONLEY et al., 2009; BATTIN et al., 2023). Fatores como despejo de efluentes domésticos (NEALE et al., 2011), a elevada impermeabilização do solo (HATT et al., 2004) e a remoção de vegetação ripária (STANLEY et al., 2012) são aspectos que contribuem para o aumento da concentração de carbono em riachos inseridos em bacias hidrográficas predominantemente urbanas.

A origem da matéria orgânica tem uma influência significativa sobre seu potencial de assimilação nos ecossistemas aquáticos. Frações orgânicas de origem natural são prontamente consumidas por microrganismos, enquanto substâncias orgânicas sintéticas tendem a ser mais resistentes à degradação (DANIEL, 2013). O COD é frequentemente utilizado para estudar o ciclo do carbono em riachos e a capacidade autodepurativa desses ambientes (MINEAU et al., 2016). Entre as formas de carbono dissolvido, as formas lábeis (e.g., acetato) destacam-se por sua rápida assimilação em ambientes heterotróficos, tornando-se indicadores eficazes para investigar os mecanismos autodepurativos em riachos (WILCOX et al., 2005; MCLAUGHLIN; KAPLAN, 2013; SEYBOLD; MCGLYNN, 2018).

3.3 Mecanismos de retenção e espiral de nutrientes

O conjunto de processos naturais que promovem a recuperação progressiva de um ecossistema após a ocorrência de um impacto é denominado autodepuração (TIAN; WANG; SHANG, 2011). Esses processos envolvem uma série de mecanismos físicos, biológicos e químicos que o ambiente utiliza para restaurar sua qualidade ambiental (VAGNETTI et al., 2003).

Os processos físicos para retenção e transformação de matéria em cursos de água, como a sedimentação (ZHANG, FRANCIS E CHADWICK, 2021), adsorção (JAMIESON et al., 2005) e volatilização (MACKAY et al., 1982) ocorrem concomitantemente aos processos de transporte advectivos e difusivos, sendo fortemente influenciados pela velocidade da água (VON SPERLING, 2007; FINKLER, 2018). A advecção pode ser definida como o transporte de um constituinte ao longo do fluxo fluvial. Por outro lado, a difusão se refere ao espalhamento de partículas em razão da agitação. Ambos os processos são fundamentais para a retenção e diluição de poluentes em rios e riachos (GOMOLKA; TWAROG; ZESLAWSK, 2022).

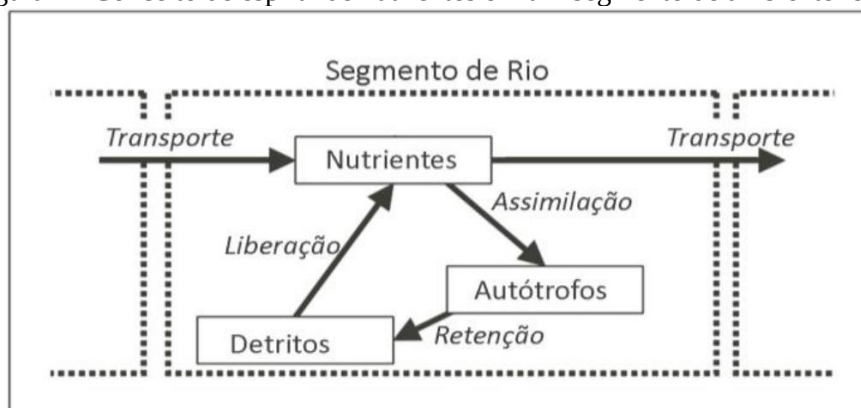
Os processos bióticos de conversão em ambientes lóticos baseiam-se, essencialmente, na assimilação de elementos pela biota aquática, resultando na redução de sua concentração ou na alteração de suas proporções entre as fases particulada e dissolvida (VON SPERLING,

2007). A biota aquática, composta por algas, bactérias, plantas aquáticas, macroinvertebrados e outros organismos, transforma compostos orgânicos complexos em elementos mais simples, permitindo seu aproveitamento energético (PETRONE et al., 2011) e promovendo a melhoria da qualidade da água (CALIJURI; CUNHA, 2013).

As reações químicas desempenham elevada importância na recuperação de corpos hídricos, englobando reações ácido-base, oxirredução e precipitação. Essas reações contribuem, respectivamente, para o controle do pH do ambiente, a degradação de matéria orgânica e a remoção de íons na fase líquida (VAGNETTI et al., 2003). Ademais, existem as reações de coagulação e floculação, fundamentais para a sedimentação de partículas coloidais suspensas e clarificação do meio aquático (VAGNETTI et al., 2003).

Um modo de compreender a ciclagem das cargas orgânicas ao longo dos cursos de água é por meio do conceito de espiral de nutrientes (NEWBOLD et al., 1982) (Figura 1), o qual busca descrever os mecanismos de incorporação, assimilação, transformação e liberação dos nutrientes pela biota e componentes aquáticos ao longo das redes hidrográficas (FINKLER, 2018).

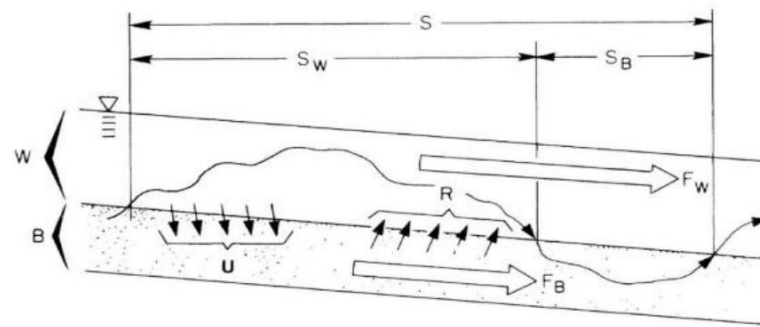
Figura 1 - Conceito de espiral de nutrientes em um segmento de ambiente lótico



Fonte: Adaptado de Neumann e Bredeweg (2004).

A espiral de nutrientes é utilizada para caracterizar as interações entre a ciclagem de nutrientes e o fluxo hidrodinâmico de um ambiente lótico. A espiral é constituída por duas parcelas, a coluna de água (W) e o banco de sedimentos (B) (WEBSTER, 1975) (Figura 2), nas quais acontecem os processos de retenção, mineralização e liberação de nutrientes concomitantemente com o transporte mássico longitudinal no meio aquoso (F_w) e no meio particulado (F_B). A integração entre o fluxo da água e a ciclagem de nutrientes, além de elucidar o conceito da espiral de nutrientes, permite a incorporação da distância como uma métrica para avaliar a retenção de sistemas fluviais de água corrente.

Figura 2 - Métricas das espirais de nutrientes ao longo do eixo longitudinal do riacho



Fonte: NEWBOLD et al. (1982).

A distância da espiral (S) é entendida como a distância total para a conclusão de um ciclo por um átomo de nutriente. O ciclo se inicia no percurso do átomo ao longo de uma distância na coluna de água (S_w) (Figura 2) até que este seja retido no sedimento por meio da assimilação pela comunidade bentônica ou adsorção pelo substrato (NEWBOLD et al., 1982). Seguidamente, pode haver uma remineralização do nutriente, retornando à coluna de água em uma forma livre dissolvida (S_B). Os processos que ocorrem ao longo dessas distâncias podem ser de retenção (U) ou liberação (R).

O conceito da espiral de nutrientes se mostra como uma importante ferramenta para o entendimento do comportamento dos fluxos de carbono, nitrogênio e fósforo em cursos d'água à medida que percorrem a rede hidrográfica (LISBOA; THOMAS; MOULTON, 2016). Sua aplicação permite uma análise aprofundada da dinâmica dos nutrientes em riachos, além de esclarecer os processos de assimilação desses nutrientes nos diferentes compartimentos ambientais (WEBSTER; NEWBOLD; LIN, 2016).

3.4 TASCC

Com o objetivo de facilitar a caracterização da espiral de nutrientes em ambientes aquáticos, Covino, McGlynn e McNamara (2010) desenvolveram a abordagem TASCC, *Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization*, fundamentada em experimentos de adição controlada de nutrientes e carbono. A metodologia desenvolvida pelos pesquisadores permite a estimativa de três principais métricas: S_{w-amb} , U_{amb} e V_{f-amb} .

A S_{w-amb} é definida como a distância que uma molécula dissolvida percorre no ambiente antes de ser retida por mecanismos bióticos ou abióticos, desconsiderando a influência da adição de carbono realizada (COVINO; MCGLYNN; MCNAMARA, 2010). Quanto menor

essa distância, maior a retenção proporcionada pelo trecho, funcionando como um indicador prático para estimar a ciclagem de nutrientes no ambiente.

A U_{amb} é a taxa ambiental de retenção de nutrientes, expressa como a massa de nutrientes retida por unidade de tempo e área do sedimento ($\mu\text{g m}^{-2}\text{min}^{-1}$), sendo diretamente influenciada pela largura do curso d'água e pela concentração basal de carbono. Esse parâmetro também é modelado desconsiderando a influência das adições de carbono ou nutrientes realizadas.

Por fim, V_{f-amb} é a velocidade ambiental de retenção de nutrientes, calculada pela razão entre U_{amb} e a concentração basal de carbono no meio. Ao considerar a concentração basal, V_{f-amb} possui uma natureza relativa, permitindo uma associação direta com a eficiência retentiva do trecho avaliado (COVINO; MCGLYNN; MCNAMARA, 2010).

O método TASCC apresenta diversas vantagens em relação a outras abordagens para a avaliação da espiral de nutrientes em riachos, como as técnicas de platô e estado estacionário (COVINO; MCGLYNN; MCNAMARA, 2010). Entre suas principais vantagens estão a facilidade e economia na aplicação, a maior densidade de dados que possibilita uma melhor caracterização da espiral de nutrientes, e a capacidade de determinar as métricas de retenção sem a influência das adições de nutrientes ou carbono realizadas (COVINO; MCGLYNN; MCNAMARA, 2010).

No entanto, a aplicação do TASCC ainda se concentra principalmente no estudo da dinâmica de nitrogênio e fósforo em riachos de ambientes temperados. Por exemplo, Rodríguez-Cardona, Wymore e McDowell (2016) utilizaram o método TASCC para investigar a relação entre a retenção de NO_3^- e a disponibilidade de COD em riachos da bacia do Rio Lampreia (Nova Hampshire, EUA). Ademais, Li (2019) avaliou a dinâmica do nitrato em função do tempo de residência bioativo no riacho temperado de segunda ordem Elkhorn Creek (Colorado, EUA).

Como uns dos poucos exemplos do emprego do TASCC em zonas tropicais, Finkler (2018) avaliou a retenção de nitrato, amônio e fosfato em quatro riachos nos municípios de São Carlos (SP) e Itirapina (SP), obtendo métricas satisfatórias por meio da modelagem com o método. Já Tromboni et al. (2018), por sua vez, utilizaram o TASCC para avaliar a limitação de nutrientes no riacho Barra Pequena em Angra dos Reis (SP), destacando a agilidade proporcionada pelo método. Mais recentemente, Bega et al. (2024) examinaram, utilizando o TASCC, a assimilação de nitrogênio e fósforo em dez riachos no estado de São Paulo e Minas Gerais e sua relação com a restauração da vegetação ciliar.

Para a avaliação do ciclo de carbono por meio do método TASCC, Seybold e McGlynn (2018) examinaram a influência de variáveis hidrológicas na retenção de COD em um riacho

de cabeceira em um ambiente temperado (Montana, EUA). Por sua vez, Higgs (2018) investigou a eficácia de utilização do TASCSC para quantificar a retenção de COD em riachos de pradaria localizados no Flint Hills (Kansas, EUA). Contudo, a aplicação do TASCSC ainda é limitada no estudo da dinâmica de carbono em riachos tropicais, evidenciando uma lacuna significativa no conhecimento sobre o tema.

3.5 Revitalização de riachos urbanos

A revitalização de bacias hidrográficas urbanas tem recebido crescente atenção como uma estratégia para mitigar os impactos adversos da urbanização desorganizada nessas áreas (MCMILLAN; NOE, 2017; BROWN et al., 2018). Projetos bem-sucedidos na recuperação desses ambientes levam em conta a complexidade e a multifuncionalidade dos ecossistemas aquáticos, abordando de forma integrada seus aspectos sociais, ecológicos e econômicos (SCOGGINS et al., 2022).

Dada a baixa eficácia dos controles de poluição pontual, os projetos de revitalização no Brasil concentram-se principalmente no controle do lançamento de efluentes em riachos, visando reduzir os impactos destes sobre a qualidade da água (SILVA; PORTO, 2020). Todavia, é fundamental que esses projetos adotem uma abordagem integrada, que valorize e potencialize os serviços ecossistêmicos oferecidos por estes ambientes aquáticos (VERDONSCHOT; VERDONSCHOT, 2022).

A purificação da água é um dos serviços ecossistêmicos aprimorados pela revitalização de riachos urbanos. A renaturalização do leito dos riachos aumenta a complexidade ambiental, prolongando o tempo de residência hidráulica e ampliando a interação da água com o sedimento e a biota, o que intensifica a retenção de nutrientes (NEWCOMER-JOHNSON et al., 2016). Além disso, a presença de vegetação ripária reduz a incorporação de COD em ambientes restaurados em comparação com aqueles fortemente urbanizados (NEWCOMER-JOHNSON et al., 2012).

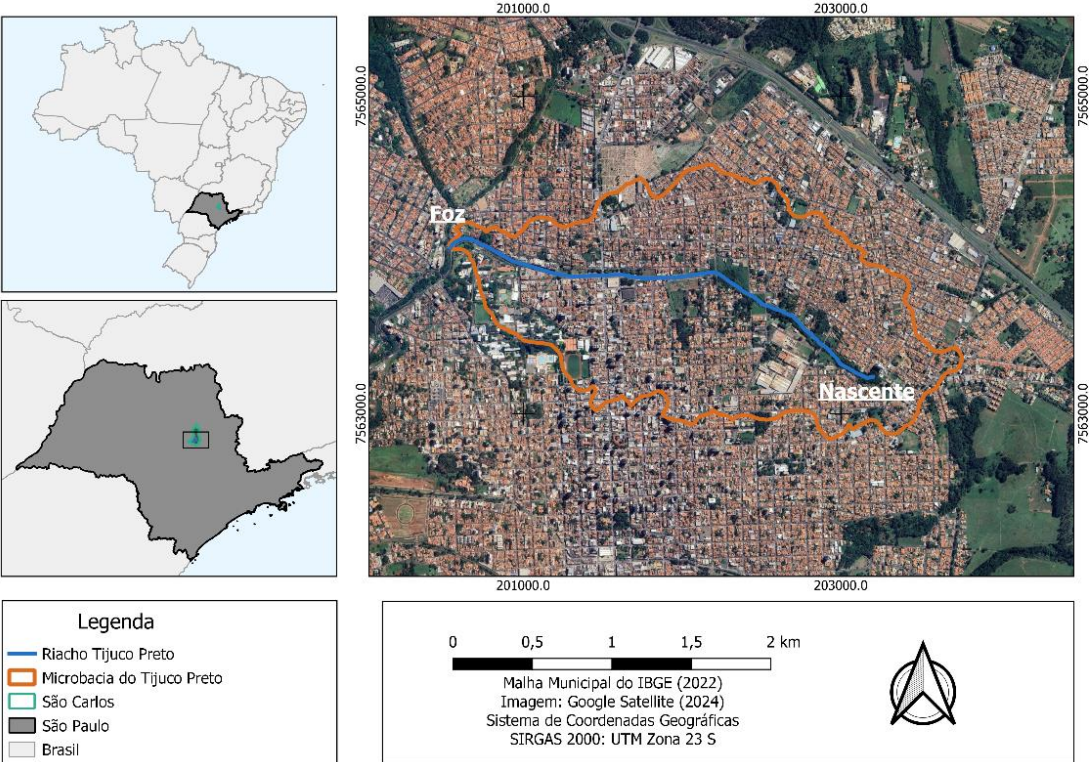
Exemplos de projetos nacionais voltados para a revitalização de cursos d'água de pequena ordem incluem o “Córrego Limpo” em São Paulo (SP) e o “Pró-Tijuco” em São Carlos (SP). No geral, as ações realizadas pelos projetos foram constituídas pelo controle de despejo de efluentes nos riachos nas extensões revitalizadas, além de, em alguns casos, a adoção de ações de destamponamento, regeneração das margens e integração com espaços verdes de lazer (TZORTZIS; KNISS, 2016; SILVA; PORTO, 2020; BAPTISTA; SCARPINELLA; MENEZES, 2021).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo e caracterização do riacho

Para a realização da pesquisa, foi selecionado o riacho Tijuco Preto, um riacho urbano de pequeno porte situado no município de São Carlos (SP). Este município possui um clima tropical, caracterizado por verões quentes e úmidos e invernos frios e secos (FERRARI, 2012). O riacho Tijuco Preto é um afluente do Rio Monjolinho, o principal rio que drena a região, os quais estão inseridos na 13ª Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI 13: Tietê/Jacaré). Em 2022, São Carlos possuía uma população de 254.857 habitantes, com 96% dessa população residente na área urbanizada do município, concentrada em 79,87 km² de uma área total de 1.136,9 km². Além disso, 98,4% das residências de São Carlos (SP) possuem rede de esgotamento sanitário adequada (IBGE, 2023). A microbacia do Tijuco Preto abrange algumas das áreas mais densamente povoadas de São Carlos (SP), além de regiões de significativo interesse imobiliário e comercial (OHNUMA; MENDIONDO, 2014). Assim, toda a extensão do riacho, com 2.970 metros de comprimento, está situada dentro do perímetro urbano (Figura 3).

Figura 3 - Localização do riacho Tijuco Preto e sua microbacia



Fonte: Autor (2024).

Originalmente, as margens e área de nascente do riacho apresentavam densos fragmentos de vegetação similar à Mata Atlântica, visto que está inserido em uma zona de transição entre este bioma e o Cerrado (BARBOSA; ESPÍNDOLA; MENDIONDO, 2005). Entretanto, após a década de 1940, a microbacia do riacho do Tijuco Preto foi continuamente urbanizada, expandindo de modo desordenado a partir do centro da cidade, ao sul do riacho, em direção ao norte da microbacia (BORCHERS; FIGUEIRÔA-FERREIRA; FERNANDES, 2022). Essa expansão gerou diversos impactos ambientais negativos para o sistema, como a supressão da mata ciliar, lançamento de esgotos, alteração da geomorfologia fluvial e da dinâmica de sedimentos pela canalização do curso de água, entre outros (BORCHERS; FIGUEIRÔA-FERREIRA; FERNANDES, 2022).

Atualmente, o riacho Tijuco Preto possui trechos com diferentes condições ambientais, com seu alto curso revitalizado (Figura 4.A), fruto do projeto Pró-Tijuco, o médio curso ainda tamponado e, por fim, o baixo curso (Figura 4.B) canalizado, retificado e com vegetação ciliar praticamente inexistente (BORCHERS; FIGUEIRÔA-FERREIRA; FERNANDES, 2022).

Figura 4 - Fotos representativas dos trechos revitalizado e impactado do riacho Tijuco Preto avaliados

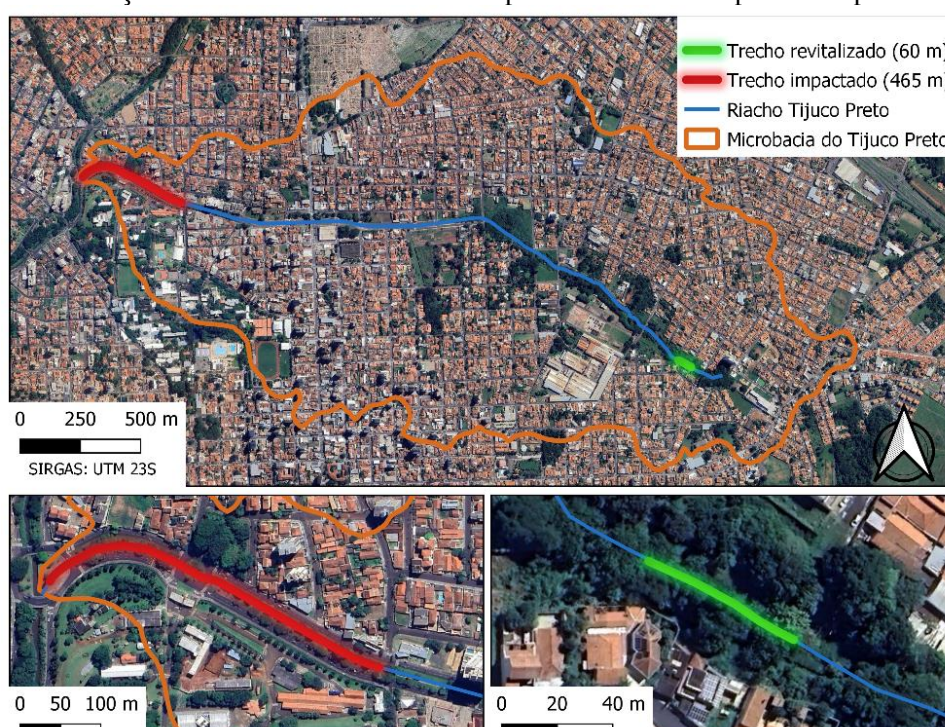


Fonte: Autor (2023).

Buscando contemplar diferentes graus de exposição do riacho às pressões urbanas e estressores ambientais e analisar a influência da revitalização do trecho inicial do Tijuco Preto sobre suas métricas de qualidade ambiental, o estudo foi realizado em dois diferentes trechos do riacho (alto versus baixo curso).

Durante a pesquisa, foram realizadas cinco coletas de campo. A coleta de reconhecimento avaliou variáveis hidrológicas e de qualidade da água, permitindo a identificação de características relevantes do riacho Tijuco Preto nos dois trechos de interesse. Com base nessas observações iniciais, as quatro coletas seguintes se concentraram em amostragens experimentais para modelagem das métricas de retenção, além de continuar a análise das variáveis hidrológicas e de qualidade da água. Os segmentos amostrados abrangeram 60 m no trecho revitalizado e 465 m no trecho impactado (Figura 5).

Figura 5 - Identificação dos trechos revitalizado e impactado escolhidos para os experimentos sazonais



Fonte: Autor (2024).

4.1.1 Revitalização do riacho Tijuco Preto

Em 2001, em razão do agravamento da degradação ambiental em diversas microbacias hidrográficas urbanas de São Carlos, o Ministério Público exigiu propostas, por parte da Prefeitura Municipal, para a recuperação ambiental das várzeas e áreas de preservação dos rios da cidade por meio de um TAC (Termo de Ajustamento de Conduta) (PERES; MENDIONDO, 2004). Posteriormente, como parte desse processo, o Poder Público Municipal, em conjunto com a participação social e acadêmica, elaborou o projeto Pró-Tijuco, responsável pelo destamponamento do riacho Tijuco Preto em um trecho de sua cabeceira, além da recuperação da vegetação ciliar e revitalização de sua nascente (PERES; MENDIONDO, 2004). Até então,

nas proximidades de sua nascente, o riacho Tijuco Preto estava completamente tamponado, sem nenhuma vegetação ciliar e com sua drenagem ocorrendo exclusivamente por meio de tubulações (Figura 6.A).

Como um dos elementos iniciais da execução do Pró-Tijuco, em 2005 foi implantado o Parque Linear Tijuco Preto, situado próximo à nascente do riacho, com uma área a ser ampliada gradativamente. Além da desobstrução do riacho, foram realizadas obras para revitalizar seu leito e estabilizar suas margens (Figura 6.B), buscando propiciar a retomada da vegetação ciliar (BAPTISTA; SCARPINELLA; MENEZES, 2021).

Figura 6 - Condições do riacho Tijuco Preto antes e depois do início do projeto de revitalização



Fonte: LEME (2023).

Em 2024, quinze anos após a implementação do projeto Pró-Tijuco, o riacho Tijuco Preto apresenta uma mata ciliar mais desenvolvida no trecho revitalizado. A área do parque destaca-se pela maior complexidade de habitats e pela diversidade de espécies vegetais em comparação com outros trechos do riacho (BAPTISTA; SCARPINELLA; MENEZES, 2021). Esses fatores contribuem de forma significativa para a proteção e melhoria da qualidade da água do riacho. A Figura 7.A mostra uma imagem de satélite da região da nascente do riacho Tijuco Preto em 2004, antes da revitalização promovida pelo projeto Pró-Tijuco, enquanto a Figura 7.B apresenta a mesma região em 2024, já com o parque linear estabelecido.

Figura 7 – Imagens de satélite do alto curso do Riacho Tijuco Preto em 2004 (A) e 2024 (B)



Fonte: Google Earth (2024).

Embora a região tenha apresentado melhorias ambientais significativas, o Parque Linear do Tijuco Preto enfrenta alguns desafios. Entre eles, destacam-se a insuficiente manutenção da área e do canal do riacho, que resulta na acumulação de resíduos sólidos e na ocorrência de processos erosivos marginais. Além disso, a retomada das obras de construção de avenidas ao longo das margens do riacho Tijuco Preto compromete a sua área de proteção permanente e impede a expansão do parque linear, conforme previsto inicialmente pelo projeto (BAPTISTA; SCARPINELLA; MENEZES, 2021).

4.2 Variáveis climatológicas e frequência de amostragem

Foi realizado um levantamento de dados climatológicos de precipitação e temperatura em São Carlos (SP). Os dados foram obtidos por meio dos registros do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), automaticamente coletados pela Estação Meteorológica de código A711 (latitude: -21,98°, longitude: -47,88° e altitude: 859 m).

Devido às variações sazonais no município, foram realizadas amostragens em cada uma das estações do ano: em dezembro de 2023 para o verão, e em fevereiro, abril e junho de 2024 para a primavera, verão, outono e inverno, respectivamente. Além dessas amostragens sazonais, foi realizada uma coleta de reconhecimento preliminar para identificar características relevantes em cada trecho analisado, como as variáveis hidromorfológicas e de qualidade da água.

A coleta de amostras e o levantamento de dados em diferentes estações do ano garantem a representatividade temporal da pesquisa, o que é crucial para a análise dos resultados. Tais procedimentos são especialmente importantes para avaliar a influência das estações sobre a vazão dos trechos do riacho, o poder de diluição das massas de sal e carbono adicionadas, bem como a capacidade de retenção de carbono nos trechos avaliados.

4.3 Variáveis hidromorfológicas e de qualidade da água

Medições *in situ* de variáveis de qualidade da água foram efetuadas por meio de uma sonda multiparâmetros (Modelo HI 9829, HANNA Instruments, Woonsocket, RI, EUA), coletando dados basais de condutividade elétrica, turbidez, pH e temperatura. Ademais, foram coletadas e armazenadas amostras para análise laboratorial das concentrações basais de nutrientes e carbono (Tabela 1). As concentrações de nutrientes e carbono foram analisadas por meio de um espectrofotômetro (Hach ®) e analisador de carbono (Sievers ® InnovOX), respectivamente.

Tabela 1 – Nutrientes determinados em laboratório com respectivos métodos e equipamentos utilizados

Parâmetro	Unidade	Método	Equipamento
Nitrato (NO ³ -N)	mg L ⁻¹	Espectrofotometria 4.500 – NO ₃ .B	Espectrofotômetro Hach ® (APHA, 2012)
FSR (PO ₄ ³⁻)	µg L ⁻¹	Digestão e espectrofotometria 4.500 – P.E	Espectrofotômetro Hach ® (APHA, 2012)
Amônio (NH ₄ -N)	µg L ⁻¹	Colorimetria	Espectrofotômetro Hach ® (APHA, 2012)
COD (NaC ₂ H ₃ O ₂ .3H ₂ O-C)	µg L ⁻¹	Combustão	Analisador de carbono Sievers ® InnovOX

Fonte: Autor (2024).

Para todas as amostragens, a densidade de cobertura vegetal (sombreamento gerado pela mata ciliar) foi estimada em seis transectos equidistantes para cada trecho estudado, utilizando um densiômetro esférico côncavo, conforme a metodologia proposta por Lemmon (1956, 1957).

Nos mesmos transectos, foram avaliadas a largura e a profundidade média do riacho, dados que auxiliaram na determinação da vazão e velocidade da água, determinadas por meio da liberação pulsada de soluto conservativo (WEBSTER; VALETT, 1996). O método consistiu na liberação instantânea de um traçador (NaCl diluído na água do riacho) e o monitoramento da condutividade elétrica a jusante do trecho avaliado. A condutividade elétrica foi registrada continuamente a cada 10 s por meio de um condutivímetro, até que houvesse um retorno de suas condições prévias.

Para possibilitar o cálculo da vazão e da velocidade, a condutividade foi convertida para mg L⁻¹ por meio de uma curva de calibração, disponibilizada no próprio sistema do sensor, que relaciona soluções padrões de NaCl com medidas de condutividade elétrica. A vazão foi

calculada a partir da integração da área sob a curva de concentração de NaCl por tempo (Equação 1).

$$Q = \frac{m_{NaCl}}{\int_0^t NaCl dt} \quad (1)$$

[Q]: Vazão do riacho ($L s^{-1}$);

[m_{NaCl}]: Massa de NaCl utilizada na solução (g).

Já a velocidade foi calculada por meio da razão entre a extensão total do experimento e o tempo acumulado até a concentração máxima de NaCl (Equação 2).

$$v = \frac{\Delta S}{t_{pico}} \quad (2)$$

[v]: Velocidade do riacho ($m s^{-1}$);

[ΔS]: Distância total do trecho (m);

[t_{pico}]: Tempo acumulado até a concentração máxima de NaCl (s).

4.4 Modelagem das métricas de retenção de carbono

As métricas de retenção foram obtidas por meio do método TASCC (*Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization*) (COVINO; MCGLYNN; MCNAMARA, 2010). O método prevê o levantamento de dados em campo e posterior formulação matemática e é utilizado para caracterizar as curvas cinéticas de nutrientes e determinar métricas ambientais de retenção, como S_{w-amb} , U_{amb} e V_{f-amb} .

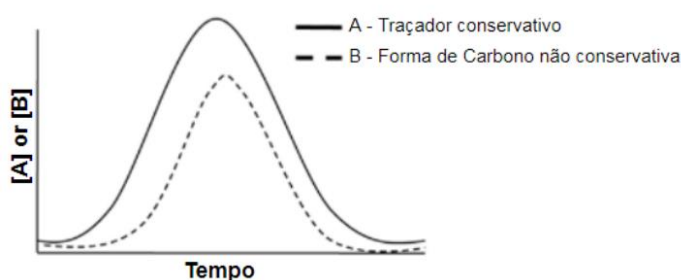
4.4.1 Procedimentos de campo

Foi realizada, no início de cada trecho, a adição instantânea de uma massa conhecida de uma forma de carbono orgânico (acetato trissódico: $NaC_2H_3O_2 \cdot 3H_2O$) combinado com um traçador conservativo (cloreto de sódio: NaCl), seguindo a metodologia TASCC (*Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization*) proposta por Covino, McGlynn e McNamara (2010). As massas de acetato e de sal foram diluídas em um galão com a água do riacho coletada em cada trecho, sendo adicionados de forma pulsada ao longo de 20 s, para o início do experimento. Para a seleção das massas, foram consideradas as concentrações de referência estabelecidas na coleta prévia e em estudos semelhantes (BERNHARDT; LIKENS, 2002;

CATALÁN et al., 2018; PEÑARROYA et al., 2023). Utilizou-se 500g de sal para ambos os trechos, 20 g de acetato para o trecho revitalizado e 50 g para o trecho impactado na primeira coleta experimental. Após verificar a necessidade de um aumento mais significativo na concentração de carbono em relação ao nível basal, as massas de acetato foram ajustadas, da segunda amostragem em diante, para aproximadamente 80 g no trecho revitalizado e 200 g no trecho impactado.

Na seção final de cada trecho, foram monitorados em tempo real a ascensão e decaimento da condutividade elétrica por meio de um condutivímetro portátil, norteando a coleta de amostras para análise laboratorial e determinação das concentrações do traçador conservativo e do carbono orgânico dissolvido. A oscilação destas concentrações possibilitou a construção de curvas BTC (*Breakthrough Curves*, concentração de nutriente em função do tempo) (Figura 8), utilizando-as para o cálculo das métricas de interesse (S_{w-amb} , U_{amb} e V_{f-amb}), a partir das orientações de Covino, McGlynn e McNamara (2010).

Figura 8 – Representação gráfica das Curvas BTC para a concentração de carbono ao longo do tempo



Fonte: Adaptado de Covino, McGlynn e McNamara (2010).

A diferença gráfica entre a concentração da forma lábil de carbono (retida biologicamente) e do traçador conservativo (não retido biologicamente) ilustra a assimilação de carbono ao longo da distância entre o ponto de adição e coleta, indicando a capacidade autodepurativa de cada um dos trechos estudados.

4.4.2 Formulação matemática

Por meio das curvas BTC obtidas em cada trecho e em cada coleta, foi realizada uma regressão linear nestas curvas, com correção nas concentrações de background, entre as razões de log-naturais “[Acetato]:NaCl” adicionadas e observadas no ponto de controle, em função da distância percorrida pelo pulso. Assumindo que houve um declínio exponencial da

concentração de carbono ao longo da extensão estudada, essa regressão resultou na taxa de retenção longitudinal (K_w), calculada a partir dos coeficientes angulares das curvas de regressão linear. O inverso negativo dessa taxa é entendido como a distância total da retenção do carbono adicionado ($S_{w-add-dyn}$) (COVINO; MCGLYNN; MCNAMARA, 2010).

A taxa de retenção de carbono ($U_{add-dyn}$) foi calculada a partir de cada valor de $S_{w-add-dyn}$ para cada amostra da curva BTC e suas vazões (Q) (Equação 3).

$$U_{add-dyn} = Q \cdot [C_{add-dyn}] / S_{w-add-dyn} \cdot w \quad (3)$$

$[U_{add-dyn}]$ = Taxa de retenção do nutriente adicionado para cada amostra ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ min}^{-1}$);

$[C_{add-dyn}]$ = Média geométrica entre as concentrações observada e conservativa para cada amostra ($\mu\text{g L}^{-1}$), calculada a partir da Equação 4;

$[w]$ = Largura do riacho (m).

$$[C_{add-dyn}] = \sqrt{[C_{add-obs}] \cdot [C_{cons}]} \quad (4)$$

$[C_{add-obs}]$ = Concentração do Carbono observada em cada amostra, com concentração ambiental corrigida ($\mu\text{g L}^{-1}$);

$[C_{cons}]$ = Concentração que chegaria ao ponto de controle caso o nutriente percorresse todo o trecho sem retenção, ou seja, o valor máximo que seria observado. É calculada como produto das concentrações de NaCl com concentração ambiental corrigida e da relação $[C]:\text{NaCl}$ na solução adicionada ($\mu\text{g L}^{-1}$).

Utilizando a Equação 5 e o valor obtido de $U_{add-dyn}$ se tornou possível calcular a velocidade de retenção do carbono adicionado $V_{f-add-dyn}$ (mm min^{-1}) para cada concentração de carbono das curvas BTC.

$$V_{f-add-dyn} = U_{add-dyn} / [C_{add-dyn}] \quad (5)$$

Para estimar a S_{w-amb} do riacho foi necessário calcular, primeiramente, a média geométrica entre as concentrações observada e conservativa $C_{tot-dyn}$ ($\mu\text{g L}^{-1}$) para cada uma das amostras, sem a correção de background (Equação 6).

$$[C_{tot-dyn}] = \sqrt{[C_{tot-obs}] \cdot [C_{cons} + C_{amb}]} \quad (6)$$

$[C_{tot-obs}]$ = Concentração do carbono adicionado, sem correção de background ($\mu\text{g L}^{-1}$).

$[C_{amb}]$ = Concentração ambiental natural do carbono ($\mu\text{g L}^{-1}$);

Uma regressão linear foi gerada a partir de um gráfico $S_{w-add-dyn}$ em função de $C_{tot-dyn}$, extrapolando a curva de regressão para a concentração inicial ambiental para estimar S_{w-amb} , a qual permite determinar U_{amb} e V_{f-amb} a partir das Equações 7 e 8.

$$U_{amb} = Q \cdot [C_{amb}] / S_{w-amb} \cdot w \quad (7)$$

$$V_{f-amb} = U_{amb} / [C_{amb}] \quad (8)$$

$[U_{amb}]$ = Taxa ambiental de retenção do nutriente adicionado ($\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$);

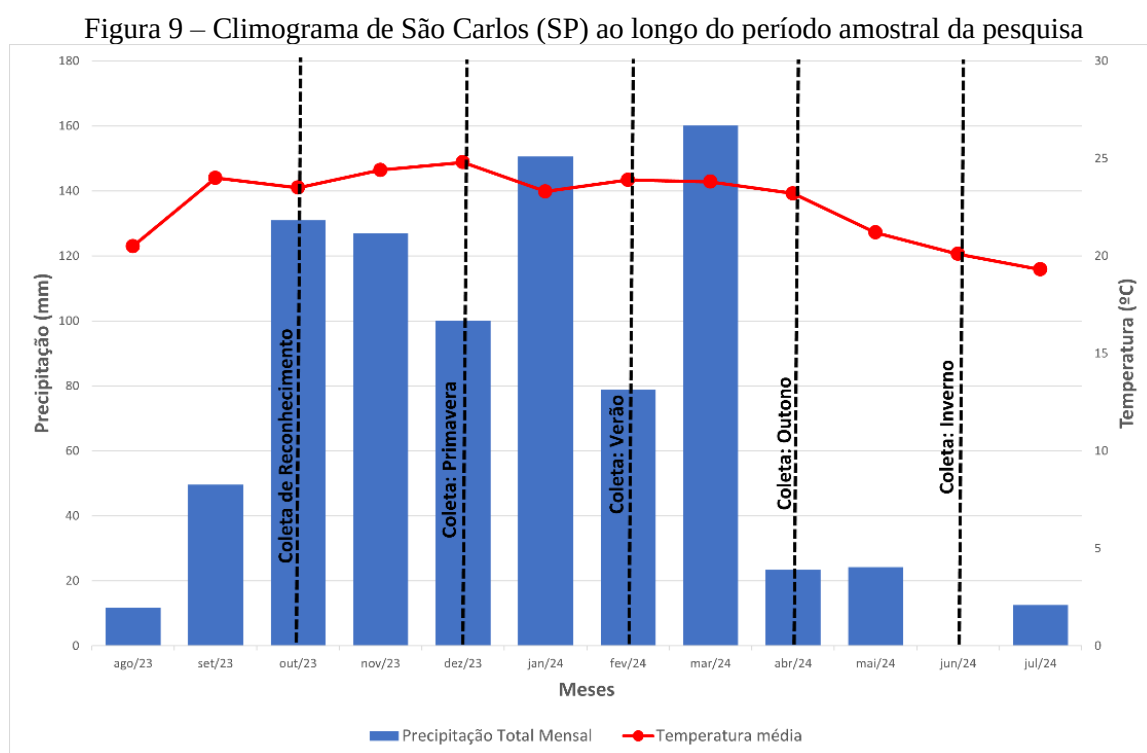
$[S_{w-amb}]$ = Distância ambiental da retenção do carbono adicionado (m);

$[V_{f-amb}]$ = Velocidade ambiental de retenção do carbono adicionado (mm min^{-1}).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Variáveis climatológicas

Os valores de precipitação e temperatura de São Carlos (SP) observados durante a amostragem estão em conformidade com o clima típico da região (Figura 9), com temperaturas mais elevadas e maiores precipitações no verão e temperaturas amenas e menores precipitações no inverno.



Fonte: Autor, dados obtidos pelo INMET (2024).

Ao longo do ano analisado, a temperatura média foi de 23 °C. A maior média mensal ocorreu em dezembro, com 24,8 °C, enquanto a menor foi registrada em junho, com 20,1 °C, correspondendo às coletas realizadas na primavera e no inverno, respectivamente. Os meses das demais coletas apresentaram temperaturas acima da média anual, com 23,9 °C no verão e 23,2 °C no outono. A precipitação total anual foi de 857 mm, resultando em uma média mensal de 78 mm. Março registrou a maior precipitação mensal, com 160,2 mm, enquanto junho, mês da coleta no inverno, foi o único mês que não houve registro de precipitação. Para os outros meses de amostragem, a precipitação foi de aproximadamente 131 mm na primavera, 100 mm no verão e 23 mm no outono.

5.2 Variáveis hidromorfológicas e de qualidade da água

Preliminarmente, a coleta de reconhecimento permitiu confirmar as diferenças entre os trechos, que apresentaram características contrastantes em suas paisagens. O trecho do alto curso exibiu maior heterogeneidade espacial, maior variabilidade morfológica e a presença de vegetação ripária. Em contraste, o trecho do baixo curso apresentou ausência de vegetação ciliar adequada e um leito canalizado e retificado. Além disso, as diferenças entre os trechos foram evidenciadas pelos valores de condutividade elétrica, temperatura, pH e turbidez analisados em campo, com os valores observados no trecho impactado (IMP) sendo significativamente maiores em comparação aos do trecho revitalizado (REV). As observações realizadas nesta etapa foram fundamentais para o planejamento das amostragens experimentais subsequentes, facilitando a determinação da extensão a ser avaliada em cada trecho, bem como as massas de solutos a serem adicionadas.

Nas amostragens, para todas as estações, os valores de condutividade elétrica, temperatura, turbidez e pH foram mais elevados no trecho impactado em comparação ao trecho revitalizado (Tabela 2).

Tabela 2 – Dados físico-químicos sazonais obtidos por meio da sonda multiparâmetros em ambos os trechos avaliados

Parâmetro	Primavera		Verão		Outono		Inverno	
	REV	IMP	REV	IMP	REV	IMP	REV	IMP
Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	172,0	254,0	185,0	269,0	184,0	257,0	163,0	287,0
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	22,2	28,2	22,2	24,6	21,7	22,9	20,5	21,7
Turbidez (NTU)	< 0,1	6,6	< 0,1	7,3	0,2	5	< 0,1	11,9
pH	5,7	6,8	6,4	7,7	7,1	8,0	6,7	7,8

Fonte: Autor (2024).

A condutividade elétrica variou de 163,0 a 185,0 $\mu\text{S cm}^{-1}$ no trecho revitalizado e de 254,0 a 287,0 $\mu\text{S cm}^{-1}$ no trecho impactado. As temperaturas no trecho revitalizado foram menores e mais estáveis, variando de 20,5 a 22,2 $^{\circ}\text{C}$, enquanto no trecho impactado, além de apresentarem níveis médios mais elevados, houve uma maior variação entre as temperaturas observadas. A turbidez também apresentou relevantes diferenças entre os trechos. No trecho revitalizado, as medições ficaram abaixo do limite de detecção de 0,1 NTU da sonda

multiparâmetros, exceto no outono (0,2 NTU). Já no trecho impactado, a turbidez variou de 5,0 a 11,9 NTU nas amostragens realizadas. Os valores de pH, por sua vez, também foram maiores no trecho impactado e revitalizado

A condutividade elétrica e turbidez, parâmetros essenciais para a avaliação da qualidade da água, apresentou, em geral, valores elevados no trecho impactado, com destaque para as amostragens realizadas no inverno. As medições mais elevadas no trecho impactado podem ser atribuídas à maior exposição da seção canalizada às pressões ambientais (LEBLANC; BROWN; FITZGIBBON, 1997) e à presença de esgoto e outras fontes de poluição no curso d'água (CETESB, 2009).

Menezes et al. (2016) observaram essa relação ao avaliar a qualidade da água em uma bacia tropical com diferentes usos do solo no inverno e verão. Em áreas urbanas, sob intensa pressão antropogênica, a condutividade elétrica ($70\text{--}480\ \mu\text{S cm}^{-1}$ no verão, $100\text{--}300\ \mu\text{S cm}^{-1}$ no inverno) e a turbidez ($15\text{--}70$ NTU no verão, $0\text{--}74$ NTU no inverno) foram maiores que em áreas de vegetação mista. Adicionalmente, o estudo sugeriu que os maiores valores de condutividade e turbidez nas áreas urbanas durante os períodos secos (i.e., inverno) estão associados ao lançamento de efluentes e outras fontes de contaminação típicas do ambiente urbano (MENEZES et al., 2016). Miguel-Chinchila et al. (2019) realizaram uma associação semelhante ao avaliar a influência do uso do solo na turbidez de riachos urbanos. O estudo, que compilou dados de diversos países, mostrou que os níveis de turbidez são fortemente influenciados por fontes pontuais de poluição e, em eventos de precipitação, por fontes difusas.

As temperaturas mais elevadas no trecho impactado, em comparação ao trecho revitalizado, podem ser diretamente atribuídas à menor cobertura vegetal ciliar na área, o que também contribui para a maior variação térmica observada nesse trecho. Em um estudo conduzido em um riacho subtropical na Austrália, Marsh, Rutherford e Bunn (2015) investigaram o efeito da vegetação ripária na regulação da temperatura dos ambientes fluviais, analisando especificamente os impactos de um projeto de revegetação. Eles indicaram que, em riachos de pequeno porte, a vegetação ripária desempenha um papel crucial no controle da temperatura da água e observaram uma diminuição na temperatura do riacho após o período de revegetação. Adicionalmente, o riacho sem vegetação ciliar apresentou uma maior variação temporal na temperatura, com variações de até 10°C ao longo de um único dia.

A predominância de maiores concentrações de nutrientes e carbono no trecho impactado, em comparação ao trecho revitalizado, foi confirmada pelas análises laboratoriais das amostras nas formas de nitrato, fosfato reativo solúvel, amônio e carbono orgânico dissolvido (Tabela 3).

Tabela 3 – Concentrações basais de nutrientes e carbono nos trechos avaliados ao longo das diferentes estações do ano

Parâmetro	Primavera		Verão		Outono		Inverno	
	REV	IMP	REV	IMP	REV	IMP	REV	IMP
Nitrato (mg L ⁻¹)	8,7	6,6	8,7	6,6	6,9	7,2	10,1	3,8
Fosfato (µg L ⁻¹)	2,5	21,4	3,9	48,4	4,9	116,8	5,2	371,2
Amônio (µg L ⁻¹)	10,5	722,6	11,4	1065,8	0,6	1294,7	60,5	2111,0
Carbono (µg L ⁻¹)	70,0	480,0	80,0	1670,0	575,0	2520,0	638,0	4055,0

Fonte: Autor (2024).

As concentrações basais de fosfato no trecho impactado (21,4-371,2 µg L⁻¹) foram de 8 a 71 vezes maiores em comparação ao trecho revitalizado (2,5-5,2 µg L⁻¹), com os valores mínimos e máximos observados nas coletas realizadas na primavera e no inverno, respectivamente, em ambos os trechos. A diferença nas concentrações de amônio foi ainda mais acentuada, com o trecho impactado (722,6-2111,0 µg L⁻¹) apresentando concentrações mais de 2000 vezes superiores às do trecho revitalizado (0,6-60,5 µg L⁻¹) durante o outono. Para as concentrações de nitrato, observa-se que foi apresentado valores ligeiramente maiores nas amostras do trecho revitalizado (6,9-10,1 mg L⁻¹) em relação ao trecho impactado (3,8-7,2 mg L⁻¹) para a maioria das estações avaliadas.

Como um ponto relevante às concentrações das formas avaliadas, a predominância de compostos reduzidos (e.g., amônio) indica proximidade a focos de poluição, enquanto a maior participação de formas oxidadas (e.g., nitrato) está associada com zonas mais avançadas de autodepuração, sinalizando distância das fontes poluidoras (CETESB, 2009). Dessa forma, as maiores concentrações de amônio apresentadas no trecho podem indicar o aporte crônico de efluentes nesta extensão do riacho.

Concentrações de amônio com magnitude semelhantes às observadas no trecho impactado foram relatadas por Oliveira, Nogueira e Sartori (2014) em uma avaliação da qualidade ambiental de riachos tropicais no estado de São Paulo. No estudo, o trecho do rio Lavapés, com pontos de lançamento de efluentes domésticos, apresentou concentrações de amônio de 1681,7 µg L⁻¹ na estação chuvosa e 1291,8 µg L⁻¹ na estação seca. Já concentrações

de amônio com magnitudes semelhantes às observadas no trecho revitalizado foram relatadas por Silva (2014) ao avaliar mensalmente a concentração de amônio no riacho de 3ª ordem Cachoeira Grande, localizado em Florianópolis (SC). Este riacho está inserido em uma área protegida e apresenta um elevado grau de preservação ambiental. Ao longo do ano analisado, a concentração de amônio variou de 8,5 (novembro) a 30,1 $\mu\text{g L}^{-1}$ (junho). A comparação desses valores sugere que o trecho revitalizado do riacho Tijuco Preto alcançou níveis de amônio comparáveis aos de ambientes naturalmente preservados.

Já os maiores valores de nitrato no trecho revitalizado podem ser explicados pela contribuição de lixiviados da vegetação ripária, especialmente após eventos chuvosos (DING et al., 2022) ou perturbações na camada vegetal (e.g., capinagem periódica realizada) (ODA et al., 2022). Além disso, a deposição atmosférica pode ser um fator que contribui para as concentrações mais elevadas de nitrato em áreas com maior cobertura vegetal, conforme reportado por Araujo et al. (2015) para um rio tropical de pequena ordem ($[\text{NO}_3^-]$: 0,23-0,32 mg L^{-1}). No entanto, dada a complexidade das zonas urbanas e da quantificação da deposição atmosférica nesses ambientes, tal análise deve ser feita considerando fatores particulares da região, como os diferentes usos e ocupação do solo na microbacia hidrográfica (DECINA; HUTYRA; TEMPLER, 2020).

As concentrações basais de carbono foram significativamente maiores no trecho impactado (480,0-4055,0 $\mu\text{g L}^{-1}$) em comparação com o trecho revitalizado (70,0-638,0 $\mu\text{g L}^{-1}$), sendo cerca de 4 vezes maiores no outono e quase 21 vezes maiores no verão. Essas concentrações elevadas das formas de carbono são comumente encontradas em riachos urbanos localizados em áreas altamente povoadas, refletindo mudanças no uso do solo e maior entrada de poluentes no ambiente aquático (LOPES et al., 2020). Além disso, essas concentrações também são observadas em riachos receptores de fontes pontuais de poluição (WORRAL et al., 2019).

Como comparação, Johnson, Tank e Arango (2009) avaliaram a concentração de COD em riachos urbanos de clima temperado, quantificando uma variação média de 970 a 4210 $\mu\text{g L}^{-1}$, com média de 2056 $\mu\text{g L}^{-1}$ entre os riachos. Em um outro estudo aplicado ao clima tropical (Costa Rica), Figueroa-Nieves et al. (2016) avaliaram a concentração de nutrientes em seis riachos de segunda e terceira ordem que recebem efluentes de estações de tratamento de esgoto. No estudo, foi determinado o COD a montante e a jusante dos pontos de lançamento dos efluentes. Para a maioria dos riachos, a concentração de COD a montante variaram entre aproximadamente 1000 e 1700 $\mu\text{g L}^{-1}$, enquanto a jusante dos pontos de lançamento variaram de 1500 a 3900 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Rodríguez-Cardona, Wymore e McDowell (2016) realizaram a determinação da concentração de COD para quatro riachos localizados em áreas florestadas temperadas (Nova Hampshire, EUA). Para o riacho com magnitude de vazão similar ao trecho revitalizado da presente pesquisa ($1,7 \text{ L s}^{-1}$), a concentração de COD apresentou um valor médio de $1200 \mu\text{g L}^{-1}$, o que evidencia a baixa concentração quantificada para o trecho revitalizado do riacho Tijuco Preto.

Nas amostragens em campo foram avaliadas características hidromorfológicas (vazão, velocidade, profundidade e largura média) e de cobertura de florestal (sombreamento) para os trechos e estações avaliadas (Tabela 4).

Tabela 4 – Dados hidromorfológicos e de sombreamento nos trechos revitalizado e impactado ao longo das estações avaliadas

Parâmetro	Primavera		Verão		Outono		Inverno	
	REV	IMP	REV	IMP	REV	IMP	REV	IMP
Sombreamento (%)	93	0	84	0	88	0	91	0
Largura média (m)	1,4	3,9	1,3	4,6	1,3	4,3	1,1	4,1
Profundidade média (cm)	8,4	3,1	10,7	4,0	7,0	3,4	9,5	4,5
Vazão (L s^{-1})	0,8	13,9	1,0	12,1	0,8	11,3	0,6	26,9
Velocidade média (m min^{-1})	2,4	29,4	0,8	30,8	2,1	23,3	1,3	23,1

Fonte: Autor (2024).

O trecho revitalizado do riacho Tijuco Preto apresentou elevado sombreamento, com uma média de 89% de sombreamento devido à presença de vegetação ripária. Em contraste, no trecho impactado, a ausência de mata ciliar adequada expõe o riacho Tijuco Preto à luz solar direta ao longo de toda a extensão analisada.

Quanto aos aspectos hidráulicos, a vazão média registrada ao longo dos quatro experimentos foi de $0,8 \text{ L s}^{-1}$ para o trecho revitalizado e de $16,1 \text{ L s}^{-1}$ para o trecho impactado. A variação sazonal das vazões, especialmente no trecho revitalizado, está diretamente relacionada ao regime pluviométrico da região (Figura 9). Uma exceção a esse padrão ocorreu durante a coleta no inverno, quando a maior vazão foi observada no trecho impactado, que pode ser justificada pela contribuição de águas residuárias em maior volume (PRAT; MUNNÉ,

2000). Consequentemente, essa contribuição poderia explicar os valores mais elevados de condutividade e turbidez apresentados na Tabela 2.

No trecho revitalizado, a velocidade média apresentou seu valor mínimo (0,8 m/min) durante o verão, e seu máximo na primavera (2,4 m/min). Já no trecho impactado, observou-se que a velocidade média alcançou seu mínimo no inverno (23,1 m/min) e seu máximo no verão (30,8 m/min).

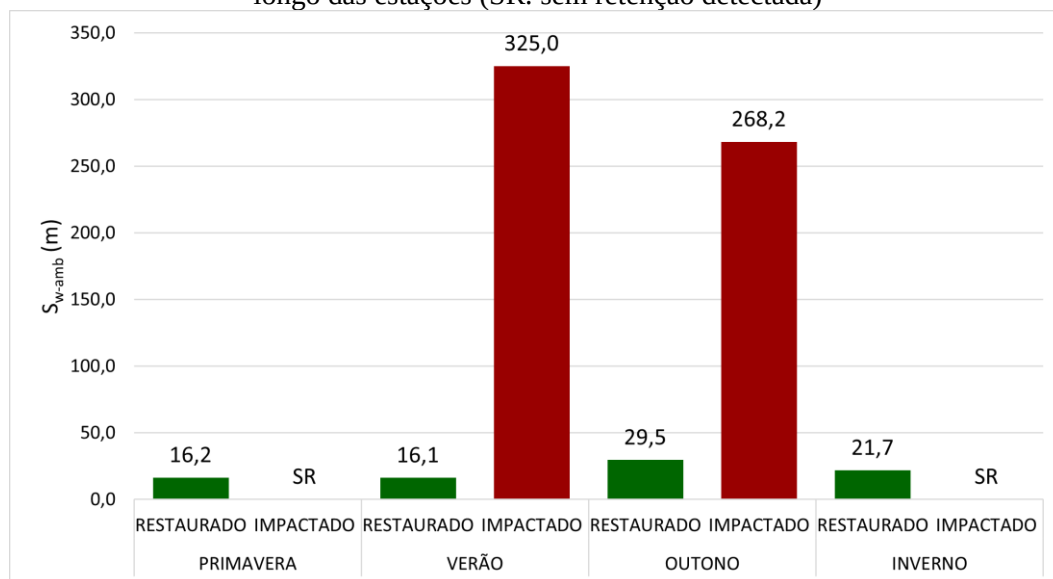
Saltarelli (2017) avaliou as vazões e velocidades de riachos tropicais em São Carlos (SP), em condições ambientais predominantemente preservadas. Em um dos riachos, com vazão semelhante à do trecho revitalizado do presente estudo ($0,3$ a 6 L s^{-1}), a velocidade média foi de 1,86 m/min. Já em outro riacho, com vazão comparável à do trecho impactado do Tijuco Preto, a velocidade média foi de 3,5 m/min. A comparação da velocidade do trecho revitalizado do riacho Tijuco Preto com valores encontrados na literatura evidencia a sua baixa velocidade, fator que pode favorecer a retenção de carbono no ambiente (DRUMMOND et al., 2016). Em contraste, as altas velocidades observadas no trecho impactado do Tijuco Preto, possivelmente decorrentes da canalização dessa seção, sugerem uma menor capacidade retentiva (BUKAVECKAS, 2007).

Por fim, destaca-se que os valores de cobertura florestal (SUTFIN; WOHL; DWIRE, 2016), vazão (COCKBURN; SCOTT; VILLARD, 2022), velocidade média do riacho (AUGSPURGER; KÜSEL, 2010)) e de concentrações basais estão fortemente relacionados à capacidade assimilativa de carbono nos diferentes trechos do riacho. Esses fatores são essenciais para a interpretação e discussão das métricas de retenção de carbono obtidas

5.3 Métricas de retenção de carbono

Para os trechos avaliados nas diferentes estações do ano foram modeladas as métricas de retenção de carbono: S_{w-amb} (Figura 10), U_{amb} (Figura 11), V_{f-amb} (Figura 12).

Figura 10 – Distâncias ambientais de retenção de carbono nos dois trechos do riacho Tijuco Preto ao longo das estações (SR: sem retenção detectada)



Fonte: Autor (2024).

Os valores de S_{w-amb} de retenção de carbono, que indicam a distância necessária para a completa retenção de uma molécula dissolvida de carbono orgânico na forma de acetato, foram significativamente menores no trecho revitalizado, 16,1 m (verão) a 29,5 m (outono), indicando uma maior capacidade de retenção de carbono nesse trecho. Por outro lado, os experimentos realizados no trecho impactado do riacho apresentaram maiores valores de S_{w-amb} , com 325 m no verão e 268,2 m no outono. Além disso, em duas das coletas, realizadas na primavera e no inverno, não foi detectada a retenção ambiental do riacho. Isso sugere que, nessas ocasiões, o trecho do riacho atuou apenas como agente de transporte de acetato e não promoveu a sua assimilação ou retenção. Na coleta de inverno, a ausência de retenção é provavelmente consequência da alta concentração de carbono no trecho (Tabela 3), devido ao aporte por fontes pontuais (WORRAL et al., 2019; LOPES et al., 2020). Por outro lado, a ausência de retenção na amostragem da primavera pode ser explicada pela menor quantidade de acetato adicionada nesse experimento, devidamente reajustada para as amostragens seguintes.

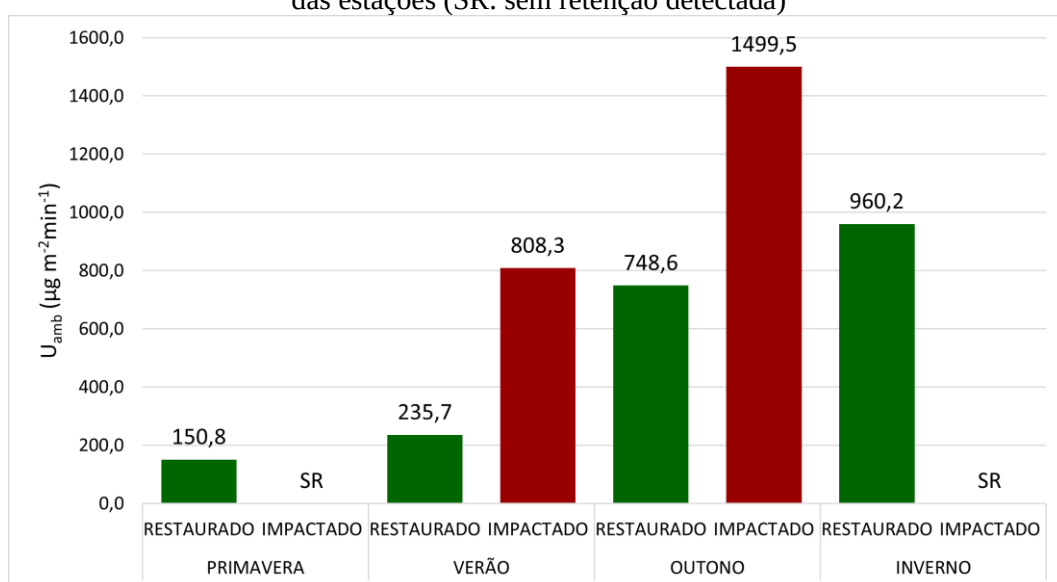
Como um estudo comparativo, Johnson, Tank e Arango (2009) avaliaram a retenção de acetato em 18 riachos de pequena ordem com diferentes usos de solo e vazões entre 3 e 80 L s⁻¹, em um estudo realizado em um ambiente temperado no sudoeste de Michigan, EUA. Considerando os dados reportados por estes autores, as distâncias de retenção ambiental para o carbono na forma de acetato variaram de 90 a 384 m para os riachos em florestas e 64 a 404 m para os riachos urbanos. Desse modo, percebe-se que o trecho revitalizado do riacho Tijuco

Preto apresentou alta capacidade retentiva, enquanto o trecho impactado apresentou valores similares aos riachos com menor retenção quantificada.

Seybold e McGlynn (2018) investigaram a capacidade de retenção de uma forma lábil de carbono em um riacho de ambiente temperado, Stringer Creek, localizado em Montana, EUA. O riacho, de primeira ordem, é caracterizado por sua alta complexidade morfológica e densa vegetação ciliar, apresentando vazões que variaram de 1,66 a 65,05 L s⁻¹ no período estudado. Além disso, foi observado que o rico solo orgânico das várzeas é fonte direta de formas de carbono para o riacho, o que resulta na alta concentração basal média de COD neste (1384 µg L⁻¹). Utilizando o método TASCC, a S_{w-amb} modelada variou entre aproximadamente 140 e 260 m, apresentando valores superiores aos do trecho revitalizado e inferiores ao trecho impactado do riacho Tijuco Preto.

A elevada capacidade de retenção do trecho revitalizado do riacho Tijuco Preto pode ser atribuída à presença de vegetação ripária, à maior complexidade do canal, à maior heterogeneidade de habitats e à influência nas variáveis hidrodinâmicas (WOHL, 2017; BEGA et al., 2024). Como ilustrado por Rinehart e Jones (2010), a presença de zonas de armazenamento temporário, que aumenta o tempo de residência da água, é um dos principais fatores para o aumento da retenção de carbono em riachos.

Figura 11 – Taxas ambientais de retenção de carbono nos dois trechos do riacho Tijuco Preto ao longo das estações (SR: sem retenção detectada)



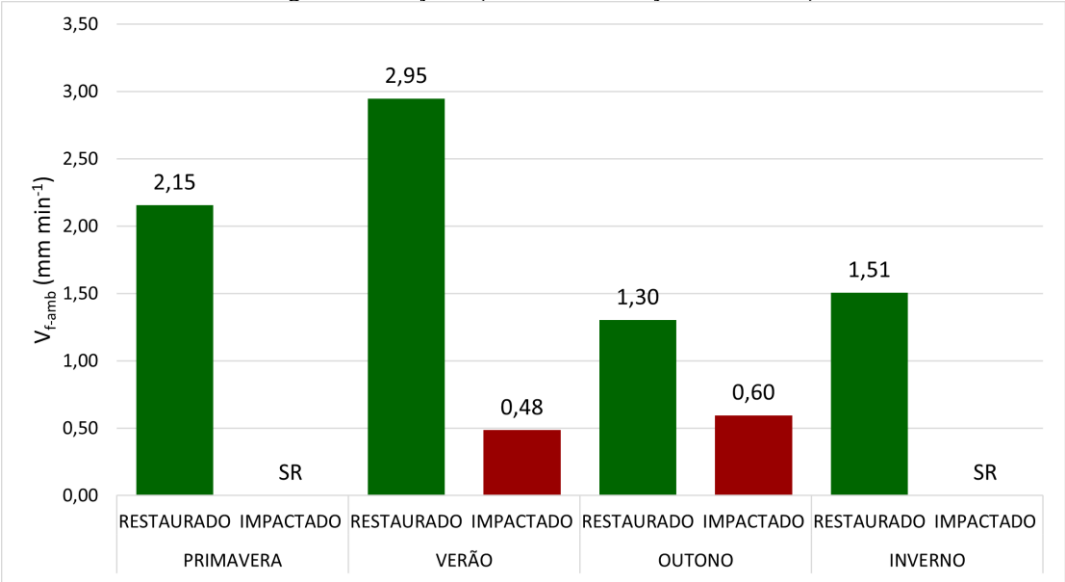
Fonte: Autor (2024).

Durante as estações em que foi detectada retenção (i.e., $U_{amb} > 0$), as taxas ambientais de retenção calculadas para o trecho impactado foram superiores às do trecho revitalizado. No trecho revitalizado, a taxa ambiental de retenção de carbono variou de 150,8 a 960,2 µg m⁻²

min^{-1} , enquanto para o trecho impactado variou de 808,3 a 1499,5 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ (desconsiderando as coletas sem retenção realizadas na primavera e no inverno). A métrica U_{amb} , que representa a absorção ambiental de nutrientes por área e por tempo, foi mais elevada no trecho impactado, refletindo a maior concentração basal de carbono nesse trecho em comparação com o trecho revitalizado.

Seybold e McGlynn (2018) também quantificaram medidas elevadas de U_{amb} no riacho Stringer Creek (Montana, EUA). Em algumas amostragens, U_{amb} atingiu cerca de valores de 5000 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$, valores que coincidiram com as concentrações mais altas de COD registradas no riacho. Essa observação reforça a forte associação de U_{amb} com a concentração basal de carbono, similar ao que foi observado no riacho Tijuco Preto.

Figura 12 – Velocidades ambientais de retenção de carbono nos dois trechos do riacho Tijuco Preto ao longo das estações (SR: sem retenção detectada)



Fonte: Autor (2024).

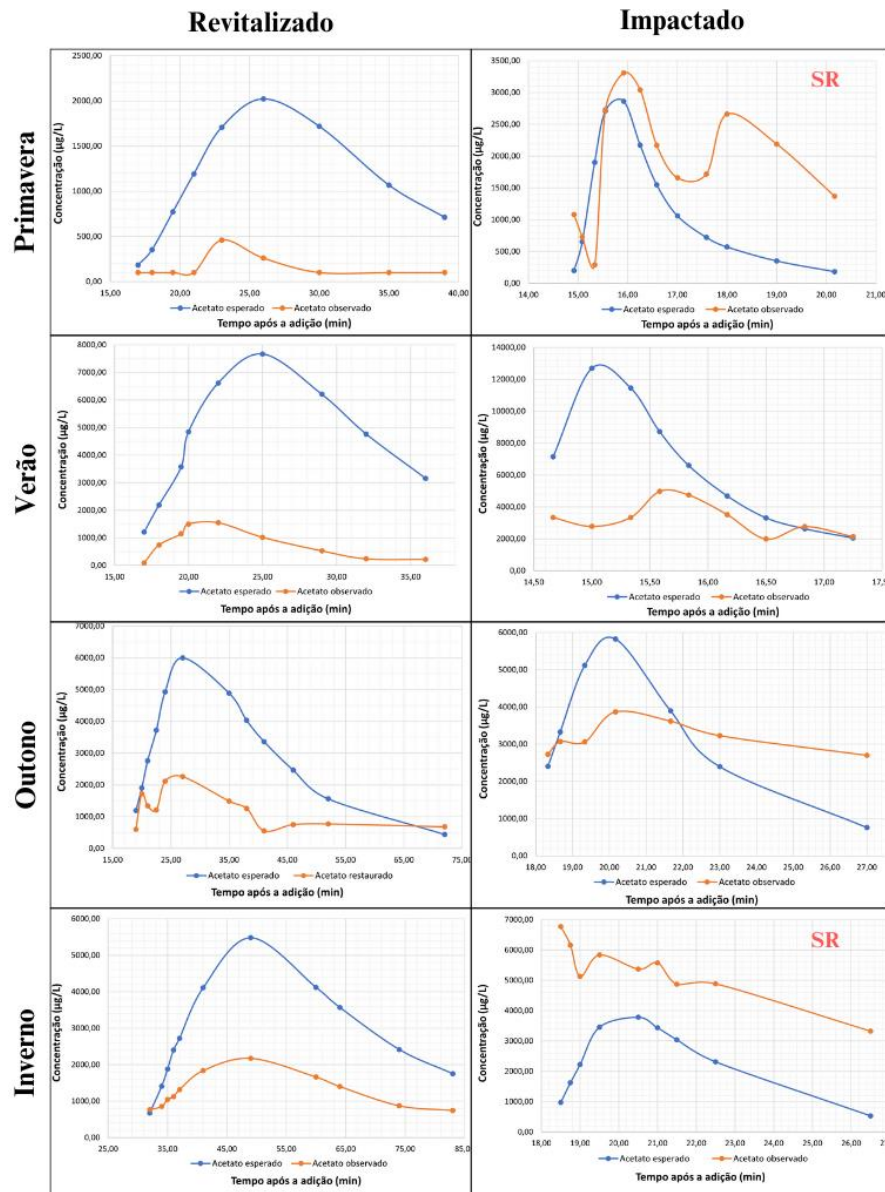
A velocidade ambiental de retenção de carbono, métrica calculada pela razão entre a taxa ambiental de retenção e a concentração basal de carbono, variou de 1,30 (outono) a 2,95 mm min^{-1} (verão) para o trecho revitalizado. Já para as duas análises quantificadas no trecho impactado, V_{f-amb} assumiu valores menores em comparação ao trecho revitalizado (0,48 mm min^{-1} para o verão e 0,60 mm min^{-1} para o outono). Apesar dos valores de U_{amb} terem sido maiores no trecho impactado, a métrica V_{f-amb} indica uma maior eficiência de retenção no trecho revitalizado, considerando a sua capacidade relativa em relação à concentração ambiental de carbono observada.

O maior valor de V_{f-amb} para o verão no trecho pode ser relacionado com a baixa velocidade da água apresentada nessa amostragem (Tabela 4), o que aumenta o tempo de residência da água, favorece a atuação dos mecanismos de retenção e, consequentemente, potencializa a assimilação de carbono (RINEHART; JONES, 2010; DRUMMOND et al., 2016; DORLEY et al., 2022).

Os 18 riachos avaliados por Johnson, Tank e Arango (2009) apresentaram valores de V_{f-amb} que variaram 0,06 a 7,14 mm min⁻¹, com um valor médio de 1,97 mm min⁻¹. Já para o Stringer Creek, investigado por Seybold e Micglynn (2018), V_{f-amb} variou de 0,43 a 0,55 mm min⁻¹. Em um outro estudo, Catalán et al. (2018) examinaram a velocidade ambiental de retenção de carbono na forma de acetato em onze riachos de cabeceira preservados, com vazões menores que 100 L s⁻¹, para o verão e outono. Os valores médios aproximados de V_{f-amb} modelados para os riachos foram de 0,8 mm min⁻¹ para o verão e 2,2 mm min⁻¹ para o outono. Ademais, no estudo realizado por Hope, McDowell e Wollheim (2013) para um riacho urbano temperado parcialmente tamponado (Nova Hampshire, EUA), V_{f-amb} foi de 1,0 mm min⁻¹ tanto para a seção aberta do riacho quanto para a seção tamponada. Os valores observados na literatura evidenciam o elevado potencial retentivo quantificado para o trecho revitalizado do riacho Tijuco Preto, mesmo com sua menor vazão, ressaltando a importância da restauração funcional desses ecossistemas.

Por fim, a partir da adição instantânea de sal e acetato, foram construídos gráficos das concentrações esperadas de carbono ao longo das estações, obtidas a partir de uma relação linear com a condutividade elétrica medida em campo, e as concentrações observadas (Figura 13).

Figura 13 – Curvas BTC com concentrações esperadas e observadas de carbono nos trechos e estações avaliadas (SR: sem retenção detectada)



Fonte: Autor (2024).

A princípio, a concentração esperada de acetato reflete a concentração que seria registrada se não houvesse retenção no meio, e é calculada com base na condutividade do soluto conservativo adicionado. Assim, a diferença entre as concentrações esperadas e as concentrações medidas de carbono lábil revela que, para todos os experimentos sazonais realizados, houve uma retenção mais significativa no trecho revitalizado. Em contraste, no trecho impactado, as concentrações medidas estiveram mais próximas das concentrações esperadas. Em caso de não retenção, as concentrações observadas seriam iguais ou superiores às esperadas, como foi observado para os experimentos realizados na primavera e no inverno no trecho impactado.

6 CONCLUSÕES

A metodologia TASCC possibilitou a quantificação das métricas de retenção de carbono para os trechos revitalizado e impactado do riacho Tijuco Preto ao longo das diferentes estações do ano. Os resultados mostraram que o trecho revitalizado apresentou uma elevada capacidade de retenção de carbono em uma forma lábil, significativamente superior ao trecho impactado. Essa maior capacidade foi atribuída à presença de vegetação ripária, maior complexidade do canal, tempos de residência de água mais prolongados e concentrações basais de nutrientes e carbono mais estáveis. Em contraste, o trecho impactado, devido à sua canalização e exposição a maiores níveis de poluentes, apresentou valores mais elevados de vazão, condutividade elétrica e concentrações basais. Esses fatores resultaram em uma capacidade de retenção de carbono reduzida, que foi ainda mais prejudicada durante períodos sazonais sob maior influência de estressores ambientais, como a possível intensificação no despejo de efluentes.

As observações realizadas evidenciam a relevância da recuperação de bacias hidrográficas para assegurar a multifuncionalidade desses ambientes, destacando a importância da restauração para a manutenção e aprimoramento das suas funções ecológicas e serviços ambientais. Os resultados desta pesquisa fornecem subsídios que reforçam a viabilidade ambiental de iniciativas voltadas à mitigação de impactos ou à revitalização de riachos degradados, incluindo a retomada do projeto Pró-Tijuco.

Além disso, a pesquisa gera informações relevantes para o entendimento da dinâmica de retenção de carbono em ambientes lóticos tropicais. A maioria dos estudos sobre a dinâmica do carbono concentra-se em ambientes temperados, deixando uma lacuna significativa de dados sobre sistemas tropicais, o que dificulta uma compreensão integrada dos ciclos biogeoquímicos.

Com o intuito de aprofundar esse conhecimento e abordar as lacunas identificadas, sugere-se que futuras pesquisas explorem as métricas de retenção de carbono a partir de formas mais complexas, como lixiviado de folhas e esgoto bruto. Isso permitirá uma avaliação mais detalhada dos processos de autodepuração de efluentes e ajudará possíveis redefinições para critérios de lançamento. Além disso, recomenda-se investigar a retenção de carbono e nutrientes ao longo de toda a extensão do riacho Tijuco Preto, incluindo o médio curso tamponado. Essa análise permitiria uma compreensão mais completa da dinâmica de nutrientes em relação às diversas características ambientais ao longo do riacho. Complementarmente, a identificação das fontes de nutrientes e carbono, sejam elas antrópicas ou naturais, em cada trecho, possibilitaria uma avaliação mais precisa dos impactos e das contribuições desses elementos para o ecossistema aquático.

REFERÊNCIAS

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22nd ed., American Water Works Assn: Washington, DC, USA, 2012.

ARAUJO, Taiana G. et al. Bulk atmospheric deposition of major ions and dissolved organic nitrogen in the lower course of a tropical river basin, southern Bahia, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 26, n. 8, p. 1692-1701, 2015.

ASSUMPÇÃO, A. P; MARÇAL, M. S. Retificação dos canais fluviais e mudanças geomorfológicas na planície do rio Macaé (RJ). **Revista de Geografia (UFPE)**, v. 29, n. 3, 2012.

AUGSPURGER, Clemens; KÜSEL, Kirsten. Flow velocity and primary production influences carbon utilization in nascent epilithic stream biofilms. **Aquatic sciences**, v. 72, p. 237-243, 2010.

BAPTISTA, Maria Vitoria; SCARPINELLA, Gustavo D.'Almeida; MENEZES, Denise Balestrero. Idas e vindas do processo de degradação e recuperação de um córrego urbano. **SIMPÓSIO NACIONAL DE GESTÃO E ENGENHARIA URBANA**, v. 3, p. 87-95, 2021.

BATTIN, Tom J. et al. River ecosystem metabolism and carbon biogeochemistry in a changing world. **Nature**, v. 613, n. 7944, p. 449-459, 2023.

BARBOSA, D. S.; ESPÍNDOLA, E. L. G; MENDIONDO, E. M. **Diretrizes ecológicas em projetos de recuperação de rios urbanos tropicais: estudo de caso no rio Tijuco Preto**. 7º SILUSBA, São Carlos/SP, 2005.

BEGA, João MM et al. Effects of riparian vegetation restoration and environmental context on ecosystem functioning in tropical streams of southeastern Brazil. **Science of The Total Environment**, p. 174906, 2024.

BERNHARDT, Emily S.; LIKENS, Gene E. Dissolved organic carbon enrichment alters nitrogen dynamics in a forest stream. **Ecology**, v. 83, n. 6, p. 1689-1700, 2002.

BOOI, Sipesihle; MISHI, Syden; ANDERSEN, Oddgeir. Ecosystem Services: A Systematic Review of Provisioning and Cultural Ecosystem Services in Estuaries. **Sustainability**, v. 14, n. 12, p. 7252, 2022.

BORCHERS, T; FIGUEIRÔA-FERREIRA, V. C; FERNANDES, R. A. S. Fragmentos de infraestrutura verde: o caso do córrego Tijuco Preto em São Carlos-SP. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 10, n. 76, p. 151-163, 2022.

BRASIL. **Lei nº 9.433/1997**. Instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 09 jan. 1997.

BRAUNS, Mario et al. A global synthesis of human impacts on the multifunctionality of streams and rivers. **Global Change Biology**, v. 28, n. 16, p. 4783-4793, 2022.

BROWN, Antony G. et al. Natural vs anthropogenic streams in Europe: History, ecology and implications for restoration, river-rewilding and riverine ecosystem services. **Earth-Science Reviews**, v. 180, p. 185-205, 2018.

BUKAVECKAS, Paul A. Effects of channel restoration on water velocity, transient storage, and nutrient uptake in a channelized stream. **Environmental science & technology**, v. 41, n. 5, p. 1570- 1576, 2007.

CALAPEZ, Ana Raquel et al. Unveiling relationships between ecosystem services and aquatic communities in urban streams. **Ecological Indicators**, v. 153, p. 110433, 2023.

CALIJURI, M.C.; CUNHA, D.G.F.; RODRIGUES. Sistemas Aquáticos Continentais. In: CALIJURI, M.C.; CUNHA, D.G.F. Editores. **Engenharia Ambiental Conceitos, Tecnologia e Gestão**. 1ed. Rio de Janeiro: Elsevier.789p. 2013.

CATALÁN, Núria et al. Behind the scenes: mechanisms regulating climatic patterns of dissolved organic carbon uptake in headwater streams. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 32, n. 10, p. 1528-1541, 2018.

CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2008**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo de Saneamento, 2009.

COCKBURN, Jaclyn MH; SCOTT, Alex; VILLARD, Paul V. Evaluating Water and Carbon Retention in a Low-Order, Designed River Corridor. **Land**, v. 11, n. 12, p. 2256, 2022.

CONLEY, Daniel J. et al. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. **Science**, v. 323, n. 5917, p. 1014-1015, 2009.

COVINO, Timothy P.; MCGLYNN, Brian L.; MCNAMARA, Rebecca A. Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization (TASCC): Quantifying stream nutrient uptake kinetics from ambient to saturation. **Limnology and Oceanography: methods**, v. 8, n. 9, p. 484-498, 2010.

CZUBA, Jonathan A.; ALLEN, George H. When does a stream become a river?. **River Research and Applications**, v. 39, n. 9, p. 1925-1929, 2023.

DANIEL, L.A. Meio Ambiente e Saúde Pública. In: CALIJURI, M.C.; CUNHA, D.G.F. Editores. **Engenharia Ambiental Conceitos, Tecnologia e Gestão**. 1ed. Rio de Janeiro: Elsevier.789p. 2013.

DECINA, Stephen M.; HUTYRA, Lucy R.; TEMPLER, Pamela H. Hotspots of nitrogen deposition in the world's urban areas: a global data synthesis. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 18, n. 2, p. 92-100, 2020.

DICK, J. J. et al. Modelling landscape controls on dissolved organic carbon sources and fluxes to streams. **Biogeochemistry**, v. 122, p. 361-374, 2015.

DING, Weitian et al. Tracing the source of nitrate in a forested stream showing elevated concentrations during storm events. **Biogeosciences**, v. 19, n. 13, p. 3247-3261, 2022.

DORLEY, Jancoba et al. Physical and stoichiometric controls on stream respiration in a headwater stream. **Biogeosciences Discussions**, v. 2022, p. 1-22, 2022.

DRUMMOND, Jennifer D. et al. Linking in-stream nutrient uptake to hydrologic retention in two headwater streams. **Freshwater Science**, v. 35, n. 4, p. 1176-1188, 2016.

EARL, Stevan R.; VALETT, H. Maurice; WEBSTER, Jackson R. Nitrogen spiraling in streams: comparisons between stable isotope tracer and nutrient addition experiments. **Limnology and oceanography**, v. 52, n. 4, p. 1718-1723, 2007.

ENSIGN, Scott H.; DOYLE, Martin W. Nutrient spiraling in streams and river networks. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 111, n. G4, 2006.

FELLMAN, Jason B. et al. Uptake of allochthonous dissolved organic matter from soil and salmon in coastal temperate rainforest streams. **Ecosystems**, v. 12, p. 747-759, 2009.

FERRARI, Antonio Luiz. **Variabilidade e tendência da temperatura e pluviosidade nos municípios de Pirassununga, Rio Claro, São Carlos e São Simão (SP): Estudo sobre mudança climática de curto prazo em escala local**. 2012. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

FERREIRA, Verónica et al. Ecosystem services provided by small streams: an overview. **Hydrobiologia**, v. 850, n. 12, p. 2501-2535, 2023.

FIGUEROA-NIEVES, Débora et al. Limited uptake of nutrient input from sewage effluent in a tropical landscape. **Freshwater Science**, v. 35, n. 1, p. 12-24, 2016.

FINKLER, Nicolás Reinaldo. **Dinâmica da retenção de nitrogênio e fósforo em riachos tropicais do bioma Cerrado (SP)**. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, 2018.

GAO, Yu-qin et al. Change of stream network connectivity and its impact on flood control. **Water Science and Engineering**, v. 13, n. 4, p. 253-264, 2020.

GOMI, Takashi; SIDLE, Roy C.; RICHARDSON, John S. Understanding processes and downstream linkages of headwater systems: headwaters differ from downstream reaches by their close coupling to hillslope processes, more temporal and spatial variation, and their need for different means of protection from land use. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 905-916, 2002.

GOMOLKA, Zbigniew; TWAROG, Boguslaw; ZESLAWSKA, Ewa. State Analysis of the Water Quality in Rivers in Consideration of Diffusion Phenomenon. **Applied Sciences**, v. 12, n. 3, p. 1549, 2022.

GÜCKER, Björn; BOËCHAT, Iola G. Measurement uncertainty in stream nutrient uptake: Detecting land-use impacts on tropical streams. **Ecological Indicators**, v. 106, p. 105481, 2019.

HATT, Belinda E. et al. The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. **Environmental management**, v. 34, p. 112-124, 2004.

HIGGS, Sophie Alexandra. **Dissolved organic carbon dynamics in tallgrass prairie streams**. Tese de Doutorado, 2018.

HOPE, Amanda J.; MCDOWELL, William H.; WOLLHEIM, Wilfred M. Ecosystem metabolism and nutrient uptake in an urban, piped headwater stream. **Biogeochemistry**, v. 121, p. 167-187, 2014.

HOSEN, Jacob D. et al. Dissolved organic matter quality and bioavailability changes across an urbanization gradient in headwater streams. **Environmental Science & Technology**, v. 48, n. 14, p. 7817-7824, 2014.

IBGE. **Cidades e Estados: São Carlos**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2023. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sp/sao-carlos.html>. Acesso em 16 ago. 2024.

INMET. **Banco de dados metereológicos do INMET**. Instituto Nacional de Meteorologia, Brasília, 2024. Disponível em: <https://bdmep.inmet.gov.br/>. Acesso em: 01 ago. 2024.

JAMIESON, Rob et al. Transport and deposition of sediment-associated Escherichia coli in natural streams. *Water Research*, v. 39, n. 12, p. 2665-2675, 2005.

JOHNSON, Laura T.; TANK, Jennifer L.; ARANGO, Clay P. The effect of land use on dissolved organic carbon and nitrogen uptake in streams. **Freshwater Biology**, v. 54, n. 11, p. 2335-2350, 2009.

JOHNSON, Zachary C.; WARWICK, John J.; SCHUMER, Rina. Nitrogen retention in the main channel and two transient storage zones during nutrient addition experiments. **Limnology and Oceanography**, v. 60, n. 1, p. 57-77, 2015.

JONES JR, Jeremy B.; STANLEY, Emily H.; MULHOLLAND, Patrick J. Long-term decline in carbon dioxide supersaturation in rivers across the contiguous United States. **Geophysical Research Letters**, v. 30, n. 10, 2003.

LEBLANC, Robert T.; BROWN, Robert D.; FITZGIBBON, John E. Modeling the effects of land use change on the water temperature in unregulated urban streams. **Journal of environmental management**, v. 49, n. 4, p. 445-469, 1997.

LEME, P.H.S. **Casos e experiências exitosas: revitalização de rios urbanos**. Apresentação de slides organizada pelo Comitê de Bacia do Tietê-Jacaré e UFSCar. São Carlos - SP, 2023.

LEMMON, P. E. A New Instrument for Measuring Forest Overstory Density. **Journal of Forestry**, v. 55, n. 9, p. 667-668, 1957.

LEMMON, P. E. A Spherical Densiometer for Estimating Forest Overstory Density. **Forest Science**, v. 2, n. 1, p. 314-320, 1956.

LI, Angang. **Modeling the Effects of River-Groundwater Processes on Carbon and Nutrient Dynamics**. Tese de Doutorado. Northwestern University. 2019.

LISBOA, Leonardo Kleba; THOMAS, Steven; MOULTON, Timothy Peter. Reviewing carbon spiraling approach to understand organic matter movement and transformation in lotic ecosystems. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, 2016.

LIU, Qi et al. Impact of land use on the DOM composition in different seasons in a subtropical river flowing through a region undergoing rapid urbanization. **Journal of Cleaner Production**, v. 212, p. 1224-1231, 2019.

LOPES, Michelle das Neves et al. Urbanization increases carbon concentration and p CO₂ in subtropical streams. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 18371-18381, 2020.

MACKAY, Donald et al. **Volatilization of organic pollutants from water**. 1982.

MARSH, Nicholas; RUTHERFORD, James Christopher; BUNN, Stuart E. **The role of riparian vegetation in controlling stream temperature in a southeast Queensland stream**. CRC for Catchment Hydrology, Monash University, 2005.

MCLAUGHLIN, Christine; KAPLAN, Louis A. Biological lability of dissolved organic carbon in stream water and contributing terrestrial sources. **Freshwater Science**, v. 32, n. 4, p. 1219-1230, 2013.

MCMILLAN, Sara K.; NOE, Gregory B. Increasing floodplain connectivity through urban stream restoration increases nutrient and sediment retention. **Ecological Engineering**, v. 108, p. 284-295, 2017.

MENEZES, João Paulo Cunha et al. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 03, p. 519-534, 2016.

MEYER, Judy L.; PAUL, Michael J.; TAULBEE, W. Keith. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 602-612, 2005.

MIGUEL-CHINCHILLA, Leticia et al. Local and landscape influences on turbidity in urban streams: a global approach using citizen scientists. **Freshwater Science**, v. 38, n. 2, p. 303-320, 2019.

MILLER, James D.; HUTCHINS, Michael. The impacts of urbanisation and climate change on urban flooding and urban water quality: A review of the evidence concerning the United Kingdom. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 12, p. 345-362, 2017.

MINEAU, Madeleine M. et al. Dissolved organic carbon uptake in streams: A review and assessment of reach-scale measurements. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 121, n. 8, p. 2019-2029, 2016.

NEALE, Peta A. et al. Natural versus wastewater derived dissolved organic carbon: Implications for the environmental fate of organic micropollutants. **Water Research**, v. 45, n. 14, p. 4227-4237, 2011.

NEUMANN, Michael; BREDEWEG, Bert. A qualitative model of the nutrient spiraling in lotic ecosystems to support decision makers for river management. **Proceedings of QR**, p. 2-4, 2004.

NEWBOLD, J. D. et al. Nutrient spiralling in streams: implications for nutrient limitation and invertebrate activity. **The American Naturalist**, v. 120, n. 5, p. 628-652, 1982.

NEWCOMER-JOHNSON, Tamara A. et al. Influence of natural and novel organic carbon sources on denitrification in forest, degraded urban, and restored streams. **Ecological Monographs**, v. 82, n. 4, p. 449-466, 2012.

NEWCOMER-JOHNSON, Tamara A. et al. Nutrient retention in restored streams and rivers: a global review and synthesis. **Water**, v. 8, n. 4, p. 116, 2016.

ODA, Tomoki et al. Stream runoff and nitrate recovery times after forest disturbance in the USA and Japan. **Water Resources Research**, v. 54, n. 9, p. 6042-6054, 2018.

OHNUMA JR, A. A.; MENDIONDO, E. M. Análise de cenários com proposição de medidas de recuperação ambiental para a micro-bacia do Tijuco Preto, São Carlos-SP. **Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)**, n. 32, p. 42- 51, 2014.

OLIVEIRA, Paula Caroline dos Reis; NOGUEIRA, Marcos Gomes; SARTORI, Luciana Pinto. Differential environmental impacts on small and medium size rivers from center of São Paulo State, Brazil, and regional management perspectives. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, p. 404-419, 2014.

PEÑARROYA, Xavier et al. Dissolved organic carbon bioreactivity and DOC: DIN stoichiometry control ammonium uptake in an intermittent Mediterranean stream. **Freshwater Biology**, v. 68, n. 9, p. 1572-1587, 2023.

PERES, Renata Bobo; MENDIONDO, Eduardo Mario. **Desenvolvimento de Cenários de Recuperação como Instrumento ao Planejamento Ambiental e Urbano-Bases conceituais e Experiências Práticas**. SEMINÁRIO NEUR/CEAM, p. 1-15, 2004.

PETERSON, Bruce J. et al. Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. **Science**, v. 292, n. 5514, p. 86-90, 2001.

PETRONE, Kevin C. et al. The origin and function of dissolved organic matter in agro-urban coastal streams. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 116, n. G1, 2011.

PLONT, Stephen et al. Linking carbon and nitrogen spiraling in streams. **Freshwater Science**, v. 39, n. 1, p. 126-136, 2020.

PRAT, Narcís; MUNNÉ, Antoni. Water use and quality and stream flow in a Mediterranean stream. **Water research**, v. 34, n. 15, p. 3876-3881, 2000.

RINEHART, A.; JONES, J. B. The effects of transient storage on carbon uptake in a sub-arctic stream in interior Alaska. In: **AGU Fall Meeting Abstracts**. p. H24C-07, 2010.

RODRÍGUEZ-CARDONA, Bianca; WYMORE, Adam S.; MCDOWELL, William H. DOC: NO₃⁻ ratios and NO₃⁻ uptake in forested headwater streams. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 121, n. 1, p. 205-217, 2016.

RUGGIERO, A.; SOLIMINI, ANGELO GIUSEPPE; CARCHINI, Gm. Effects of a waste water treatment plant on organic matter dynamics and ecosystem functioning in a Mediterranean stream. In: **Annales de Limnologie-International Journal of Limnology**. EDP Sciences, p. 97-107, 2006.

SALTARELLI, Wesley Aparecido. **Metabolismo em riachos subtropicais: variação espaço-temporal e influência de gradiente de condições ambientais**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, 2017.

ŠAULYS, Valentinas; SURVILĖ, Oksana; STANKEVIČIENĖ, Rasa. An assessment of self-purification in streams. **Water**, v. 12, n. 1, p. 87, 2019.

SCHWARZ, Nina et al. Understanding biodiversity-ecosystem service relationships in urban areas: A comprehensive literature review. **Ecosystem services**, v. 27, p. 161-171, 2017.

SCOGGINS, Mateo et al. Community-powered urban stream restoration: A vision for sustainable and resilient urban ecosystems. **Freshwater Science**, v. 41, n. 3, p. 404-419, 2022.

SEEKELL, David A. et al. The influence of dissolved organic carbon on primary production in northern lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 60, n. 4, p. 1276-1285, 2015.

SEYBOLD, Erin; MCGLYNN, Brian. Hydrologic and biogeochemical drivers of dissolved organic carbon and nitrate uptake in a headwater stream network. **Biogeochemistry**, v. 138, p. 23-48, 2018.

SILVA, Aurea Luiza Lemes da. **Avaliação dos efeitos temporais no processamento da matéria orgânica alóctone em Riachos tropicais**. 2014. 141 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade de Brasília, Brasília, 2014.

SILVA, Juliana Caroline de Alencar da; PORTO, Monica Ferreira do Amaral. Requalificação de rios urbanos no âmbito da renaturalização, da revitalização e da recuperação. **Labor e Engenho**, v. 14, p. e020001-e020001, 2020.

SINGH, Shatrughan; INAMDAR, Shreeram; MITCHELL, Myron. Changes in dissolved organic matter (DOM) amount and composition along nested headwater stream locations during baseflow and stormflow. **Hydrological Processes**, v. 29, n. 6, p. 1505-1520, 2015.

STANLEY, Emily H. et al. Contemporary changes in dissolved organic carbon (DOC) in human-dominated rivers: is there a role for DOC management?. **Freshwater Biology**, v. 57, p. 26-42, 2012.

SUTFIN, Nicholas A.; WOHL, Ellen E.; DWIRE, Kathleen A. Banking carbon: A review of organic carbon storage and physical factors influencing retention in floodplains and riparian ecosystems. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 41, n. 1, p. 38-60, 2016.

TANK, Jennifer L. et al. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 1, p. 118-146, 2010.

TIAN, Shimin; WANG, Zhaoyin; SHANG, Hongxia. Study on the Self-purification of Juma River. **Procedia Environmental Sciences**, v. 11, p. 1328-1333, 2011.

TROMBONI, Flavia et al. Nutrient limitation and the stoichiometry of nutrient uptake in a tropical rain forest stream. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 123, n. 7, p. 2154-2167, 2018.

TZORTZIS, Patricia Storopoli; KNISS, Cláudia Terezinha. Programa de despoluição de córregos: Programa Córrego Limpo. **Revista Inovação, Projetos e Tecnologias**, v. 4, n. 1, p. 114-128, 2016.

VAGNETTI, Roberta et al. Self-purification ability of a resurgence stream. **Chemosphere**, v. 52, n. 10, p. 1781-1795, 2003.

VANNOTE, Robin L. et al. The river continuum concept. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

VERDONSCHOT, P. F. M.; VERDONSCHOT, R. C. M. The role of stream restoration in enhancing ecosystem services. **Hydrobiologia**, v. 850, n. 12, p. 2537-2562, 2022.

VON SPERLING, M. **Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios**. Belo Horizonte. UFMG, 2007.

WALSH, Christopher J. et al. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 706-723, 2005.

WALTEROS, Jeymmy M.; RAMÍREZ, Alonso. Urban streams in Latin America: Current conditions and research needs. **Revista de Biología Tropical**, v. 68, p. 13-28, 2020.

WEBSTER, J. R.; NEWBOLD, J. D.; LIN, L. Nutrient spiraling and transport in streams: the importance of in-stream biological processes to nutrient dynamics in streams. In: **Stream ecosystems in a changing environment**. Academic Press, p. 181-239, 2016.

WEBSTER, Jackson Ross. **Analysis of potassium and calcium dynamics in stream ecosystems on three southern Appalachian watersheds of contrasting vegetation**. University of Georgia, 1975.

WEBSTER, R. J.; VALETT, H. M. Solute Dynamics. In: **Methods in Stream Ecology**. 2ª ed. [s.l.] Elsevier, p. 169–185, 1996.

WIEDERKEHR, Fabienne et al. Urbanisation affects ecosystem functioning more than structure in tropical streams. **Biological Conservation**, v. 249, p. 108634, 2020.

WILCOX, Heidi S. et al. Effects of labile carbon addition on a headwater stream food web. **Limnology and Oceanography**, v. 50, n. 4, p. 1300-1312, 2005.

WOHL, Ellen. The significance of small streams. **Frontiers of Earth Science**, v. 11, p. 447-456, 2017.

WORRALL, Fred et al. The importance of sewage effluent discharge in the export of dissolved organic carbon from UK rivers. **Hydrological Processes**, v. 33, n. 13, p. 1851-1864, 2019.

YEAKLEY, A. J. et al. Ecosystem services of streams and rivers. **River Science: Research and Management for the 21st century**, p. 335-352, 2016.

ZHANG, Hui et al. Characterization of Dissolved Organic Matter of Sediments in Urban Streams Using EEMs–PARAFAC and Absorption Spectroscopy: A Case Study in Wuhan, China. **Water**, v. 14, n. 19, p. 3181, 2022.

ZHANG, Meng; FRANCIS, Robert A.; CHADWICK, Michael A. Nutrient dynamics at the sediment-water interface: Influence of wastewater effluents. **Environmental Processes**, v. 8, p. 1337-1357, 2021.

ANEXOS

Para mais detalhes sobre os dados apresentados no trabalho (dados climatológicos, hidromorfológicos e das métricas de retenção pelo método TASC) consulte a planilha disponível através do link abaixo:

<https://docs.google.com/spreadsheets/d/1S9iGCB0tWyBwtW7sQSzRZWEjWNPkg7DV/edit?usp=sharing&ouid=106110129350504076171&rtpof=true&sd=true>