

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

LUIZA DI LELLA MOURA

**RECUPERAÇÃO DE RIACHOS TROPICAIS: MEDIDAS ESTRUTURAIS E NÃO-
ESTRUTURAIS QUE AUXILIAM NA RETENÇÃO DE NUTRIENTES - ESTUDO DE
CASO NO RIACHO ESPRAIADO (SÃO CARLOS, SP)**

Versão corrigida

SÃO CARLOS
2022

LUIZA DI LELLA MOURA

Recuperação de riachos tropicais: medidas estruturais e não estruturais que auxiliam na retenção de nutrientes - estudo de caso no riacho Espraiado (São Carlos, SP)

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 Engenheira Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha.

Versão corrigida

SÃO CARLOS

2022

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues
Fontes da EESC/USP

M929r Moura, Luiza Di Lella
 Recuperação de riachos tropicais : medidas estruturais e
 não estruturais que auxiliam na retenção de nutrientes -
 estudo de caso no riacho Espraiado (São Carlos, SP) / Luiza
 Di Lella Moura; orientador Davi Gasparini Fernandes Cunha.
 -- São Carlos, 2022.

 Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) -- Escola
 de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,
 2022.

 1. Fósforo. 2. Funcionamento ecossistêmico.
 3. Nitrogênio. 4. Rios. 5. Retenção de nutrientes.
 I. Título.

Elaborado por Elena Luzia Palloni Gonçalves – CRB 8/4464

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato(a): **Luiza di Lella Moura**

Data da Defesa: 23/11/2022

Comissão Julgadora:

Resultado:

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

Aprovada

Dr. José Leonardo da Silva Mello

Aprovada

MSc. João Miguel Mercês Bega

Aprovada



Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Coordenador da Disciplina 1800091- Trabalho de Graduação

Dedico este trabalho, a Eloi, Eliane, Marília, Francisca e José, por seu apoio e amor incondicionais, além de todos os valores que me ensinaram e me ensinam na vida. Dedico-o também a todas as pessoas que se dispõem a construir um meio ambiente mais justo, saudável e equilibrado.

AGRADECIMENTOS

Tenho a felicidade e sorte de ter muitos nomes a agradecer pela realização deste trabalho. Antes de tudo, agradeço à minha família pelo suporte financeiro e emocional ao longo de todo o processo.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha, que além de ser uma inspiração em sala de aula, aceitou me acolher como sua orientanda e incentivar a fazer trabalhos de alto nível. Ao Wesley Saltarelli, que me acompanhou muito de perto ao longo do desenvolvimento da pesquisa, sempre com um alto astral que deixava tudo muito divertido. Às diversas pessoas do Laboratório de Biotoxicologia de Águas Continentais e Efluentes (BIOTACE), em especial Fellipe Moutinho, Nícolas Finkler, Murilo Ferreira, que de alguma forma me apoiaram e me ensinaram muito. Ao Programa Unificado de Bolsas (PUB) da Universidade de São Paulo, que concedeu a bolsa de iniciação científica que permitiu a realização desta pesquisa.

Aos meus professores da Fundação Instituto de Ensino de Barueri (FIEB), por seu empenho e dedicação aos alunos e por sempre incentivarem o nosso melhor. Aos meus amigos da FIEB, pelos mais de 10 anos de apoio e amizade.

Aos meus queridos da 016 da Engenharia Ambiental, pessoas muito especiais que o destino uniu em uma sala de aula, e ajudaram a formar a Luiza de hoje, tanto pessoal quanto profissionalmente.

Ao Grupo de Estudos e Intervenções Socioambientais (GEISA) e à Semana da Engenharia Ambiental (SEA), grupos de extensão que me mostraram que muito da nossa formação está fora das paredes das salas de aula. Agradeço também à gestão do Parque Ecológico “Dr. Antônio Teixeira Vianna” de São Carlos (PESC), que permitiu a realização dos experimentos no riacho Espraiado.

Ao Megazorde Barracão, que me ensinou que é possível se divertir e fazer bons trabalhos, quase que simultaneamente.

A Giovana, minha alma gêmea de amizade, que sempre esteve comigo durante as conquistas e os desafios.

“May your choices reflect your hopes, not your fears.”

“Que suas escolhas reflitam suas esperanças, não seus medos.” (Tradução livre)

Nelson Mandela

RESUMO

MOURA, L.D.L. **Recuperação de riachos tropicais**: medidas estruturais e não estruturais que auxiliam na retenção de nutrientes – estudo de caso no riacho Espraiado (São Carlos, SP). 2022. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2022.

Os ambientes aquáticos desempenham importantes serviços ecossistêmicos (e.g., ciclagem de nutrientes). No entanto, os cursos de água são frequentemente submetidos a impactos negativos (e.g., poluição e remoção da vegetação ripária) que comprometem os seus aspectos qualitativos e quantitativos. Entender o funcionamento ecossistêmico de tais sistemas é fundamental para que estratégias adequadas de recuperação sejam implementadas. Nesse sentido, existem técnicas de recuperação estruturais, que modificam a configuração do corpo d'água (e.g., recriação de meandros e reconexão com as planícies de inundação) e não estruturais, que atuam de forma indireta (e.g., recomposição da zona ripária) nas causas da degradação. A presente pesquisa objetivou avaliar como modificações no tempo de residência da água e na disponibilidade de luz podem influenciar na retenção de nutrientes em riachos tropicais. O estudo foi conduzido no riacho Espraiado (São Carlos, SP), sendo dividido em duas fases. Na Fase 1, experimentalmente, foram aplicadas ou simuladas técnicas estruturais (adição de barreiras temporárias) e não estruturais (uso de sombreamento artificial) em um trecho de 180 m. Realizaram-se quatro adições de nutrientes (amônio, NH_4^+ , e fosfato, PO_4^{3-}), utilizando a metodologia *Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization* (TASCC). As três primeiras adições ocorreram em um mesmo dia, enquanto a quarta foi realizada aproximadamente 96h após os experimentos iniciais. Analisaram-se as métricas: distância ambiental de retenção do nutriente (S_{w-amb}); taxa de retenção ambiental do nutriente (U_{-amb}) e a velocidade ambiental de retenção do nutriente (V_{f-amb}). A Fase 2 constituiu na inserção de substratos artificiais para crescimento de biofilme, em trechos preservado e modificado do riacho, com diferentes níveis de sombreamento naturalmente gerados pela cobertura vegetal. Foram realizadas três coletas nesta fase, totalizando 56 dias de experimento, analisando-se a concentração de clorofila-a no substrato. Na Fase 1, as adições de barreiras e tela influenciaram nas métricas de retenção dos nutrientes estudados. Para o NH_4^+ , S_{w-amb} apresentou valores entre 49-245 m, U_{-amb} variou de 15,9-68,1 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ e V_{f-amb} apresentou faixa de 8-34 mm min^{-1} . A respeito do PO_4^{3-} , S_{w-amb} variou de 115-248 m, U_{-amb} obteve valores entre 21,9-173,2 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ e V_{f-amb} variou de 7,9-17,0 mm min^{-1} . Os resultados sugeriram que a maior disponibilidade de luz estimulou a retenção de PO_4^{3-} , enquanto em condições de maior sombreamento, a retenção do NH_4^+ foi favorecida. Na Fase 2, os resultados indicaram relação

entre a disponibilidade de luz e a concentração da clorofila-a, que esteve entre $<0,1 \pm 0,5 \text{ mg m}^{-2}$ e $34,6 \pm 1,1 \text{ mg m}^{-2}$. Observou-se que mesmo modificações relativamente simples e de curto prazo alteraram as métricas de retenção do NH_4^+ e do PO_4^{3-} , o que traz implicações para o gerenciamento e a recuperação desses corpos hídricos. Por fim, este trabalho ressaltou a importância de se direcionarem mais estudos a riachos tropicais, visando melhores estratégias de recuperação destes ambientes e a manutenção de seu funcionamento.

Palavras-chave: Fósforo. Funcionamento ecossistêmico. Nitrogênio. Rios. Retenção de nutrientes.

ABSTRACT

MOURA, L.D.L. **Restoration of tropical streams:** structural and non-structural measures that favour nutrient retention - case study in the Espirado stream (São Carlos, SP). 2022. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2022.

Aquatic environments provide important ecosystem services (e.g., nutrient cycling). However, streams are often subjected to negative impacts (e.g., pollution and removal of riparian vegetation) that compromise their qualitative and quantitative aspects. Understanding the ecosystem functioning of such systems is fundamental for the implementation of appropriate recovery strategies. In this sense, there are structural recovery techniques, which modify the configuration of the body of water (e.g., recreation of meanders and reconnection with the floodplains) and non-structural, which act indirectly (e.g., restoration of the riparian zone) on the causes of degradation. The present research aimed to evaluate how modifications in water residence time and light availability can influence nutrient retention in tropical streams. The study was conducted in Espirado stream (São Carlos, SP), and was divided into two phases. In Phase 1, experimentally, structural (addition of temporary barriers) and non-structural (use of artificial shading) techniques were applied or simulated in a 180 m stretch of river. Four nutrient additions (ammonium, NH_4^+ , and phosphate, PO_4^{3-}) were performed, using the Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization (TASCC) methodology. The first three additions occurred on the same day, while the fourth was performed approximately 96h after the initial experiments. The metrics: environmental nutrient retention distance (S_{w-amb}); environmental nutrient retention rate (U_{-amb}); and environmental nutrient retention velocity (V_{f-amb}) were analyzed. Phase 2 consisted of the insertion of artificial substrates for biofilm growth, in preserved and modified sections of the stream, with different levels of shading naturally generated by vegetation cover. Three collections were performed in this phase, totaling 56 days of experiment, analyzing the concentration of chlorophyll-a in the substrate. In Phase 1, the additions of barriers and shade cloth influenced the retention metrics of the nutrients studied. For NH_4^+ , S_{w-amb} showed values between 49-245 m, U_{-amb} ranged from 15.9-68.1 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ and V_{f-amb} showed a range of 8-34 mm min^{-1} . Regarding PO_4^{3-} , S_{w-amb} ranged from 115-248 m, U_{-amb} obtained values between 21.9-173.2 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ and V_{f-amb} ranged from 7.9-17.0 mm min^{-1} . The results suggested that higher light availability stimulated the retention of PO_4^{3-} , while under higher shading conditions, NH_4^+ retention was favored. In Phase 2, the results indicated a relationship between light availability and chlorophyll-a concentration, which was between

$<0.1 \pm 0.5 \text{ mg m}^{-2}$ and $34.6 \pm 1.1 \text{ mg m}^{-2}$. It was observed that even relatively simple, short-term modifications altered NH_4^+ and PO_4^{3-} retention metrics, which carries implications for the management and recovery of these water bodies. Finally, this study highlighted the importance of directing more studies to tropical streams, aiming for better strategies for the recovery of these environments and the maintenance of their functioning.

Key-words: Phosphorus. Ecosystem functioning. Nitrogen. Rivers. Nutrient retention.

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Categorias dos Serviços Ecossistêmicos (SE)	33
---	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Variáveis da água analisadas em laboratório, com seus respectivos métodos, equipamentos utilizados e referências	53
Tabela 2 - Métricas de retenção obtidas pelo método TASCC e suas respectivas descrições	54
Tabela 3 - Experimentos de adição de nutrientes, com suas respectivas configurações	55
Tabela 4 - Medidas de vazão ($L s^{-1}$) e velocidade média ($m s^{-1}$) de cada pulso de nutrientes (Experimento).....	61
Tabela 5 - Métricas de retenção dos nutrientes NH_4^+ e PO_4^{3-} nos experimentos E1, E2, E3 e E4.....	62
Tabela 6 - Métricas de retenção para os nutrientes NH_4^+ e PO_4^{3-} , referentes aos experimentos realizados por Cunha et al. (2018) (Sem barreiras/com barreiras) e pela autora do presente estudo (2019) (E1/E2)	63
Tabela 7 - Métricas de retenção de NH_4^+ em clima temperado e clima tropical. EN: Estado Natural; UA: Uso Agrícola.....	71
Tabela 8 - Métricas de retenção de PO_4^{3-} em clima temperado e tropical. EN: Estado natural; UA: Uso agrícola.....	72
Tabela 9 - Concentração de clorofila-a ($mg m^{-2}$) e densidade da cobertura vegetal (%) na 1ª, 2ª e 3ª coletas, em pontos do trecho natural (Mata1,2,3) e canalizado (Canal1,2,3,4).....	74

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Síntese da relação entre o aumento da complexidade de um canal e sua possível influência no transporte de nutrientes.....	46
Figura 2 – Mapa de localização da área de estudo - riacho Espraiado (São Carlos, SP)	50
Figura 3 - Fotos representativas das áreas de estudo, (a) Trecho Espraiado canalizado- Esp canal; (b) Trecho Espraiado natural – Esp mata.....	51
Figura 4 - Representação do experimento de retenção de nutrientes (E1,E2,E3), por meio do acréscimo de barreiras para modificação da velocidade da água e tempo de residência hidráulica do trecho retificado. (a) e (b) representam as barreiras colocadas	55
Figura 5 - Representação esquemática da configuração do trecho canalizado do riacho Espraiado, com as diferentes configurações de barreiras (E1, E2 e E3) e tela de sombreamento (E4), da Fase 1	56
Figura 6 - Foto representativa do trecho Esp canal coberto por tela de sombreamento 50% para experimento de retenção de nutrientes. (a) e (b) representam a tela ao longo dos 180 m.....	56
Figura 7 - Representação dos substratos artificiais para desenvolvimento de biofilme, (a) e (b) esquematizam as estruturas colocadas no trecho natural (Esp mata) e (c) representa as colocadas no trecho canalizado (Esp canal)	58
Figura 8 - Porcentagem de cobertura vegetal no trecho natural (Esp mata) e trecho canalizado (Esp canal) do riacho em estudo.....	60
Figura 9 - Dados climatológicos do município de São Carlos (SP) durante o período de agosto de 2018 a agosto de 2019 e normais climatológicas (1981-2010). (a) Precipitação total mensal (mm) e (b) temperatura média do ar (°C)	61
Figura 10 – Métricas de retenção para NH_4^+ entre os anos 2017-2019. (a) Concentração ambiental ($\mu\text{g L}^{-1}$); (b) Distância ambiental de retenção (m); (c) Taxa de retenção ambiental ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ min}^{-1}$); (d) Velocidade ambiental de retenção (mm min^{-1}).....	68
Figura 11 – Métricas de retenção para PO_4^{3-} entre os anos 2017-2019. (a) Concentração ambiental ($\mu\text{g L}^{-1}$); (b) Distância ambiental de retenção (m); (c) Taxa de retenção ambiental ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ min}^{-1}$); (d) Velocidade ambiental de retenção (mm min^{-1}).....	69

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

BIOTACE	–	Laboratório de Biotoxicologia de Águas Continentais e Efluentes
DBO	–	Demanda Bioquímica de Oxigênio
EESC	–	Escola de Engenharia de São Carlos
FBN	–	Fixação Biológica do Nitrogênio
IBGE	–	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	–	Instituto Nacional de Meteorologia
IQA	–	Índice de Qualidade da Água
N	–	Nitrogênio
N ₂	–	Nitrogênio gasoso
NH ₃	–	Amônia
NH ₄ ⁺	–	Íon amônio
NO ₂ ⁻	–	Nitrito
NO ₃ ⁻	–	Nitrato
P	–	Fósforo
PO ₄ ³⁻	–	Fosfato
PPB	–	Produção Primária Bruta
RE	–	Respiração Ecossistêmica
SE	–	Serviços Ecossistêmicos
SNIS	–	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SRP	–	<i>Soluble Reactive Phosphorus</i>
TASCC	–	<i>Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization</i>
USP	–	Universidade de São Paulo
ZAT	–	Zona de armazenamento temporário

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	29
2 REVISÃO DA LITERATURA	33
2.1 Serviços ecossistêmicos desempenhados por cursos d'água	33
2.2 Ciclos biogeoquímicos em ambientes aquáticos: N e P	34
2.3 Mecanismos de retenção de nutrientes em riachos.....	38
2.4 Estudos sobre retenção de nutrientes em riachos tropicais.....	42
2.5 Técnicas de recuperação de rios	43
3 OBJETIVOS	48
4 MATERIAL E MÉTODOS	50
4.1 Área de estudo	50
4.2 Fase 1 – Experimento de manipulação do canal e adição de nutrientes	51
4.2.1 Estimativa da densidade de cobertura vegetal	51
4.2.2 Variáveis climatológicas.....	52
4.2.3 Variáveis hidrológicas	52
4.2.4 Variáveis da água.....	53
4.2.5 Experimento de retenção de nutrientes	53
4.3 Fase 2 – Implantação de substratos artificiais para desenvolvimento de biofilme.....	57
4.3.1 Quantificação da clorofila bentônica	58
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	60
5.1 Fase 1 – Experimento de manipulação do canal e adição de nutrientes	60
5.1.1 Caracterização geral da mata ciliar	60
5.1.2 Variáveis climatológicas.....	60
5.1.3 Variáveis hidrológicas	61
5.1.4 Implantação de barreiras	62

5.1.5 Implantação de tela: efeitos da disponibilidade de luz	64
5.2 Métricas de retenção no riacho do Espriado, entre os anos 2017-2019.....	65
5.3 Comparação das métricas de retenção de nutrientes em ambientes temperados e tropicais.....	70
5.4 Fase 2 – Implantação de substratos artificiais para desenvolvimento de biofilme.	73
6 CONCLUSÕES	77
REFERÊNCIAS	78

1 INTRODUÇÃO

Os rios sempre fizeram parte da vida dos seres humanos, atuando como elementos essenciais para a sobrevivência e desenvolvimento da sociedade. Em condições preservadas, os ecossistemas aquáticos viabilizam serviços ecossistêmicos (SE) valiosos para a vida no Planeta (COSTANZA et al., 1997, 2014). No entanto, atividades antrópicas têm introduzido poluentes a tais ambientes e ocasionado degradação da qualidade da água, colocando em risco a biodiversidade aquática e a saúde pública (GARCIAS; AFONSO, 2013; MARTINELLI; SILVA; CAMARGO, 2002). As fontes de contaminação aquática podem ser de origem pontual, como o despejo de efluentes industriais e esgotos domésticos, ou difusa, como o escoamento superficial de áreas agrícolas e urbanas, que podem carrear uma série de poluentes (e.g., metais, agrotóxicos) aos cursos d'água (ARIAS et al., 2007).

A Fundação SOS Mata Atlântica, entre os anos de 2020-2021, estudou a qualidade da água de 130 pontos de coleta pertencentes a 77 rios distribuídos em 17 estados brasileiros (Relatório “Observando os Rios 2021”). O estudo analisou 16 parâmetros da água, considerando aspectos físicos, químicos, biológicos e de percepção e concluiu que aproximadamente 73% dos pontos analisados apresentaram qualidade regular. Estes resultados podem colocar em alerta o panorama geral sobre a situação dos rios brasileiros (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2021).

Conforme o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), em 2020, o índice de esgoto tratado em relação à água consumida era cerca de 50,8% em território brasileiro. Este valor indica que mais da metade dos esgotos gerados no Brasil não recebe o devido tratamento, podendo colocar em risco a integridade de corpos hídricos, alterando suas condições ecológicas e afetando os seus usos múltiplos da água (ESTEVES, 1998; LAMMERS; BLEDSOE, 2017). Os esgotos, em geral, são ricos em matéria orgânica, nutrientes (e.g. nitrogênio, N e fósforo, P), e microrganismos patogênicos, acarretando potenciais prejuízos para os corpos d'água (VON SPERLING, 1996).

A presença de matéria orgânica na água provoca consumo de oxigênio dissolvido, que é utilizado biologicamente para a estabilização dos compostos (BRAGA et al., 2003). O desequilíbrio entre a produção e o consumo de oxigênio pode causar prejuízos, principalmente para organismos aeróbios (BRAGA et al., 2003). Já o excesso de nutrientes, em especial N e P, ocasiona maior produção fotossintética e consequente aumento exacerbado da quantidade de produtores primários (plantas e algas unicelulares), processo conhecido como eutrofização (CALIJURI; CUNHA, 2013). À medida que tais organismos morrem e se decompõem,

aumenta-se a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), diminuindo a disponibilidade de oxigênio na água para outros seres vivos. Isso pode causar a morte de organismos que vivem no meio aquático e origina as denominadas zonas mortas (CALIJURI; CUNHA, 2013).

Cursos d'água possuem mecanismos de retenção e transformação de nutrientes, que ocorrem devido a processos biológicos (e.g., assimilação por organismos) e físico-químicos (e.g., adsorção, sedimentação) (FINKLER, 2018; VON SPERLING, 1996). A esse processo dá-se o nome de autodepuração, que é a capacidade que ambientes aquáticos têm de neutralizar cargas poluidoras, restabelecendo suas condições ambientais anteriores aos distúrbios (VON SPERLING, 1996).

Na literatura existem diversos trabalhos dedicados ao estudo da recuperação de corpos hídricos (e.g., BERNHARDT; PALMER, 2011; BUKAVECKAS, 2007; JOHNSON et al., 2016). A recuperação destes ecossistemas pode proporcionar melhoria da qualidade da água, diversidade de habitats para a vida animal, além de fornecer novas áreas para recreação (JOHNSON et al., 2016). Para isso, podem-se aplicar técnicas estruturais (e.g., aumento da sinuosidade) e não estruturais (e.g., recuperação da mata ciliar). As técnicas estruturais envolvem alterações diretas no ambiente, com o uso de equipamentos ou obras. Por outro lado, as técnicas não estruturais baseiam-se em medidas indiretas, que atuam nos agentes de contaminação ou impactos ambientais (GRULL, 2013). Em riachos de pequeno porte (1- 3ª ordem), a recomposição da vegetação ripária pode ter efeitos mais significativos do que em corpos hídricos de ordens superiores. Isto ocorre, pois o sombreamento e a adição de material alóctone promovidos pela vegetação do entorno podem afetar diretamente os pode ter efeito direto sobre riachos de menores dimensões (VANNOTE et al., 1980).

A retenção de nutrientes pode estar relacionada com a recuperação de ambientes aquáticos (JOHNSON; WARWICK; SCHUMER, 2015). Neste sentido, o método TASCC (*Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization*) permite quantificar de forma rápida, relativamente simples e barata, a cinética da retenção de nutrientes em um corpo hídrico. Com apenas uma adição de nutrientes (pulso), a metodologia permite caracterizar os padrões de transporte e ciclagem de nutrientes em um riacho (COVINO, MCGLYNN; MACNAMARA, 2010).

Existe uma diversidade de trabalhos relacionados à retenção de nutrientes e recuperação de riachos em zonas temperadas (DAY; HALL, 2017; GIBSON et al., 2015; POLVI et al., 2020; VON SCHILLER et al., 2008). No entanto, as descobertas relacionadas a essas áreas não são necessariamente representativas para todas as outras partes do mundo, pois os mecanismos de retenção são influenciados por fatores ambientais (e.g., temperatura) específicos de cada

região (TANIWAKI et al., 2017). Em ambientes tropicais e países em desenvolvimento, nota-se que os corpos hídricos podem estar mais suscetíveis a atividades antrópicas (e.g. lançamento de esgotos) (CUNHA et al., 2022), se comparados aos presentes em ambientes temperados (MATSON et al., 1999; TANIWAKI et al., 2017). No entanto, existem poucos estudos (e.g., CUNHA et al., 2018; GÜCKER; BOËCHAT, 2004) sobre a dinâmica da retenção de nutrientes nessas regiões, o que torna mais difícil o entendimento dos mecanismos de retenção em tais áreas. Desta forma é necessário que sejam direcionadas mais pesquisas ligadas ao estudo da retenção de nutrientes em riachos tropicais.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Serviços ecossistêmicos desempenhados por cursos d'água

Os serviços ecossistêmicos (SE) podem ser definidos como processos realizados por ambientes naturais e que geram benefícios para a humanidade, por meio de bens e serviços (ANDRADE; ROMEIRO, 2009; HUETING et al., 1998). O Millennium Ecosystem Assessment (2003), classifica tais serviços em quatro categorias: provisão ou abastecimento, regulação, suporte e culturais. Os SE se relacionam com uma gama de aspectos, que vão desde o fornecimento de madeira a benefícios espirituais (Quadro 1).

Quadro 1 - Categorias dos Serviços Ecossistêmicos (SE)

Provisão	Produtos adquiridos dos ecossistemas, como, água, alimentos, fibras, madeira e demais elementos utilizados como fonte de energia. Enquadram-se aqui também recursos genéticos, produtos ligados à bioquímica, farmácia e medicina.
Regulação	Regulação dos processos ecossistêmicos, como a polinização, a purificação da água, a regulação de processos erosivos, o tratamento de resíduos, a regulação de doenças, o equilíbrio climático e a proteção diante de desastres naturais.
Cultural	Benefícios não materiais referentes à diversidade cultural, valores estéticos, concepções religiosas e espirituais, além da geração de conhecimento e educação.
Suporte	É o SE que dá suporte aos outros três serviços, pois se relaciona com a produção primária e de oxigênio atmosférico, aos processos de formação e retenção de solo, ciclagem da água e de nutrientes.

Fonte: adaptado de Brasil (2018) e Millennium Ecosystem Assessment (2003).

Os rios desempenham SE fundamentais para a manutenção da vida no Planeta (WIEDERKEHRA et al., 2020). O principal SE associado aos rios é o de suporte, com destaque para o transporte, a retenção e a ciclagem de nutrientes (MCCLAIN et al., 2003). Cursos d'água são sistemas capazes de naturalmente neutralizar cargas poluidoras, processo conhecido como autodepuração (VON SPERLING, 1996). Este fenômeno é utilizado pela humanidade há décadas (FINKLER et al., 2021). O mesmo envolve mecanismos de retenção e transformação de nutrientes, relacionados a processos biológicos (e.g., transformação e assimilação por organismos) e físico-químicos (e.g., adsorção, sedimentação) (FINKLER, 2018; VON SPERLING, 1996).

Características particulares de cada corpo hídrico influenciam na concentração de poluentes que o mesmo é capaz de assimilar, sem que ocorram prejuízos ambientais para o meio aquático (VON SPERLING, 1996). Estudos observaram que cursos d'água com suas características naturais preservadas (e.g., sinuosidade, vegetação nativa) tendem a realizar maior retenção de nutrientes, comparados aos que foram antropicamente modificados (e.g., canalizados e retificados) (BERNOT; DODDS; 2005; COVINO; MCGLYNN; MCNAMARA, 2010; CUNHA et al., 2018).

A qualidade da água dos rios pode ser afetada pelo excesso de nutrientes, como nitrogênio (N) e fósforo (P) (BERNOT; DODDS; 2005). Neste sentido, a retenção e remoção de N e P dos cursos d'água é um importante processo para conter o transporte de nutrientes que atingem lagos, estuários e oceanos, e assim, mitigar os possíveis impactos desencadeados pela eutrofização (FINKLER, 2018). A retenção de nutrientes em rios já foi amplamente estudada em ambientes temperados (GÜCKER; BOËCHAT, 2019; WANTZEN et al., 2019). No entanto, estudos sobre tal processo em rios de zona tropical ainda apresentam pouca representatividade (TANIWAKI et al., 2017; WIEDERKEHRA et al., 2020). Os estressores de rios temperados tendem a ser distintos dos que afetam rios tropicais (CUNHA et al., 2022), principalmente pelas diferentes características do processo de urbanização que ocorrem nestes ambientes (WANTZEN et al., 2019; WIEDERKEHRA et al., 2020). Por este motivo, é necessário que mais trabalhos sobre a retenção de nutrientes em rios sejam desenvolvidos em zonas tropicais.

2.2 Ciclos biogeoquímicos em ambientes aquáticos: N e P

O N é um elemento químico essencial para a manutenção da vida na Terra, pois constitui os aminoácidos e está presente no DNA e RNA (GARCIA; CARDOSO; SANTOS, 2013). O N na forma gasosa (N_2) é o elemento mais abundante na atmosfera, representando 78% de sua composição (CHAPIN; MATSON; VITOUSEK, 2011; GOMES et al., 2000). No entanto, é necessário que o N_2 esteja associado a moléculas de oxigênio, carbono ou hidrogênio para tornar-se reativo e biologicamente disponível para a maioria dos seres vivos (GARCIA; CARDOSO; SANTOS, 2013).

Apenas alguns organismos conseguem utilizar o N_2 diretamente da atmosfera, reduzindo-o a amônia (NH_3) (RODRIGUES et al., 2017). Este processo é denominado fixação biológica do nitrogênio (FBN) (GALLOWAY et al., 2003). A NH_3 dissolve-se na água, combina-se a prótons e origina íons amônio (NH_4^+) (CALIJURI; CUNHA, 2013). O NH_4^+ é um

componente biodisponível para os vegetais, que o incorporam na biomassa (GALLOWAY et al., 2003). No solo, os grupos de bactérias que realizam o processo de FBN pertencem ao gênero *Frankia* e *Rhizobium*, as quais vivem de maneira simbiótica nas raízes de leguminosas (e.g., soja, feijão, ervilha) (RODRIGUES et al., 2017). No meio aquático, a FBN é viabilizada por cianobactérias (*Anabaena* e *Nostoc*) e bactérias fotossintetizantes, estas últimas mais comuns em meios lênticos (CALIJURI; CUNHA, 2013; FINKLER, 2018).

Nos ambientes aquáticos e terrestres a degradação da matéria orgânica (MO) é a principal origem do N disponível (BALOTA; AULER, 2011). A decomposição da MO permite a transformação de aminoácidos, proteínas e ácidos nucleicos em compostos de mais fácil assimilação, como N orgânico, NH_3 , nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (BALOTA; AULER, 2011; RODRIGUES et al., 2017). Da MO decomposta, a NH_3 é uma forma nitrogenada facilmente assimilável por outros organismos, tornando a NH_3 um composto potencialmente limitante para o meio em que se encontra (SOUZA; ENRICH-PRAST, 2012). A NH_3 e NH_4^+ podem também ser disponibilizados no ambiente por meio das excretas nitrogenadas de organismos heterotróficos (SOUZA; ENRICH-PRAST, 2012).

O NH_4^+ é oxidado e passa pelo processo de nitrificação, em que há formação de NO_3^- . Inicialmente ocorre a oxidação de NH_4^+ a NO_2^- , seguida da transformação de NO_2^- a NO_3^- (CALIJURI; CUNHA, 2013). Existem ainda microrganismos que, na ausência de oxigênio, utilizam conjuntamente NO_2^- e NO_3^- como aceptores de elétrons para a oxidação anaeróbia da matéria orgânica, reduzindo a NO_3^- a N_2 , processo conhecido como desnitrificação, o qual fecha o ciclo do N, por retornar N_2 à atmosfera (SOUZA; ENRICH-PRAST, 2012). Em ambientes aquáticos, a presença de NH_3 e NH_4^+ é influenciada pelo pH do meio (SOUZA; ENRICH-PRAST, 2012). Em geral, a forma NH_4^+ é predominante, pois o NH_4^+ é favorecido em faixas de pH ácidas, enquanto o NH_3 ocorre principalmente entre pH 8-10, faixa alcalina menos comum em cursos d'água (JOHNSON et al., 2008; SOUZA; ENRICH-PRAST, 2012).

Antes das grandes interferências humanas, os principais processos que disponibilizavam N no ambiente eram a interação do N_2 com raios de tempestades e a fixação biológica (GARCIA; CARDOSO; SANTOS, 2013). No entanto, com o avanço da tecnologia foi possível realizar artificialmente a fixação do N, com o objetivo principal de produzir fertilizantes para o solo, aumentando a disponibilidade deste elemento no ambiente (GALLOWAY et al., 2003).

O excesso de N em ambientes aquáticos, assim como o excesso de P, pode desencadear uma série de eventos prejudiciais à qualidade da água (CHAPIN; MATSON; VITOUSEK, 2011). A combinação entre disponibilidade luminosa (i.e., menor sombreamento) e maior concentração de nutrientes favorece a autotrofia, resultando na proliferação acelerada de algas

(*bloom* de algas) - eutrofização (BARRETO et al., 2013; LAMMERS; BLEDSOE, 2017). Este fenômeno reduz a concentração de oxigênio dissolvido na água e pode liberar toxinas em caso de presença de certas cepas de cianobactérias, ameaçando a vida aquática (CHAPIN; MATSON; VITOUSEK, 2011). Segundo Lammers e Bledsoe (2017), o excesso de algas em cursos d'água compromete a harmonia paisagística, as atividades de recreação e pode até mesmo colocar infraestruturas em risco (e.g., danos a turbinas de centrais hidrelétricas)

O P também é um elemento essencial para a vida na Terra, pois compõe moléculas de DNA e RNA, além de participar de outras atividades metabólicas (WESTHEIMER, 1987). O P é originariamente obtido a partir da extração de rochas fosfáticas, também chamadas fosforites (PANTANO et al., 2016). Devido ao longo tempo de formação destas rochas, o elemento pode ser considerado um recurso não renovável (PANTANO et al., 2016). O ciclo do P inicia-se com processos de intemperismo que atuam sobre as rochas fosfáticas, liberando assim íons fosfato (PO_4^{3-}) no solo. Desta maneira, o fosfato torna-se disponível para espécies vegetais que vão disponibilizar o elemento aos outros níveis tróficos (PANTANO et al., 2016). Este elemento retorna ao solo pela decomposição da matéria orgânica ou pelas excretas animais, principais fontes de P biodisponível (CHAPIN; MATSON; VITOUSEK, 2011). Em ambientes aquáticos, o P é majoritariamente encontrado na forma inorgânica e solúvel, PO_4^{3-} (JOHNSON et al. 2016). O P atinge cursos d'água principalmente pela lixiviação, dejetos de organismos presentes na água e descargas de águas residuárias (JOHNSON et al. 2016). É no meio aquático, em especial marinho, onde existem as principais reservas de rochas fosfáticas, originadas pela precipitação de sedimentos ao longo de milhares de anos (FINKLER, 2018; PANTANO et al., 2016). Além disso, Smil (2000) relatou que o principal fluxo de deslocamento do P ocorre por vias hidrológicas, as quais encaminham o P presente no solo aos oceanos.

O modelo de agricultura estimulado pela chamada “Revolução Verde”, na década de 1920, impulsionou a excessiva aplicação de fertilizantes fosfatados no solo (SMIL, 2000). A quantidade de P aplicada nas últimas décadas é da ordem de 10 - 15 Tg P ano⁻¹, que representa aproximadamente um terço do montante de P naturalmente circulado em todos os ambientes terrestres (CHAPIN; MATSON; VITOUSEK, 2011). Esta prática desencadeia um excedente de compostos fosfatados no ambiente, afetando o ciclo biogeoquímico natural deste elemento. Ao considerar que o P é um elemento limitante para a produção primária em ambientes aquáticos, especialmente lênticos, o excesso deste nutriente pode ocasionar desequilíbrios ambientais, como a eutrofização (CHAPIN; MATSON; VITOUSEK, 2011).

A erosão das encostas e margens é uma fonte significativa de adição de sedimentos aos rios. As partículas desprendidas do solo entram em contato com a água, liberando P, que pode

ser transportado pela corrente (FOX; PURVIS; PENN; 2016). Estudos de Sekely, Mulla e Bauer (2002) e Winchell et al. (2011) desenvolvidos em bacias hidrográficas nos Estados Unidos, estimaram que processos erosivos sejam responsáveis pelo aporte de 10 - 50% da concentração total de P nessas regiões. Por não apresentar uma fase gasosa, o P, diferentemente dos compostos nitrogenados, não passa por processos que o removam permanentemente do ambiente aquático (LAMMERS; BLEDSOE, 2017; RECORDS; WOHL; ARABI, 2016). Para Records, Wohl e Arabi (2016), este elemento pode ser temporariamente removido da água por processos como a assimilação biológica. A sedimentação do P em várzeas e leitos de rios pode ser um mecanismo de remoção a longo prazo, pois é possível que o nutriente fique armazenado por muitos anos nestas áreas (RECORDS; WOHL; ARABI et al., 2016).

Ao considerar a presença de N e P nos cursos d'água, é importante notar que a concentração destes elementos pode afetar os processos de retenção e ciclagem de nutrientes desempenhados por estes ecossistemas (GABRIELE; WELTI; HEIN, 2013; GÜCKER; PUSCH, 2006). Estudos indicam que ambientes aquáticos com maiores concentrações de N e P tendem a ter um menor desempenho na retenção de nutrientes, ao contrário do que se observa em ambientes lóticos preservados, isto é, com menores concentrações destes elementos (COVINO, MCGLYNN; MCNAMANA, 2010; GALLOWAY et al., 2003).

A retenção de N e P em meio aquático é comumente analisada empregando o conceito da espiral de nutrientes, o qual relaciona processos de ciclagem e transporte nutrientes ao longo do curso de um rio (GÜCKER; PUSCH, 2006; NEWBOLD et al. 1981). A espiral de nutrientes possui dois processos principais, sendo a conversão da matéria inorgânica para orgânica, e posteriormente, a transformação da matéria orgânica em inorgânica (WEBSTER et al., 2003). O caminho percorrido por um átomo de nutriente é representado pelo comprimento de uma espiral, isto é, a distância média percorrida por uma molécula até fechar o ciclo (completar um "loop" da espiral), desde a forma inorgânica dissolvida na coluna d'água, passando pelo leito do rio e incorporação à biomassa de organismos, até ser remineralizada na água por processos de decomposição e excreção (BOUWMAN et al., 2013; STREAM SOLUTE WORKSHOP, 1990). Quanto menor for esta distância percorrida, mais eficiente será a ciclagem do nutriente (NEWBOLD et al., 1981).

A espiral de nutrientes é um processo que contribui para os serviços ecossistêmicos desempenhados por ambientes aquáticos, em especial, para a purificação das águas (PALMER et al., 2004). Analisar este fenômeno permite compreender o caminho de cargas poluidoras (e.g. ricas em nutrientes, como N e P) lançadas no ambiente (WEBSTER et al., 2003). Por este

motivo, o comportamento da espiral pode ser um indicador das condições ecológicas em que os corpos hídricos se encontram (GÜCKER; BOËCHAT, 2019).

2.3 Mecanismos de retenção de nutrientes em riachos

Os rios atuam tanto no transporte quanto na retenção e transformação de nutrientes (DAY; HALL, 2017; MCCLAIN et al., 2003). Para Bouwman et al. (2013), diferentes compartimentos de um ecossistema (e.g. solo, vegetação ripária, riachos, rios, reservatórios) atuam como filtros que retêm uma parcela dos nutrientes transportados. A retenção pode ocorrer por mecanismos bióticos e abióticos (CUNHA et al., 2018; MCMILLAN et al. 2014), variando também entre processos temporários (e.g., sedimentação, adsorção, dessorção, assimilação biológica) ou permanentes (e.g., desnitrificação) (FINKLER, 2018). Em meio aquático, o armazenamento temporário de nutrientes ocorre quando os mesmos são retidos biológica ou fisicamente, para serem posteriormente liberados de volta à coluna d'água (CRAIG et al., 2008).

Em ambientes lóticos, como riachos, a retenção de nutrientes por sedimentação é influenciada pela velocidade das correntes (FINKLER, 2018). Menores velocidades propiciam a sedimentação, que por sua vez favorece processos de adsorção de nutrientes em materiais em suspensão, compostos orgânicos e partículas de solo negativamente carregadas (FINKLER, 2018; JOHNSON et al., 2016). Mulholland; Steinman e Elwood (1990) identificaram que em riachos com menores concentrações de PO_4^{3-} ($< 5\mu\text{gP/L}$), mecanismos de retenção bióticos são dominantes. Por outro lado, em ambientes com maior presença de PO_4^{3-} ($> 5\mu\text{gP/L}$), pode ocorrer saturação biológica de P, então processos de retenção abióticos, como a adsorção, tornaram-se mais relevantes (MULHOLLAND; STEINMAN; ELWOOD, 1990). No entanto, Peterson et al. (2001) afirmam que pode ser difícil distinguir os processos físicos dos biológicos que governam a retenção de nutrientes. Isto porque estes mecanismos se inter-relacionam, de modo que pode haver adsorção do nutriente ao sedimento, e em seguida, ocorrer assimilação biológica do mesmo (GÜCKER; PUSH, 2006; PETERSON et al. 2001). Finkler et al. (2021) apontaram que o excesso de compostos, como N e P, em ambientes aquáticos pode prejudicar a eficiência de remoção de nutrientes pela biota.

Quando o N e o P são assimilados à biomassa podem retornar ao ambiente por meio das excretas ou decomposição da matéria orgânica (SOUZA; ENRICH-PRAST, 2012). De maneira semelhante, N e P adsorvidos aos sedimentos podem ser ressuspensos e disponibilizados novamente na coluna d'água devido às turbulências e agitações ocorridas no

meio (JOHNSON et al., 2016). Para N e P já incorporados à matéria orgânica ou já adsorvidos ao material particulado, o soterramento de sedimentos no leito dos rios pode ser considerado um processo de retenção mais duradouro (JOHNSON et al., 2016). A assimilação biológica é responsável por cerca de 70 a 80% da retenção de NH_4^+ em riachos (PERTESON et al., 2001). Potter et al. (2010) indicaram que em rios tropicais, a desnitrificação é responsável por 20% a 35% da remoção de N orgânico.

A retenção biológica é desempenhada pelos diversos seres vivos que compõem a biota (e.g. vegetação, microrganismos, algas), os quais assimilam e retêm os nutrientes, até liberá-los novamente por meio da decomposição e remineralização (CRAIG et al., 2008). Por sua vez, a retenção física está relacionada com compartimentos do rio em que a velocidade da água é menor, como em zonas hiporreicas e áreas de remanso (ENSIGN; DOYLE, 2005; HALL; BERNHARDT; LIKENS, 2002). Além disso, as características do substrato, como o tamanho das partículas, também influenciam nos processos de retenção de nutrientes (HALL; BERNHARDT; LIKENS, 2002).

Corpos hídricos apresentam diferenças em suas características físicas, químicas e biológicas, fatores estes que influenciam na retenção de N e P (ARGERICH et al., 2011; MCCLAIN et al., 2003). Estudos apontam que a estrutura e a complexidade de um canal atuam no potencial que o mesmo tem de reter nutrientes (GRIMM et al., 2005; GÜCKER; BOËCHAT, 2004; VALETT; CRENSHAW; WAGNER, 2002). A complexidade de um canal é constituída a partir de uma série de características, como a presença de meandros, zonas hiporreicas, diversidade de habitats e a presença de vegetação ripária (FINKLER, 2018; LACEBY, 2017). Além disso, maior complexidade de cursos d'água favorece a formação de zonas de armazenamento temporário (ZATs) (FINKLER, 2018; GÜCKER; BOËCHAT, 2004). As ZATs são compartimentos dos cursos hídricos nos quais a velocidade da água é muito menor do que a velocidade média nas outras áreas do canal, resultando em um maior tempo de residência hidráulica nestas regiões (ARGERICH et al., 2011; WEBSTER et al. 2003). Desta forma, as ZATs permitem maior interação entre os nutrientes, a água, e os processos de retenção abióticos e bióticos que aí ocorrem (ARGERICH et al., 2011).

Gücker e Boëchat, (2004) realizaram um estudo para avaliar a retenção de NH_4^+ em 12 corpos hídricos no Brasil, concluindo que rios com maiores tempos de residência da água conduziam a maior retenção deste nutriente. Os autores apontaram que as ZATs foram responsáveis por 52 - 85% da retenção de NH_4^+ (GÜCKER; BOËCHAT, 2004). Resultados de Argerich et al. (2011) demonstraram que a retenção de nutrientes em ZATs depende de outros

fatores, além do tamanho destes compartimentos. Para os autores, a diversidade na composição física e biótica destas áreas, resulta em diferentes taxas de retenção (ARGERICH et al., 2011).

A retenção de nutrientes em rios é influenciada também pela profundidade e proporção entre a área de superfície e a largura do canal (PETERSON et al., 2001). Rios pequenos (largura <10 m), com destaque para rios de cabeceira, tendem a ser mais retentivos, pois apresentam menor profundidade e maior relação entre área superficial e o volume (PETERSON et al., 2001). Esta característica proporciona maior interação entre os nutrientes, os sedimentos e os biofilmes submersos na água, facilitando retenção e remoção de compostos (STREAM SOLUTE WORKSHOP, 1990). Além disso, riachos de cabeceira tendem a possuir baixas concentrações basais de nutrientes e maior sombreamento, tornando a disponibilidade de luz e nutrientes fatores limitantes para processos fotossintetizantes (KISAKA et al., 2021).

A ação biológica de organismos presentes nos biofilmes é relevante para a retenção e transformação de compostos em ambientes aquáticos (HALL; TANK, 2003). A disponibilidade de nutrientes (e.g. N e P) e luz solar são fatores que regulam o crescimento da comunidade perifítica (biofilme) em ambientes lóticos (BORCHARDT, 1996; HILL; RYON; SCHILLING, 1995; VON SCHILLER et al., 2007). A vegetação ripária é o fator preponderante no controle da entrada de luz em corpos hídricos com menores dimensões e com baixa quantidade de material suspenso (VON SCHILLER et al., 2007). A incidência luminosa afeta o crescimento das comunidades bentônicas, pois maior disponibilidade de luz aumenta a temperatura da água, favorecendo a proliferação de organismos, como algas (HILL; RYON; SCHILLING, 1995; SUDDUTH et al., 2011; VON SCHILLER et al., 2007).

A Produção Primária Bruta (PPB) é geralmente maior em rios com pouco sombreamento e baixo aporte alóctone (WEBSTER et al., 2003). O oposto ocorre em rios sombreados pela vegetação ripária, a qual também promove maior contribuição de material orgânico alóctone, o que pode resultar em menor PPB e maior Respiração Ecossistêmica (RE) (WEBSTER et al., 2003). De acordo com o River Continuum Concept estabelecido por Vannote et al., (1980) a relação entre a PPB e a RE varia com o tamanho (i.e., ordem) do riacho/rio. Em cursos hídricos de até 3ª ordem, o controle da entrada de luz e aporte de material alóctone pela vegetação ripária é mais significativo do que em rios de ordens superiores, podendo influenciar no metabolismo ecossistêmico (VANNOTE et al., 1980).

Um estudo realizado por Sabater et al. (2000) indicou que a retenção de PO_4^{3-} é favorecida em rios mais expostos à luminosidade. Maior temperatura e disponibilidade de carbono (C) intensificam a assimilação de PO_4^{3-} por organismos autótrofos, como algas (MCMILLAN et al. 2014). Por outro lado, a retenção de NO_3^- ocorre principalmente em cursos

hídricos com sombreamento e maior complexidade do canal, indicando protagonismo da ação de organismos heterótrofos (MCMILLAN et al. 2014). Além disso, a presença de vegetação ripária influencia a hidrogeomorfologia do riacho, ao propiciar a entrada de materiais, como fragmentos de madeira e folhas, no riacho (CUNHA et al., 2022).

A comunidade de algas epilíticas (i.e., organismos que se desenvolvem na superfície de rochas) é diretamente afetada pela disponibilidade de luz, nutrientes (ZHANG et al., 2021) e pelas condições de temperatura (DONATO; ABUHATAB; SABATER, 2014). Guo et al. (2021) afirmaram que a formação do biofilme em superfícies ocorre em quatro fases: (1) Nos primeiros segundos a minutos inicia-se a formação de filme primário, devido a aderência de macromoléculas (orgânicas e inorgânicas); (2) nas horas subsequentes, células bacterianas e seres unicelulares eucarióticos começam a aderir o substrato; (3) nos próximos dias a semanas, esporos de macroalgas e larvas de organismos invertebrados se unem ao filme; (4) por fim, nas semanas a anos que seguem, organismos multicelulares passam a compor uma complexa comunidade, formando o biofilme. A presença de algas, fungos e bactérias é destaque nesta comunidade (VON SCHILLER et al., 2007).

Biofilmes atuam como hotspots para atividades enzimáticas, essenciais para os processos biogeoquímicos que ocorrem em ambientes aquáticos (BATTIN et al., 2016). Von Schiller et al. (2007) apontaram que os biofilmes possuem grande importância para a ciclagem de nutrientes, desempenhando funções de assimilação, transferência e remineralização. Estudos indicam que rios altamente impactados por ações humanas (e.g. enriquecidos com N e P) geralmente possuem biofilmes com organismos menos diversos, se comparados aos biofilmes de cursos d'água preservados (BESEMER, 2015). A diversidade de espécies pode beneficiar a assimilação de compostos (BESEMER, 2015).

É importante destacar que mudanças no uso e ocupação das áreas ao redor de rios podem alterar os fluxos de matéria (e.g., maior aporte de nutrientes) e energia (e.g. maior entrada de luz) afetando o funcionamento ecossistêmico de forma imprevisível (BATTIN et al., 2016; KISAKA et al., 2021; MARZOLF; ARDÓN, 2021). Temperaturas mais elevadas aceleram o metabolismo de organismos fotossintetizantes (e.g., algas, cianobactérias), acarretando em sua maior proliferação e comprometendo a qualidade da água (CALLISTO; MOLOZZI; BARBOSA, 2014). O aquecimento global pode agravar essa situação, pois além de aumentar as temperaturas médias favorece a ocorrência de eventos climáticos extremos. Estes eventos (e.g. secas prolongadas, concentração de precipitações) pode afetar também a disponibilidade hídrica, em especial, dos países em desenvolvimento (CUNHA et al., 2022) que tendem a ser menos resilientes às mudanças climáticas.

2.4 Estudos sobre retenção de nutrientes em riachos tropicais

Atualmente, estudos sobre a retenção e remoção de nutrientes em cursos d'água estão concentrados em ambientes temperados (GÜCKER; BOËCHAT, 2019), havendo menos conhecimento sobre o funcionamento destes mecanismos em climas tropicais. Os corpos hídricos destes locais possuem características particulares (e.g., temperaturas, disponibilidade de nutrientes), de forma que as interações de fatores físicos, químicos e biológicos geram efeitos distintos daqueles verificados em zonas temperadas (TANIWAKI et al., 2017). Outro ponto a se considerar é que os ecossistemas tropicais, em sua maioria pertencentes a países em desenvolvimento, tendem a um rápido crescimento populacional (OJIMA, 2011). Esta situação pode gerar desordenado crescimento urbano (MATSON et al., 1999), ameaçando a qualidade ambiental dos rios, com impacto negativo sobre os serviços ecossistêmicos (TANIWAKI et al., 2017).

Gücker e Boëchat (2019) estudaram rios brasileiros no bioma Cerrado e apontaram que os rios tropicais, em especial os preservados, possuíam maior eficiência na retenção de PO_4^{3-} e NH_4^+ , se comparados a cursos d'água em ambientes temperados. De acordo com resultados encontrados por Von Schiller et al. (2008), rios de 1ª ordem geralmente retêm mais PO_4^{3-} que rios de ordens superiores. Klocker et al. (2009) também destacaram a importância de rios de cabeceira no controle do transporte e retenção de N, sob determinadas condições hidrológicas e concentrações do nutriente. Em rios menores, há maior interação entre o volume de água, a área superficial e áreas mais reativas, como as zonas hiporreicas, favorecendo a retenção e processamento de nutrientes (JOHNSON et al., 2016).

Pequenos corpos hídricos, em especial os de primeira ordem, são altamente influenciados pelo escoamento superficial oriundo do seu entorno (RARES; BRANDIMARTE, 2011). Estes ecossistemas são vulneráveis à ação humana, de forma que as modificações realizadas nestas áreas podem afetar o transporte de nutrientes a jusante, propiciando fenômenos como a eutrofização (ALEXANDER; SMITH; SCHAWRZ, 2000). Bouwman et al. (2013) destacaram que, da escala local à global, os impactos em rios influenciam os ciclos de nutrientes, dado que rios percorrem ambientes terrestres, se conectam a outros rios e lagos e desembocam nos oceanos. As redes hídricas são formadas principalmente por pequenos riachos, os quais influenciam na remoção e transporte de nutrientes que circulam por cursos d'água maiores (ALEXANDER, SMITH; SCHWARZ, 2000; PETERSON et al., 2001). Rios menores são também os mais ameaçados por processos de urbanização, pois são

economicamente mais fáceis de modificar (e.g., retificar, tamponar) (ELMORE; KAUSHAL, 2008).

A retenção de nutrientes em um curso d'água pode ser influenciada pela concentração de nutrientes presentes no ambiente (FINKLER, 2018). Cargas poluidoras contendo NO_3^- podem saturar o ambiente aquático, de modo a diminuir a velocidade de retenção e interferir na atenuação natural da concentração de N em um rio (BERNOT; DODDS, 2005; GRIMM et al., 2005; KLOCKER et al., 2009). Resultados de Mulholland et al. (2008) indicaram que a eficiência de retenção biológica de N pode ser negativamente afetada em concentrações $>15 \mu\text{g N L}^{-1}$. Gücker e Boëchat (2019) observaram que rios próximos a regiões agrícolas apresentavam maiores velocidades da água e concentrações de nutrientes, comparados aos rios em ambientes naturais. Além do enriquecimento por nutrientes, é comum que rios de áreas agrícolas passem por simplificação estrutural (e.g., canalização), fatores que favorecem o transporte de nutrientes e suas possíveis consequências em áreas a jusante (GABRIELE; WELTI; HEIN, 2013).

2.5 Técnicas de recuperação de rios

Intervenções humanas, em especial as relacionadas à urbanização, modificam os rios, por meio do aporte de cargas poluidoras, retificação e tamponamento dos canais, além da remoção da vegetação ripária e do substrato natural (JOHNSON et al., 2016; PENNINO et al., 2014). Tais alterações podem aumentar a velocidade da água nos riachos, reduzir a presença de ZATs, bem como diminuir o tempo de retenção hidráulica no ambiente. As mudanças em aspectos hidrológicos e morfológicos dos rios afetam a duração e frequência da interação entre a água e os sedimentos presentes no canal, prejudicando a capacidade retentiva destes ambientes (BUKAVECKAS, 2007; GABRIELE; WELTI; HEIN, 2013; HESTER; GOOSEFF, 2010; WANTZEN et al., 2019).

Apesar de processos de degradação serem, em geral, complexos de reverter (BERNHARDT; PALMER, 2011), tentativas de recuperação podem proporcionar benefícios ecológicos importantes para o sistema aquático (FINDLAY; TAYLOR, 2006; LAMMERS; BLEDSOE, 2017; VEROL et al., 2019). A recuperação de rios visa atingir uma gama de aspectos físicos, ecológicos e espaciais, propondo o restabelecimento de características e funções naturais dos corpos hídricos (VEROL et al., 2019). Ações de recuperação em rios menores (1ª a 3ª ordem) são melhores oportunidades para reduzir cargas poluentes em cursos d'água. Isto porque a manipulação de rios de ordens superiores (acima de 3ª ordem) pode ser

inviável do ponto de vista da engenharia (CRAIG et al., 2008). Estudos de Beechie et al. (2010) e Polvi et al. (2020) destacaram a importância de projetos de recuperação de rios atuarem nas causas centrais da degradação e considerarem os aspectos físicos e biológicos específicos do local de implantação. Melhores resultados de recuperação de rios, em geral, são obtidos com o uso de diferentes técnicas e alinhamento com as características particulares e outras práticas de gestão a nível de bacias hidrográficas (CUNHA et al., 2022; VEROL et al., 2019).

É comum o emprego de técnicas estruturais (e.g., alterações morfológicas, reconfiguração) e/ou não-estruturais (e.g., alterações da vegetação ripária) para a recuperação de cursos d'água. Como medidas estruturais, a reconfiguração do canal e a reconexão com as áreas de várzea são ações que objetivam influenciar a qualidade da água por meio da redução da vazão, incremento da vegetação ripária (BUKAVECKAS, 2007; JOHNSON et al., 2016), criação novos habitats e acúmulo de nutrientes, favorecendo a interação biótica com os compostos presentes na água (BERNHARDT; PALMER, 2007; CRAIG et al., 2008; SUDDUTH et al., 2011). As técnicas de recuperação que modificam estruturalmente rios buscam torná-los mais heterogêneos e complexos (CRAIG et al., 2008; MCMILLAN et al., 2014). A instalação de estruturas ao longo do canal, como defletores de vazão, estimula a ocorrência de cascatas e piscinas, facilitando a interação da água com regiões mais reativas, como biofilmes e sedimentos (FANELLI; LAUTZ, 2008; JOHNSON et al., 2016; LAMMERS; BLEDSOE, 2017). O uso de troncos de madeira em canais pode criar áreas com diferentes velocidades da água, proporcionando maior tempo de residência hidráulica, facilitando o acúmulo de matéria orgânica e nutrientes (SCHALKO; WOHL; NEPF, 2021).

A reconexão hidrológica com as áreas de várzea estimula a assimilação e adsorção de nutrientes, como N e P (CRAIG et al., 2008; JOHNSON et al., 2016; LAMMERS; BLEDSOE, 2017). Esta estratégia favorece a interação com as áreas ripárias, facilitando processos de desnitrificação, além de reter nutrientes dissolvidos e material particulado presentes na água (FINK; MITSCH, 2007; THOMPSON et al., 2018; VALETT et al., 2005). Johnson et al. (2016) analisaram 79 estudos de recuperação relacionados com retenção de nutrientes em riachos. Os autores concluíram que 62% das pesquisas apresentaram resultados positivos quanto a retenção de nutrientes e maior conectividade hidráulica, pelo aumento da sinuosidade e pela conexão com as áreas de várzea (JOHNSON et al., 2016). A criação de meandros proporciona maior variedade nas velocidades de correntes e também pode diversificar a existência de micro-habitats, favorecendo a diversidade de espécies (BEAUNE; SELLIER, 2021).

A ZAT pode ser aumentada pela inserção de superfícies reativas, como detritos de madeira (ROBERTS; MULHOLLAND; HOUSER, 2007). A inserção de estruturas (e.g.

rochas, pedaços de madeira) em canais pode diminuir a velocidade da água e criar *hotspots* para a retenção de nutrientes, sendo uma estratégia promissora para ser empregada em rios de cabeceira, que geralmente possuem área limitada para modificações (CRAIG et al., 2008). Ensign e Doyle (2005) conduziram experimentos de manipulação em canais da Carolina do Norte (EUA), adicionando defletores ao longo dos corpos hídricos, de modo a simular uma configuração com meandros. Os resultados demonstraram que após a adição das estruturas defletoras, houve aumento da velocidade de retenção (V_{f-amb}) de NH_4^+ e PO_4^{3-} . Os autores atribuíram estes resultados ao incremento do tempo de contato entre os nutrientes, o biofilme e os sedimentos presentes na coluna d'água (ENSIGN; DOYLE, 2005). Cunha et al. (2018) realizaram um experimento de manipulação em um riacho na cidade de São Carlos (Brasil) e indicaram que a adição de barreiras artificiais no canal ocasionou maior retenção de NH_4^+ e PO_4^{3-} . Os autores concluíram que para estes nutrientes, o aumento gradual ZATs elevou a V_{f-amb} e a U_{-amb} , enquanto diminuiu a S_{w-amb} (CUNHA et al., 2018). Gabriele, Welte e Hein (2013) compararam as S_{w-amb} de retenção de NH_4^+ entre rios restaurados, rios que preservavam sua morfologia natural e rios canalizados. Os autores constataram que a S_{w-amb} média para o NH_4^+ era de 330 m em rios naturais e recuperados, ao passo que em rios canalizados, o valor médio era de 2500 m (GABRIELE; WELTI; HEIN, 2013).

Mesmo com a finalidade de recuperação, modificações na estrutura de um rio podem impactar negativamente o ecossistema aquático. Johnson et al. (2016) apontaram que um dos principais distúrbios relacionados à reconfiguração de canais é a remoção da vegetação ripária, resultando em maior incidência de luz sobre a água. Sudduth et al. (2011) destacaram que maior disponibilidade luminosa sobre um corpo d'água pode estimular a retenção de nutrientes em ambientes aquáticos, em especial, por processos autotróficos. No entanto, os autores apontaram que o aumento da luminosidade e temperatura podem prejudicar o equilíbrio de organismos mais sensíveis, indicando que a manipulação da temperatura deve ser uma estratégia de recuperação utilizada com cautela (SUDDUTH et al., 2011).

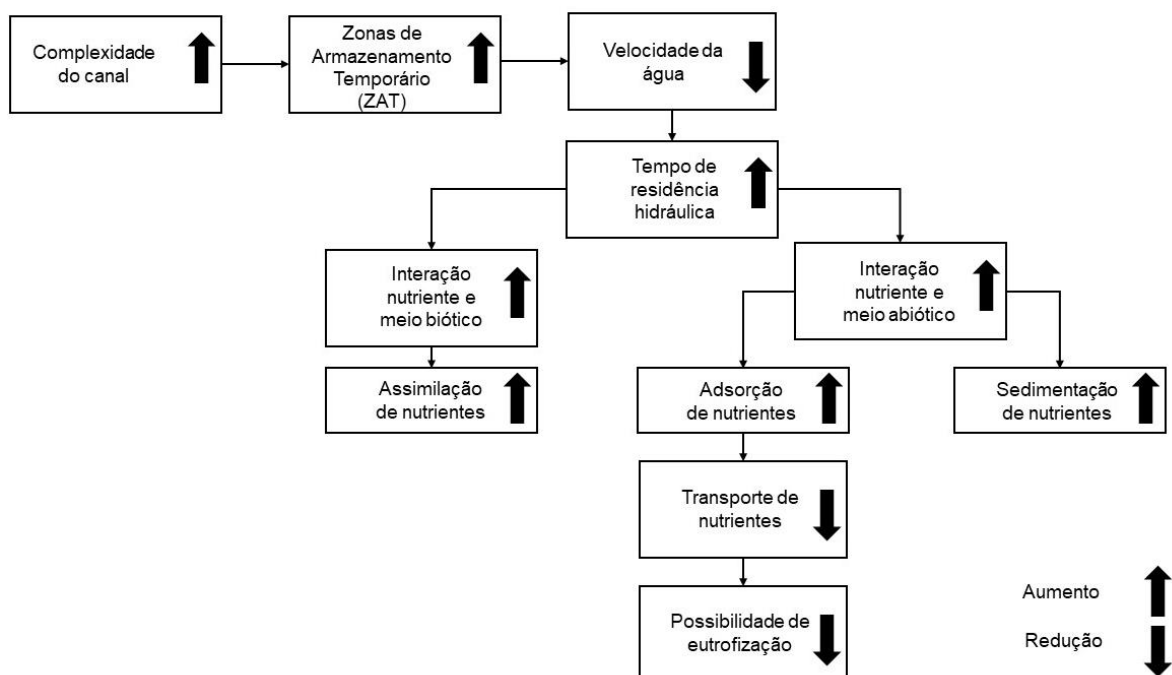
A respeito das técnicas não-estruturais de recuperação, o uso da vegetação ripária atua como uma barreira que regula a entrada de luz e poluentes em cursos hídricos (LAMMERS; BLEDSOE, 2017; MAYER et al., 2005). King et al. (2016) estudaram a eficiência de remoção de NO_3^- em zonas ripárias de 8 m e 15 m de largura e concluíram que as áreas de vegetação mais amplas eram mais eficientes na remoção de NO_3^- . À medida que a vegetação se estabelece, a profundidade e a densidade das raízes aumentam (ORZETTI; JONES; MURPHY, 2010). Esta condição favorece processos de remoção de nutrientes, como a desnitrificação (LAMMERS; BLEDSOE, 2017). Além disso, a presença de vegetação no entorno favorece a entrada de

fragmentos de madeira nos cursos d'água, incrementando sua complexidade morfológica e a disponibilidade de carbono (GURNELL et al., 2002; MCMILLAN, et al. 2014; STANLEY et al., 2012). A vegetação atua também reduzindo processos erosivos, pois estabiliza e protege das margens dos rios (ORZETTI; JONES; MURPHY, 2010; POLLEN-BANKHEAD; SIMON, 2010; POLVI et al., 2020). Margens desprovidas de vegetação tornam-se mais expostas à erosão, atuando como fontes de P para corpos hídricos (FOX; PURVIS; PENN, 2016).

McMillan et al. (2014) estudaram os fatores que impulsionavam a retenção de NO_3^- e PO_4^{3-} em rios urbanos de pequena ordem e em recuperação. Os autores focaram no papel da vegetação ripária neste processo e concluíram que a retenção de PO_4^{3-} estava negativamente relacionada com a cobertura vegetal e sombreamento dos cursos d'água, ao passo que comportamento oposto foi observado para a retenção de NO_3^- (MCMILLAN et al., 2014). Esta situação ocorre devido a processos autotróficos governarem a retenção de PO_4^{3-} , enquanto o metabolismo heterotrófico (e.g., desnitrificação e assimilação) é mais relevante na retenção de NO_3^- (MCMILLAN, et al. 2014; SABATER et al., 2000).

A Figura 1 sintetiza a relação entre o aumento da complexidade de um canal e a possibilidade de diminuição do transporte de nutrientes a regiões a jusante, e seus impactos, como a eutrofização.

Figura 1 - Síntese da relação entre o aumento da complexidade de um canal e sua possível influência no transporte de nutrientes



Wantzen et al. (2019) realizaram um abrangente estudo sobre a recuperação de rios urbanos localizados em países em desenvolvimento (e.g., Brasil e Argentina), destacando a qualidade da água como um problema comum pontuado em todos os casos abordados. Especificamente no caso do Brasil, os autores destacaram as iniciativas de coleta e tratamento de esgoto, estabilização das margens e recuperação da vegetação nativa como as alternativas mais recorrentes visando a recuperação de rios (WANTZEN et al., 2019).

Em ambientes tropicais, a interação entre nutrientes em riachos e vegetação ripária pode ser ainda mais relevante, se comparada às zonas temperadas (CUNHA et al., 2022). Esta situação pode estar relacionada com características particulares das regiões tropicais. Fatores estes como as altas precipitações e temperaturas, que aceleram a transformação da matéria orgânica; águas mais quentes, que diminuem a solubilidade do oxigênio dissolvido, favorecendo condições anóxicas e biomas que permanecem com vegetação densa em todas as épocas do ano, garantindo maior sombreamento (CUNHA et al., 2022; MARZOLF; ARDÓN, 2021). Considerando tais particularidades fazem-se necessários mais estudos e desenvolvimento de técnicas que auxiliem na recuperação de rios presentes em ambientes tropicais.

3 OBJETIVOS

O presente trabalho teve como objetivo principal avaliar o efeito da implantação ou simulação de técnicas estruturais e não estruturais para a melhoria da qualidade da água de riachos tropicais, por meio da retenção de macronutrientes. Para isso, os seguintes objetivos específicos foram determinados:

i. Investigar de que forma as variáveis físicas, químicas e biológicas da água e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos são influenciados pela aplicação de técnicas estruturais de recuperação e intervenção nos riachos (e.g., mudança de vazão e velocidade da água, instalação de estruturas para colonização por biofilmes, entre outras);

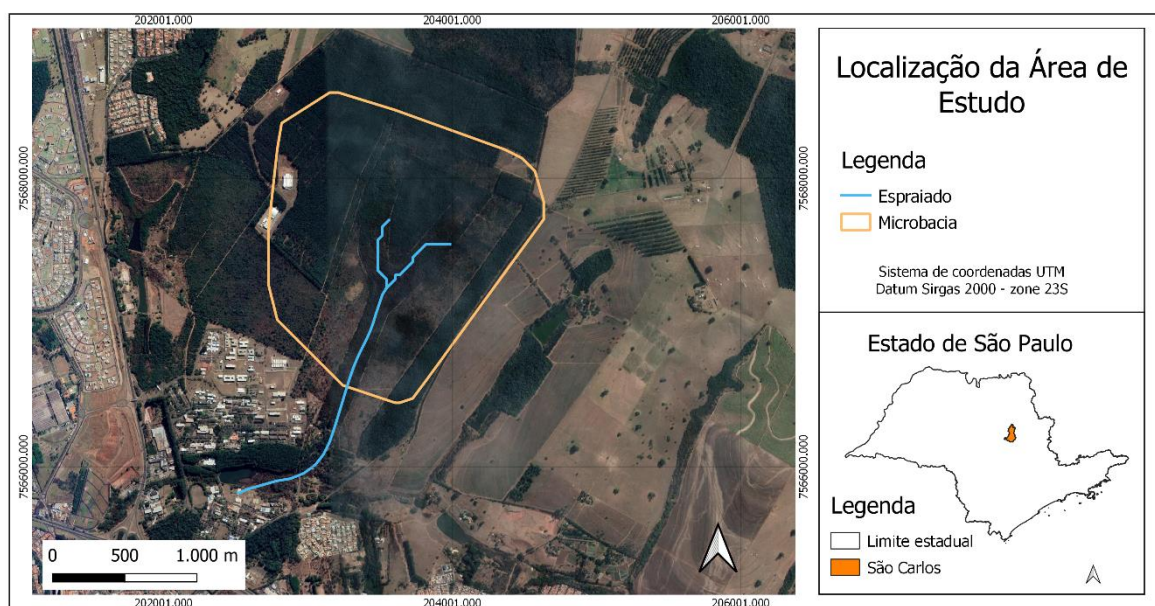
ii. Simular uma técnica de remediação que interfira de forma experimental no tempo de residência da água e na disponibilidade de luz em trecho de um riacho retificado, buscando avaliar a resposta da retenção de nutrientes a essas mudanças em curto prazo.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O projeto foi desenvolvido no riacho Espraiado (coordenadas geográficas 21°58'46.75"S - 47°52'23.11"W), localizado no município de São Carlos (SP), que está inserido na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 13, Tietê-Jacaré (SIGRH, 2019). O riacho é de grande importância para a cidade, pois integra o sistema de Captação do Espraiado (SÃO CARLOS, 2007). A cidade possui uma área de 1.136,907 km² e a estimativa do censo (2010) para a população da cidade em 2021 era de 256.915 habitantes (IBGE, 2010). Em 2010, 99,1% do município possuía água encanada e 98,4%, esgotamento sanitário adequado (ATLAS BRASIL, 2010).

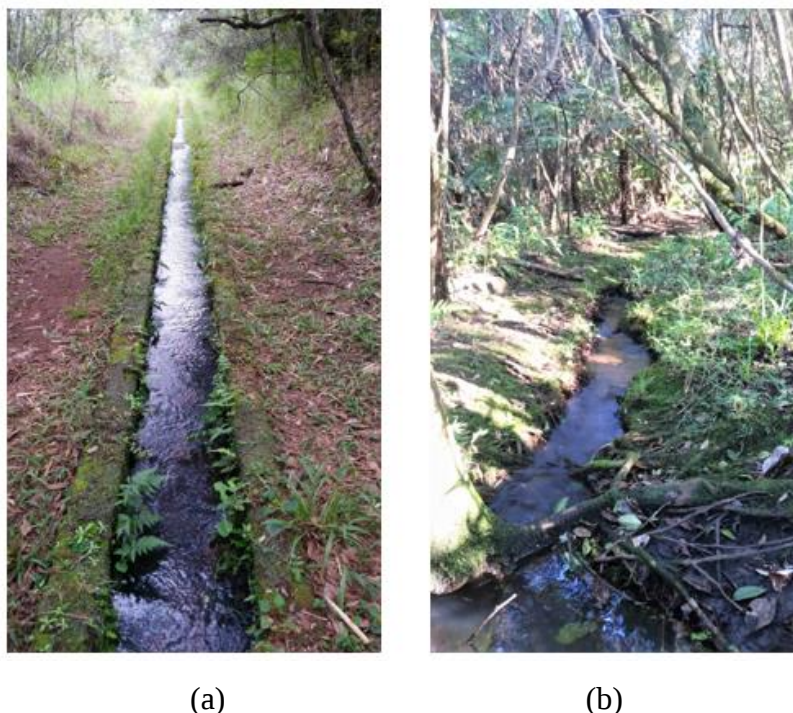
Figura 2 – Mapa de localização da área de estudo – riacho Espraiado (São Carlos, SP)



Fonte: Adaptado de Saltarelli (2017)

O Espraiado nasce dentro do Parque Ecológico “Dr. Antônio Teixeira Vianna” de São Carlos (PESC), possuindo segmentos com mata ciliar preservada e características distintas a montante e a jusante (Figura 2). Os experimentos executados no presente trabalho foram realizados em dois trechos distintos do riacho. O primeiro é caracterizado por modificações antrópicas (Figura 3a), sendo um canal de alvenaria retificado e o segundo, a montante, com suas características naturais (e.g., cobertura vegetal, morfologia) preservadas (Figura 3b).

Figura 3 - Fotos representativas das áreas de estudo, (a) Trecho Espraiado canalizado- Esp canal; (b) Trecho Espraiado natural – Esp mata



Fonte: Fotos tiradas pela autora em 2019

Os experimentos foram divididos em duas fases. Na Fase 1, foram realizadas inserções de barreiras temporárias e tela de sombreamento artificial no trecho canalizado (Esp canal), para posterior adição de nutrientes e análise das métricas de retenção. Esta fase foi conduzida em maio de 2019, em um trecho que 180 m. Os experimentos da Fase 2 foram realizados tanto no trecho natural (Esp mata) quanto no retificado (Esp canal) com a implantação de substratos artificiais para crescimento de biofilme. Esta fase foi conduzida entre os meses de junho e agosto de 2019.

4.2 Fase 1 – Experimento de manipulação do canal e adição de nutrientes

4.2.1 Estimativa da densidade de cobertura vegetal

Havia presença de vegetação ripária ao longo de toda a área de estudo, apresentando diferentes níveis de sombreamento. Por meio do uso de um densiômetro esférico côncavo, estimou-se a densidade da cobertura vegetal nos trechos analisados (LEMMON, 1956, 1957). Os valores foram obtidos em porcentagem de sombreamento ocasionado pela vegetação. O densiômetro é um instrumento composto por espelho côncavo inserido no centro da sua estrutura e dividido em 24 quadrantes. A leitura foi feita dividindo-se cada quadrante por quatro e, continuamente, contando-se a abertura de clareiras da vegetação refletida sobre a superfície

do espelho nas quatro direções (norte, sul, leste e oeste), a 1 m do solo. No final, somou-se o total dos quadrantes abertos e multiplicou-se por 1,04, de acordo com a proposta de Lemmon (1956, 1957). Cada trecho foi dividido entre 5 e 6 transectos e, calculando-se a média entre eles, foi possível estimar a porcentagem geral de sombreamento na área de estudo.

4.2.2 Variáveis climatológicas

Realizou-se a coleta de dados climatológicos do período de agosto/2018 a agosto/2019, referentes à temperatura do ar (média mensal, média máxima e média mínima) e precipitação pluviométrica (total mensal) provenientes do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), da estação São Carlos - SP (OMM: 83726, latitude: -21,96°, longitude: -47,85°, altitude: 856 m).

4.2.3 Variáveis hidrológicas

A vazão e velocidade da água foram determinadas pelo método da liberação pulsada de soluto conservativo (WEBSTER; VALETT, 2006). A técnica baseia-se em liberar uma solução com um traçador inerte (NaCl) com concentração conhecida (238 g L⁻¹ de NaCl), previamente preparada em laboratório. A movimentação do traçador foi detectada por uma sonda HANNA – HI98192 instalada no fim do trecho experimental.

A condutividade elétrica (μS cm⁻¹) foi convertida para g L⁻¹ de NaCl por meio de uma curva de conversão obtida a partir de soluções com concentrações conhecidas de NaCl. A vazão foi calculada por meio da integração da área abaixo da curva de concentração de NaCl (Equação 1).

$$[Vazão] = \frac{[massa\ utilizada\ de\ NaCl\ (g)]}{\left[\int_0^1 Concentração\ de\ NaCl\ \left(\frac{g}{L}\right) * Tempo\ (s) \right]} \quad (1)$$

[Vazão]: vazão do riacho (L s⁻¹);

[Massa de NaCl]: massa de NaCl empregada no soluto (g);

[Concentração de NaCl]: concentração obtida de NaCl (g L⁻¹);

[Tempo]: tempo acumulado (s).

A velocidade foi calculada pela razão da distância entre ponto de lançamento dos nutrientes e o condutivímetro (m) e a soma do tempo acumulado até o pico da concentração de NaCl (Equação 2).

$$[Velocidade] = \frac{Distância}{T} \quad (2)$$

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

[Distância]: distância entre o ponto de lançamento dos nutrientes e o condutivímetro (m);

[T]: tempo acumulado (s) até a concentração máxima de NaCl.

4.2.4 Variáveis da água

Em campo, foi utilizada uma sonda HANNA – HI98192 para análise da condutividade elétrica. Foram coletadas também amostras em frascos de polietileno para análise de variáveis da água (Tabela 1) no laboratório BIOTACE (Biotoxicologia de Águas Continentais e Efluentes), pertencente à Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP). Após as coletas, as amostras foram imediatamente filtradas a vácuo, com membranas GF/3 de 47 mm e, em seguida, congeladas até a análise.

Tabela 1 - Variáveis da água analisadas em laboratório, com seus respectivos métodos, equipamentos utilizados e referências

Variável	Unidade	Método	Equipamento/ Referência
Amônio (NH_4^+)	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Colorimetria	Espectrofotômetro Hach® APHA (2005)
Ortofosfato (PO_4^{3-})	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Digestão e Espectrofotometria 4.500 P.E	Espectrofotômetro Hach® APHA (2005)

Fonte: Autora

4.2.5 Experimento de retenção de nutrientes

O experimento envolvendo retenção de nutrientes seguiu o método TASCC (*Tracer Addition for Spiraling Curve Characterization*), desenvolvido por Covino, McGlynn e Macnamara (2010). O procedimento permitiu a quantificação dos padrões de transporte e ciclagem de nutrientes no riacho. O método dividiu-se em levantamento de dados em campo e posterior formulação matemática dos principais parâmetros cinéticos.

Em campo, foram realizadas adições instantâneas de sais de nutrientes (NH_4^+ e PO_4^{3-}) e de um traçador conservativo (NaCl), a montante do riacho estudado. Para cada experimento foram dissolvidos 100g de Cl^{-1} , como NaCl, 5g de PO_4^{3-} , como K_2HPO_4 , e 3g de NH_4^+ , como NH_4Cl , em aproximadamente 8 L de água do próprio riacho. A condutividade elétrica da água foi monitorada ao final do trecho em estudo, em tempo real, para determinação do momento de

coleta das amostras ao longo da elevação e decréscimo das curvas da condutividade e das concentrações de nutrientes. Coletaram-se 18 frascos ao longo da modificação da curva de condutividade, sendo a coleta mais frequente durante estágios com maior variação na condutividade. Foram coletadas amostras antes do experimento, para determinação das concentrações iniciais de NH_4^+ e PO_4^{3-} (i.e., de *background*) do ambiente.

Tabela 2 - Métricas de retenção obtidas pelo método TASCC e suas respectivas descrições

Métrica de retenção	Descrição
S_{w-amb} (m)	Distância ambiental de retenção do nutriente
U_{-amb} ($\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$)	Taxa de retenção ambiental do nutriente
V_{f-amb} (mm min^{-1})	Velocidade ambiental de retenção do nutriente

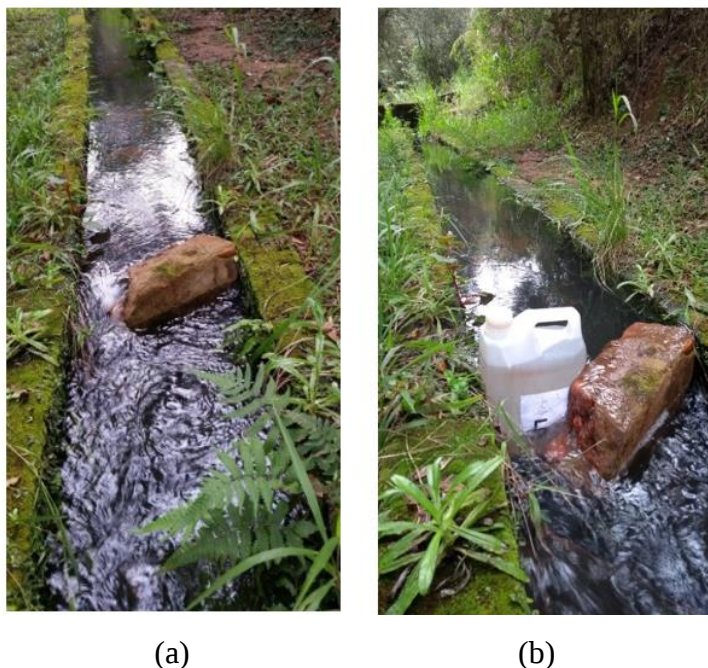
Fonte: Autora

As métricas de retenção (Tabela 2) foram calculadas por equações definidas na metodologia TASCC, que permitiu a obtenção de parâmetros como a distância de retenção do nutriente (S_{w-amb} , m), sua taxa de retenção (U_{-amb} , $\text{mg m}^{-2} \text{min}^{-1}$) e a velocidade de retenção (V_{f-amb} , mm min^{-1}).

4.2.5.1 Implantação de barreiras e tela para sombreamento artificial

A instalação de barreiras na Fase 1 ocorreu integralmente no trecho retificado do Espraiado. As barreiras temporárias foram adaptadas, utilizando-se rochas e fragmentos de madeira presentes no local, além de galões plásticos trazidos do laboratório (Figura 4). As barreiras foram inseridas perpendicularmente ao fluxo do canal. A finalidade foi simular os efeitos de um rio mais complexo, aproximando-se das condições de um corpo hídrico natural (e.g., diversidade de compartimentos, com presença de meandros e remansos). Esperava-se que as estruturas ocasionassem redução da velocidade da água, partindo-se da hipótese de que o aumento do tempo de retenção hidráulica favoreceria a retenção de macronutrientes.

Figura 4 - Representação do experimento de retenção de nutrientes (E1,E2,E3), por meio do acréscimo de barreiras para modificação da velocidade da água e tempo de residência hidráulica do trecho retificado. (a) e (b) representam as barreiras colocadas



Fonte: Fotos tiradas pela autora em 2019

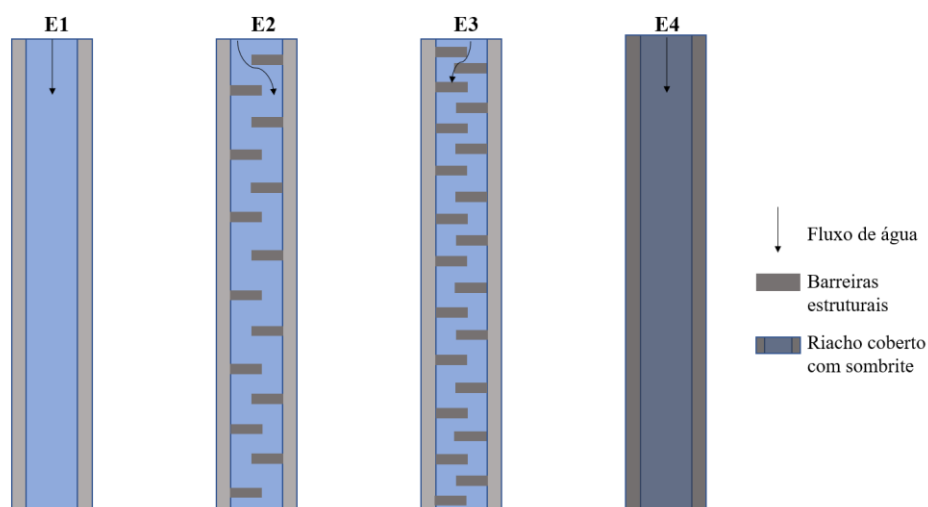
A Fase 1 foi realizada com a execução de quatro experimentos de adição de nutrientes (conforme descrito no item 4.2.5), modificando a quantidade de barreiras ou sombreamento em cada um (Tabela 3). A cada nova configuração (i.e., inserção de barreiras ou tela), repetiu-se o experimento de adição de nutrientes, a fim de verificar os efeitos das estruturas no comportamento da retenção (Figura 5). Os experimentos E1, E2 e E3 foram realizados no dia 24/05/2019. Já o experimento E4 ocorreu no dia 28/05/2019, com 4 dias (aproximadamente 96h) de sombreamento.

Tabela 3 - Experimentos de adição de nutrientes, com suas respectivas configurações

Experimento	Configuração
E1	Sem barreiras no canal
E2	Com 14 barreiras no canal
E3	Com 21 barreiras no canal
E4	Sem barreiras no canal e após 96h de recobrimento com tela de sombrite 50%

Fonte: Autora

Figura 5 - Representação esquemática da configuração do trecho canalizado do riacho Espriado, com as diferentes configurações de barreiras (E1, E2 e E3) e tela de sombreamento (E4), da Fase 1



Fonte: Autora (2022)

O primeiro pulso de nutrientes (E1) foi realizado na configuração sem barreiras no canal, em seguida, executou-se o segundo pulso (E2), adicionando-se 14 barreiras. O terceiro pulso (E3) ocorreu com 21 barreiras. Entre cada uma das adições de nutrientes (pulso), esperou-se o momento em que os valores de condutividade do riacho retornassem ao *background*, para assim, realizar um novo experimento.

Figura 6 - Foto representativa do trecho Esp canal coberto por tela de sombreamento 50% para experimento de retenção de nutrientes. (a) e (b) representam a tela ao longo dos 180 m



(a)

(b)

Fonte: Fotos tiradas pela autora em 2019

Após os experimentos com as barreiras, as estruturas adicionadas ao canal foram retiradas. Em seguida, foi adicionada ao trecho uma tela com sombreamento de 50% (material: polietileno de alta densidade), cobrindo uma extensão de 180 m (Figura 6). O objetivo foi simular o sombreamento da mata ciliar sobre o corpo hídrico e analisar os efeitos sobre o mesmo. A tela foi fixada ao canal por meio de palitos de madeira fincados na terra. Após 96h da implantação da tela e sem adição de barreiras, foi realizado o quarto e último pulso de nutrientes (E4), para avaliar o comportamento da retenção de NH_4^+ e PO_4^{3-} .

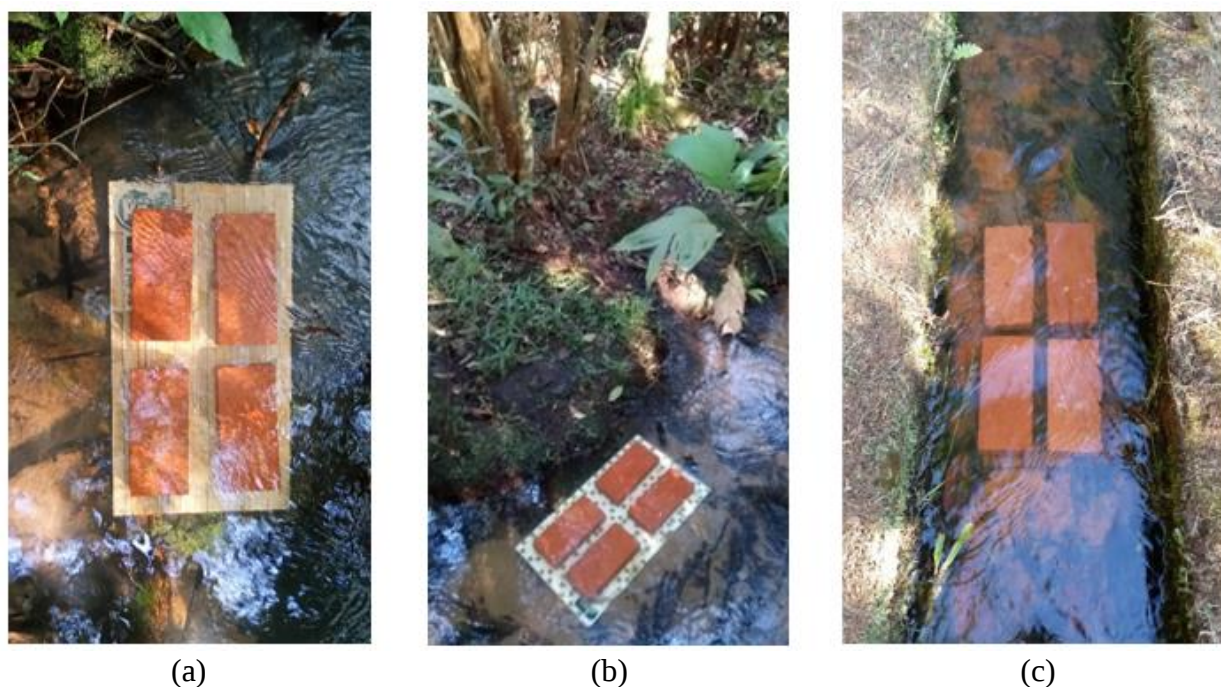
4.3 Fase 2 – Implantação de substratos artificiais para desenvolvimento de biofilme

A Fase 2 foi realizada no trecho modificado e natural da área de estudo. Foram colocadas, ao longo do canal, substratos artificiais constituídos por tijolos de barro maciços, de dimensões 21,4 x 10,2 x 5,0 cm, mesmo material que constituía o fundo do trecho retificado (Figura 7). A densidade da cobertura vegetal ao redor dos pontos de instalação das estruturas foi mensurada aplicando a metodologia citada no item 4.2.1.

No trecho natural, foram adicionadas também bases de azulejo para impedir que os substratos artificiais afundassem no substrato natural do canal. Foram determinados 7 pontos de experimento, sendo 3 do trecho natural (Mata1,2,3) e 4 do trecho retificado (Canal1,2,3,4). Em cada ponto foram adicionados 4 tijolos (Figura 7). Os tijolos foram posicionados de forma paralela ao canal, acompanhando o sentido da corrente.

Esta Fase teve como objetivo principal acompanhar espacial e temporalmente o desenvolvimento da clorofila bentônica do perifíton, principal indicador de produtividade primária, nos substratos artificiais. Para isso foram realizadas coletas em três ocasiões diferentes, nas quais houve a retirada de 1 tijolo de cada ponto, para posterior análise do biofilme formado, em laboratório. Cada tijolo foi inserido em uma sacola plástica e identificado de acordo com o seu local de coleta. A primeira coleta ocorreu 19 dias após a implantação dos substratos artificiais, a segunda ocorreu após 38 dias e a terceira, após 56 dias.

Figura 7 - Representação dos substratos artificiais para desenvolvimento de biofilme, (a) e (b) esquematizam as estruturas colocadas no trecho natural (Esp mata) e (c) representa as colocadas no trecho canalizado (Esp canal)



Fonte: Fotos tiradas pela autora em 2019

4.3.1 Quantificação da clorofila bentônica

A quantificação da clorofila-a bentônica nas amostras de substratos foi realizada conforme Nush (1980), modificado por Nederlandse Norm (NEN, 1981), pelo mecanismo de extração em etanol 80%. A Equação 3 expressa o cálculo da concentração desse pigmento.

As amostras foram coletadas em uma área conhecida (i.e., área dos tijolos utilizados). Os tijolos foram raspados cuidadosamente com uma escova para a retirada do material. Durante o processo de raspagem foi acrescentada uma quantidade determinada de água (25 ml ou 50 ml), facilitando o desprendimento do biofilme aderido ao substrato. O líquido foi recolhido, filtrado a vácuo, fixado com formaldeído na concentração final de 4% e armazenadas em frascos de vidro e posteriormente analisado em espectrofotômetro (curvas 665 nm e 750 nm).

$$[\text{clorofila bentônica}] = 28,78[(6650 - 665a)] * \frac{v}{A * l} \quad (3)$$

[clorofila bentônica]: concentração de clorofila na amostra (mg.m⁻²);

[28,78]: coeficiente de absorção específico da clorofila bentônica;

[665₀]: absorvância da amostra não acidificada, a 665nm com a absorvância a 750nm subtraída;

[665_a]: absorvância da amostra acidificada, a 665nm com a absorvância a 750nm subtraída;

[v]: volume de etanol usado na extração (L);

[A]: área de coleta da amostra (m²);

[l]: largura da cubeta de leitura (cm).

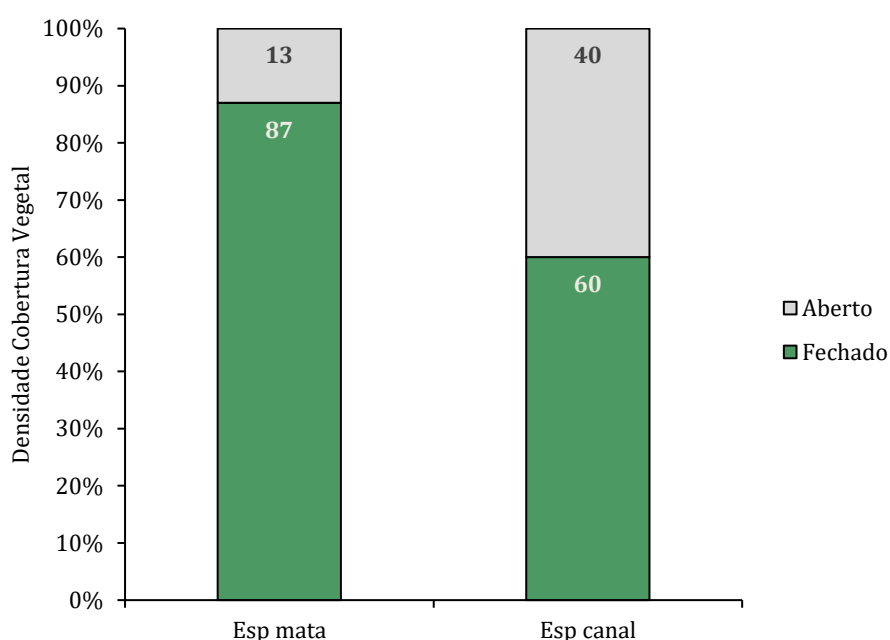
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Fase 1 – Experimento de manipulação do canal e adição de nutrientes

5.1.1 Caracterização geral da mata ciliar

A respeito da área preservada, a mata fechada apresentou média de sombreamento de 87%, enquanto o trecho canalizado obteve 60% (Figura 8). Considerou-se que não houve modificação da cobertura vegetal durante o período de desenvolvimento dos experimentos.

Figura 8 - Porcentagem de cobertura vegetal no trecho natural (Esp mata) e trecho canalizado (Esp canal) do riacho em estudo



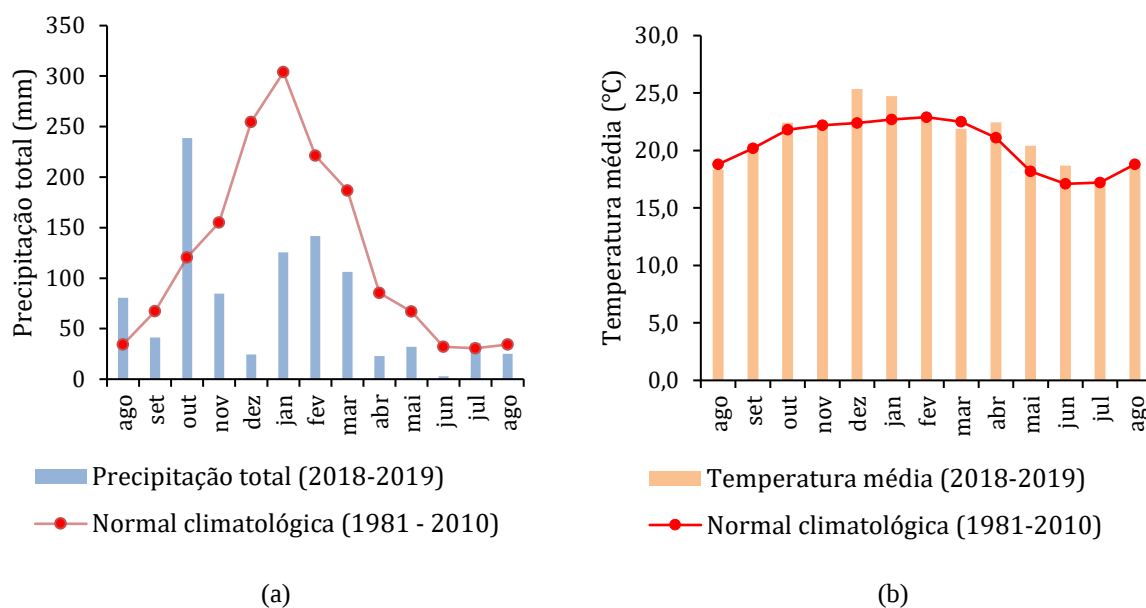
Fonte: Autora (2022)

5.1.2 Variáveis climatológicas

O período de agosto/2018 a agosto/2019 apresentou precipitação total anual de 937,1mm, enquanto a normal climatológica (1981-2010) é de 1558,3 mm para a região. Na Fase 1, os experimentos foram realizados em maio/2019, que teve precipitação total mensal de 32,2 mm. As coletas da Fase 2 foram realizadas nos meses de junho, julho e agosto de 2019, com precipitação total mensal de 2,8 mm, 36,0 mm e 25,2 mm, respectivamente (Figura 9a). A temperatura média do ar no período (Figura 9b) foi de 21,4°C, superior à média histórica (20,6°C), com a temperatura média máxima ocorrendo em dezembro (25,3°C) e a mínima, em julho (17,2°C). O mês de maio (20,4°C) apresentou temperatura média acima da normal

climatológica (18,2°C), enquanto agosto manteve-se com a mesma temperatura que a média histórica (18,8°C).

Figura 9 - Dados climatológicos do município de São Carlos (SP) durante o período de agosto de 2018 a agosto de 2019 e normais climatológicas (1981-2010). (a) Precipitação total mensal (mm) e (b) temperatura média do ar (°C)



Fonte: Adaptado de INMET (2019)

5.1.3 Variáveis hidrológicas

As variáveis hidrológicas (para este caso, vazão, $L s^{-1}$ e velocidade média, $m s^{-1}$) foram obtidas para cada uma das adições de nutrientes (Tabela 4). Notou-se que a vazão e a velocidade média obtiveram pequenas variações ao longo dos experimentos.

A maior vazão ocorreu em E3 ($14,3 L s^{-1}$), enquanto a maior velocidade média foi apresentada em E1 e E4 ($2,3 \times 10^{-1} m s^{-1}$). A menor vazão foi observada em E2 ($12,4 L s^{-1}$) e a menor velocidade média em E3 ($1,7 \times 10^{-1} m s^{-1}$).

Tabela 4 - Medidas de vazão ($L s^{-1}$) e velocidade média ($m s^{-1}$) de cada pulso de nutrientes (Experimento)

Experimento	Vazão ($L s^{-1}$)	Velocidade média ($m s^{-1}$)
E1	13,6	$2,3 \times 10^{-1}$
E2	12,4	$1,9 \times 10^{-1}$
E3	14,3	$1,7 \times 10^{-1}$
E4	14,2	$2,3 \times 10^{-1}$

Fonte: Autora

5.1.4 Implantação de barreiras

Os experimentos de implantação de barreiras e aplicação do método TASCC resultaram em diferentes comportamentos das métricas para NH_4^+ e PO_4^{3-} . Para o NH_4^+ , a concentração ambiental do nutriente manteve-se em $2,0 \mu\text{g L}^{-1}$ em todos os experimentos. $S_{w\text{-amb}}$ apresentou valores entre 49,0-245,0 m; $U_{\text{-amb}}$ variou de $15,9\text{-}68,1 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ e $V_{f\text{-amb}}$ apresentou faixa de $8,0\text{-}34,0 \text{ mm min}^{-1}$. Observou-se que a configuração que gerou maior retenção de NH_4^+ foi E2 (14 barreiras). A respeito do PO_4^{3-} , a concentração ambiental variou de $2,6\text{-}10,2 \mu\text{g L}^{-1}$, $S_{w\text{-amb}}$ variou de 115,0-248,0 m, $U_{\text{-amb}}$ teve valores entre $21,9\text{-}173,2 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ e $V_{f\text{-amb}}$ variou de $7,9\text{-}17,0 \text{ mm min}^{-1}$. Notou-se que entre E1 e E2, $S_{w\text{-amb}}$ de ambos nutrientes diminuíram. Por outro lado, os resultados de $U_{\text{-amb}}$ e $V_{f\text{-amb}}$ aumentaram para NH_4^+ e PO_4^{3-} (Tabela 5).

Tabela 5- Métricas de retenção dos nutrientes NH_4^+ e PO_4^{3-} nos experimentos E1, E2, E3 e E4

Nutriente	Métrica de retenção	E1	E2	E3	E4
NH_4^+	$[\text{N}_{\text{amb}}] (\mu\text{g L}^{-1})$	2,0	2,0	2,0	2,0
	$S_{w\text{-amb}} (\text{m})$	245,0	49,0	121,0	85,4
	$U_{\text{-amb}} (\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1})$	15,9	68,1	32,3	45,8
	$V_{f\text{-amb}} (\text{mm min}^{-1})$	8,0	34,0	16,2	22,9
PO_4^{3-}	$[\text{N}_{\text{amb}}] (\mu\text{g L}^{-1})$	2,6	10,2	2,8	7,1
	$S_{w\text{-amb}} (\text{m})$	157,0	115,0	248,0	985,4
	$U_{\text{-amb}} (\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1})$	32,3	173,2	21,9	14,0
	$V_{f\text{-amb}} (\text{mm min}^{-1})$	12,4	17,0	7,9	2,0

Fonte: Autora

Observou-se que mesmo com um experimento de curto prazo e com simples modificações nos tempos de residência dos trechos analisados, foram observadas mudanças nas métricas de retenção do NH_4^+ e do PO_4^{3-} . A implantação de medidas estruturais provocou maiores taxas de retenção de nutrientes no ambiente ($U_{\text{-amb}} \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$) em E2. Canais mais complexos tendem a ter mais zonas de armazenamento temporário e favorecer o aumento do tempo de residência da água, o que também contribui para a retenção de nutrientes, resultado observado em outros estudos (DAY; HALL, 2017; MARTÍ; SABATER, 1996) e nos experimentos do presente trabalho. Gücker e Boëchat (2004) estudaram 12 riachos tropicais e destacaram que zonas de armazenamento temporário foram responsáveis por 52% a 85% da retenção de NH_4^+ .

Tabela 6 - Métricas de retenção para os nutrientes NH_4^+ e PO_4^{3-} , referentes aos experimentos realizados por Cunha et al. (2018) (Sem barreiras/com barreiras) e pela autora do presente estudo (2019) (E1/E2)

Nutriente	Métrica de retenção	Cunha et al. (2018)		Presente pesquisa (2022)	
		Sem barreiras*	Com barreiras*	E1	E2
NH_4^+	$[\text{N}_{\text{amb}}]$ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	14,4	14,7	2,0	2,0
	$S_{\text{w-amb}}$ (m)	153,0	97,0	245,0	49,0
	$U_{\text{-amb}}$ ($\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$)	168,0	242,1	15,9	68,1
	$V_{\text{-famb}}$ (mm min^{-1})	10,9	15,5	8,0	34,0
PO_4^{3-}	$[\text{N}_{\text{amb}}]$ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	9,5	13,9	2,6	10,2
	$S_{\text{w-amb}}$ (m)	299,0	159,0	157,0	115,0
	$U_{\text{-amb}}$ ($\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$)	57,2	135,4	32,3	173,2
	$V_{\text{-famb}}$ (mm min^{-1})	5,8	9,6	12,4	17,0

*Medianas dos resultados

Fonte: Autora

Cunha et al. (2018) também aplicaram o método TASCC no riacho Espriado, área de estudo da presente pesquisa. Os autores manipularam o tempo de residência do riacho por meio do uso de barreiras e realizaram adições de NH_4^+ e PO_4^{3-} , para avaliar a resposta da retenção de nutrientes. Os autores observaram que um aumento de aproximadamente 40% no tempo de residência ocasionou mudanças imediatas e significativas nas métricas de retenção de nutrientes (Tabela 6). Para o PO_4^{3-} , por exemplo, houve aumento de 137% no valor de $U_{\text{-amb}}$ ($57,2 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ sem barreiras, para $135,4 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ com barreiras). Mudanças ainda mais expressivas foram observadas na presente pesquisa, na qual o valor de $U_{\text{-amb}}$ obteve aumento de 436%, entre E1 e E2 ($32,3 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ e $173,2 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$, respectivamente). A inserção de barreiras (e.g. estruturas de madeira), como uma técnica de recuperação de rios, pode auxiliar na aproximação de um ecossistema às suas condições naturais, favorecendo a retenção de nutrientes (CUNHA et al., 2022; SALTARELLI, 2021).

Verificou-se que houve declínio de retenção do E2 (14 barreiras) para o E3 (21 barreiras). Uma hipótese que explique tal situação seria que as adições de nutrientes em E1 e E2 ocasionaram saturação do meio, além de armazenamento temporário de nutrientes (ENSGN; DOYLE, 2006). Desta forma, pode ter ocorrido remineralização e liberação dos nutrientes armazenados nos experimentos anteriores. Com isso, a capacidade retentiva do riacho em E3 foi prejudicada, diminuindo $U_{\text{-amb}}$ e $V_{\text{-famb}}$, e aumentando S_{wamb} . A pesquisa de O'BRIEN et al. (2007) evidenciou que a retenção de N é dificultada em riachos que estão próximos à saturação, em comparação aos sistemas que estão distantes de seu ponto de

saturação. Finkler et al. (2021) apontaram que o aporte de efluentes originados de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), com altas cargas poluidoras, pode afetar negativamente a capacidade da biota de assimilar nutrientes, como NH_4^+ e PO_4^{3-} .

E1, E2 e E3 foram conduzidos em um mesmo dia. A realização dos experimentos neste curto intervalo de tempo contou com a vantagem de que as condições experimentais (e.g., temperatura do ambiente, sombreamento, concentração basal dos nutrientes etc.) eram muito similares em todas as adições, diminuindo assim a probabilidade de interferências externas nos resultados. No entanto, essa mesma situação apresentou como desvantagem a saturação do meio em E3, ocasionada pelas adições anteriores. Por isso, para estudos futuros similares que queiram evitar essa saturação, sugere-se que as adições de nutrientes sejam realizadas com um maior intervalo de tempo.

A retenção e assimilação de nutrientes é um processo complexo de interações, que envolve variáveis hidrológicas, químicas e biológicas (ARGERICH et al., 2011). Mudanças prolongadas na velocidade média da água e a instalação de estruturas que permitam a colonização e aumento do biofilme tendem a obter melhores resultados para retenção (VON SCHILLER et al., 2007). Além da modificação no tempo de residência da água, a presença de barreiras pode se tornar um novo local para o desenvolvimento de biofilme, outro importante fator para a retenção, transferência e transformação de nutrientes em ambientes aquáticos, contribuindo para a melhoria da qualidade da água (e.g. GERALDES; CRISPIM, 2019; LI et al., 2017).

5.1.5 Implantação de tela: efeitos da disponibilidade de luz

O experimento com simulação de sombreamento pela vegetação (E4) foi realizado após 96h de cobertura do canal. As principais análises sobre os efeitos da luminosidade na retenção de NH_4^+ e PO_4^{3-} podem ser feitas entre os experimentos E1 e E4, pois em ambos não houve a instalação de barreiras temporárias, tendo a adição da tela em E4 como a principal diferença entre eles. A partir disso, foram observados comportamentos distintos para as métricas de NH_4^+ e PO_4^{3-} (Tabela 5). Enquanto a simulação de maior cobertura vegetal (E4) favoreceu a retenção de NH_4^+ , observou-se queda na retenção para o PO_4^{3-} .

A $N_{\text{-amb}}$ do NH_4^+ permaneceu $2,0 \mu\text{g L}^{-1}$ em E1 e E4 os, enquanto $S_{\text{w-amb}}$ apresentou diminuição de aproximadamente 65% em E4, passando de 245,0 m para 85,4 m. Com maior sombreamento, $U_{\text{-amb}}$ e $V_{\text{f-amb}}$ aumentaram cerca de 290% na comparação entre E1 e E4. Ao considerar os resultados para o PO_4^{3-} , $N_{\text{-amb}}$ apresentou concentração de $2,6 \mu\text{g L}^{-1}$ em E1 e $7,1$

$\mu\text{g L}^{-1}$ em E4. $S_{w\text{-amb}}$ aumentou 628% (de 157,0 m para 985,4 m). Por outro lado, $U_{\text{-amb}}$ e $V_{f\text{-amb}}$ diminuíram na comparação entre E1 e E4, variando 43% e 16%, respectivamente.

Resultados similares foram obtidos por Cunha et al. (2022) em outros riachos tropicais. Os autores indicaram que a maior $V_{f\text{-amb}}$ de PO_4^{3-} ($\sim 22 \text{ mm min}^{-1}$) foi obtida em um riacho com 4% de sombreamento. Por outro lado, a maior $V_{f\text{-amb}}$ para o NH_4^+ ($\sim 34 \text{ mm min}^{-1}$) foi encontrada em um riacho com 88% de sombreamento pela vegetação (CUNHA et al., 2022). Isso pode estar relacionado com a menor disponibilidade de luz e consequente diminuição da produção primária no riacho. Sabater et al. (2000) relacionaram a retenção de PO_4^{3-} às zonas ripárias, indicando que a retenção do nutriente foi até três vezes maior em locais onde havia menor cobertura vegetal. Uma possível explicação para esse fato é que a retenção do NH_4^+ pode estar ligada à RE, favorecida pela menor incidência de luz, enquanto o PO_4^{3-} é retido mais significativamente por processos de produção primária bruta (PPB), como observado por Saltarelli (2017).

5.2 Métricas de retenção no riacho do Espraiado, entre os anos 2017-2019

O riacho Espraiado também foi estudado por Cavallini (2019) e Finkler (2018). Os autores aplicaram a metodologia TASCSC em diferentes meses ao longo de 2017 e 2018. As adições de nutrientes (NH_4^+ e PO_4^{3-}) foram conduzidas no trecho natural (Esp mata) e no trecho retificado (Esp canal), e as métricas de retenção ($N_{\text{-amb}}$, $S_{w\text{-amb}}$, $U_{\text{-amb}}$ e $V_{f\text{-amb}}$) foram analisadas. As condições dos experimentos no trecho canalizado (Esp canal) de Cavallini (2019) e Finkler (2018) podem ser comparadas às apresentadas em E1 da presente pesquisa, na qual houve adição de NH_4^+ e PO_4^{3-} , sem implantação de barreiras ou tela no riacho (Figuras 10 e 11).

Em Esp canal o ano de 2017 apresentou as maiores $N_{\text{-amb}}$ médias para ambos os nutrientes ($\text{NH}_4^+_{\text{amb}}$ $14,3 \mu\text{g L}^{-1}$ e $\text{PO}_4^{3-}_{\text{amb}}$ $22,9 \mu\text{g L}^{-1}$), assim como as maiores $U_{\text{-amb}}$ médias ($\text{NH}_4^+_{\text{amb}}$ $223,4 \mu\text{g m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ e PO_4^{3-} $114,7 \mu\text{g m}^{-2} \text{ min}^{-1}$). Finkler (2018) trabalhou com a hipótese de co-limitação, indicando que o PO_4^{3-} era um elemento limitante no Esp canal, ao mesmo tempo em que o riacho era enriquecido por PO_4^{3-} . A partir dessa consideração e de comportamentos observados por Schade et al. (2011), é possível dizer que quando o elemento limitante está mais disponível (neste caso, PO_4^{3-}), existe estímulo de retenção para os outros elementos (e.g., NH_4^+). No entanto, a concentração excessiva de nutrientes em riachos pode ocasionar saturação do meio e prejudicar a retenção de nutrientes (FINKLER et al., 2021, O'BRIEN et al., 2007).

A partir dos resultados observados para o NH_4^+ , o ano de 2019 apresentou a maioria das condições menos retentivas em Esp canal. Neste período S_{w-amb} média foi de 245,0 m (maior valor entre todos os anos), com U_{-amb} ($15,0 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$) sendo o menor e V_{f-amb} ($8,0 \text{ mm min}^{-1}$) o segundo menor valor entre os anos analisados (2017-2019). As melhores métricas de retenção para o NH_4^+ aconteceram em 2017. Neste ano S_{w-amb} obteve resultado de 97,0 m em Esp mata, U_{-amb} esteve em $223,4 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ e V_{f-amb} teve como resultado $14,1 \text{ mm min}^{-1}$ em Esp canal.

Notou-se que, em geral, Esp mata apresentou características mais retentivas que Esp canal nos anos estudados. É interessante notar que em fevereiro/2018 as métricas de retenção para o NH_4^+ foram consideravelmente distintas entre Esp mata e Esp canal (CAVALLINI, 2019). Neste período, S_{w-amb} foi 5 vezes menor em Esp mata (48,0 m) em relação ao Esp canal (247,0 m). U_{-amb} no trecho natural superou em 27 vezes o valor do trecho retificado (Esp mata $244,0 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$, Esp canal $9,0 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$). Por sua vez, V_{f-amb} triplicou entre os trechos (Esp mata $19,7 \text{ mm min}^{-1}$ e Esp canal $5,9 \text{ mm min}^{-1}$). Um fator que pode ter estimulado maior retenção de NH_4^+ em Esp mata no período de fevereiro/2018 foi a sua maior cobertura vegetal (91%), comparada ao Esp canal (70%). Esta situação indica que a retenção do NH_4^+ é favorecida por menor incidência de luz. Comportamento semelhante foi observado em 2019, no experimento com tela (E4) da presente pesquisa (Tabela 5). Após Esp canal passar 96h coberto com tela de sombrite (aumento de sombreamento em 50%), S_{w-amb} (85,4 m) em E4 apresentou cerca de 1/3 do valor obtido para S_{w-amb} em E1 (245,0 m), além de U_{-amb} e V_{f-amb} terem triplicado em E4 (de $15,9 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ para $45,82 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ e de $8,0 \text{ mm min}^{-1}$ para $22,9 \text{ mm min}^{-1}$, respectivamente).

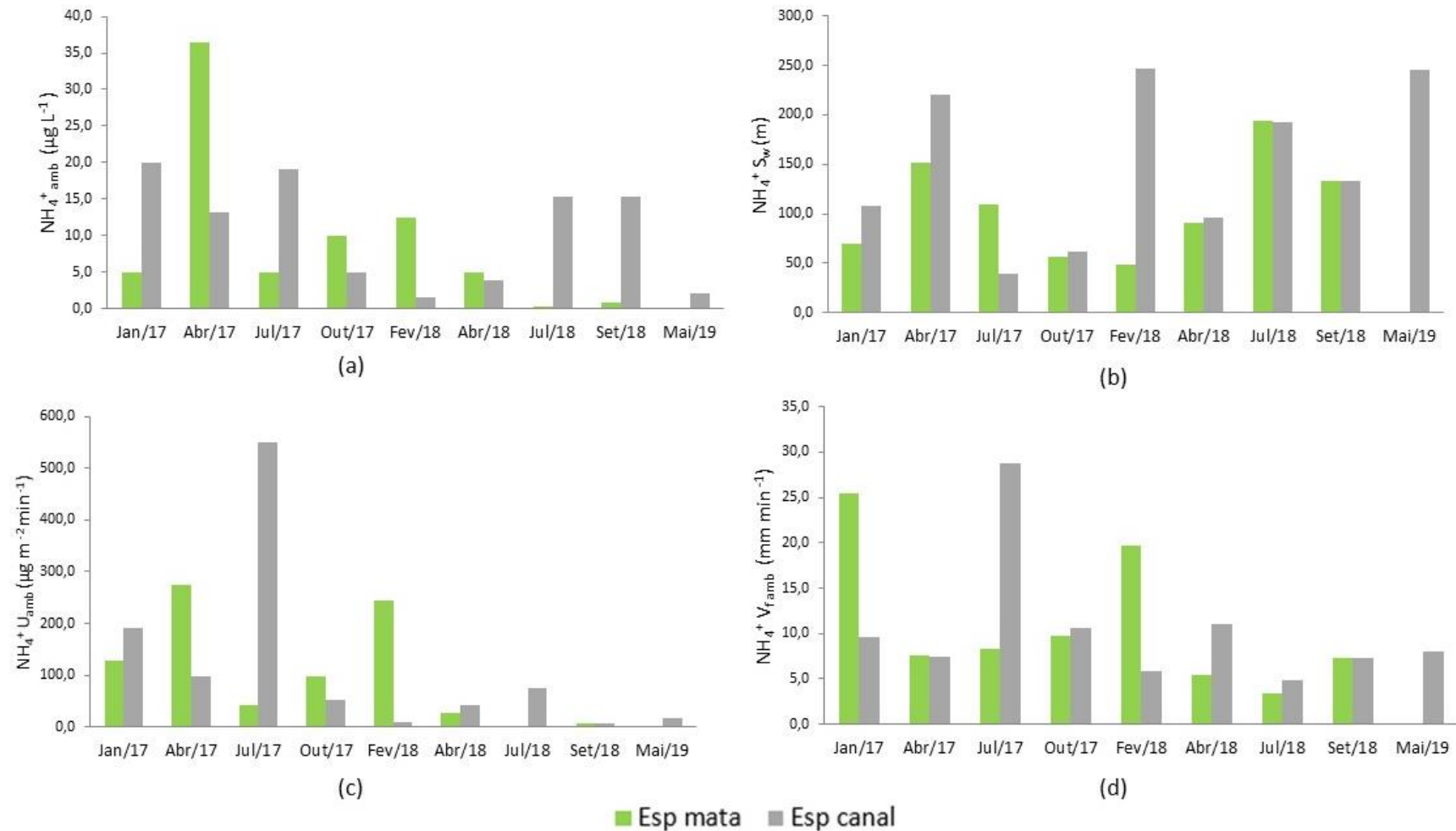
Em relação ao PO_4^{3-} durante o período analisado (jan/2017 a mai/2019) a tendência foi de maior retenção no trecho natural, com menores valores médios para S_{w-amb} (Esp mata, 108,9 m; Esp canal, 236,3 m), e resultados mais elevados para V_{f-amb} média (Esp mata $8,4 \text{ mm min}^{-1}$ e Esp canal $7,6 \text{ mm min}^{-1}$). A U_{-amb} do PO_4^{3-} também acompanhou a tendência de maior retenção em Esp mata foi aproximadamente duas vezes maior em Esp canal ($41,0 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$) do que em Esp mata ($20,0 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$). No entanto, é interessante notar que os experimentos realizados em jul/2017 indicaram maior retenção em Esp canal. No trecho retificado S_{w-amb} foi de 85,5 m, U_{-amb} resultou $192,5 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ e V_{f-amb} obteve $13,1 \text{ mm min}^{-1}$. Na seção natural (Esp mata) os valores foram: S_{w-amb} foi de 126,7 m, U_{-amb} $69,7 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ e V_{f-amb} $7,2 \text{ mm min}^{-1}$. Finkler (2018) apontou que Esp canal possuía significativa quantidade de perifíton e alta atividade autotrófica, o que favoreceu a retenção do PO_4^{3-} . Este resultado está alinhado a outros

estudos que indicam a influência do biofilme na retenção de nutrientes (GERALDES; CRISPIM, 2019; PETERSON et al., 2001).

Outro ponto importante referente às diferenças em U_{-amb} , diz respeito às velocidades médias de escoamento nos períodos estudados. O ano de 2017 apresentou velocidade média da água de $0,82 \text{ m s}^{-1}$, enquanto em 2019, o valor foi de $2,3 \text{ m s}^{-1}$. Estudos indicam que a velocidade da água influencia diretamente nos processos de sedimentação, que por sua vez, alteram os processos de retenção dos nutrientes (FINKLER, 2018). Riachos que possuem baixas velocidades favorecem a sedimentação, que induz a adsorção de nutrientes em materiais em suspensão e no substrato, proporcionando maior retenção (BOUWMAN et al., 2013; GABRIELE; WELTI; HEIN, 2013).

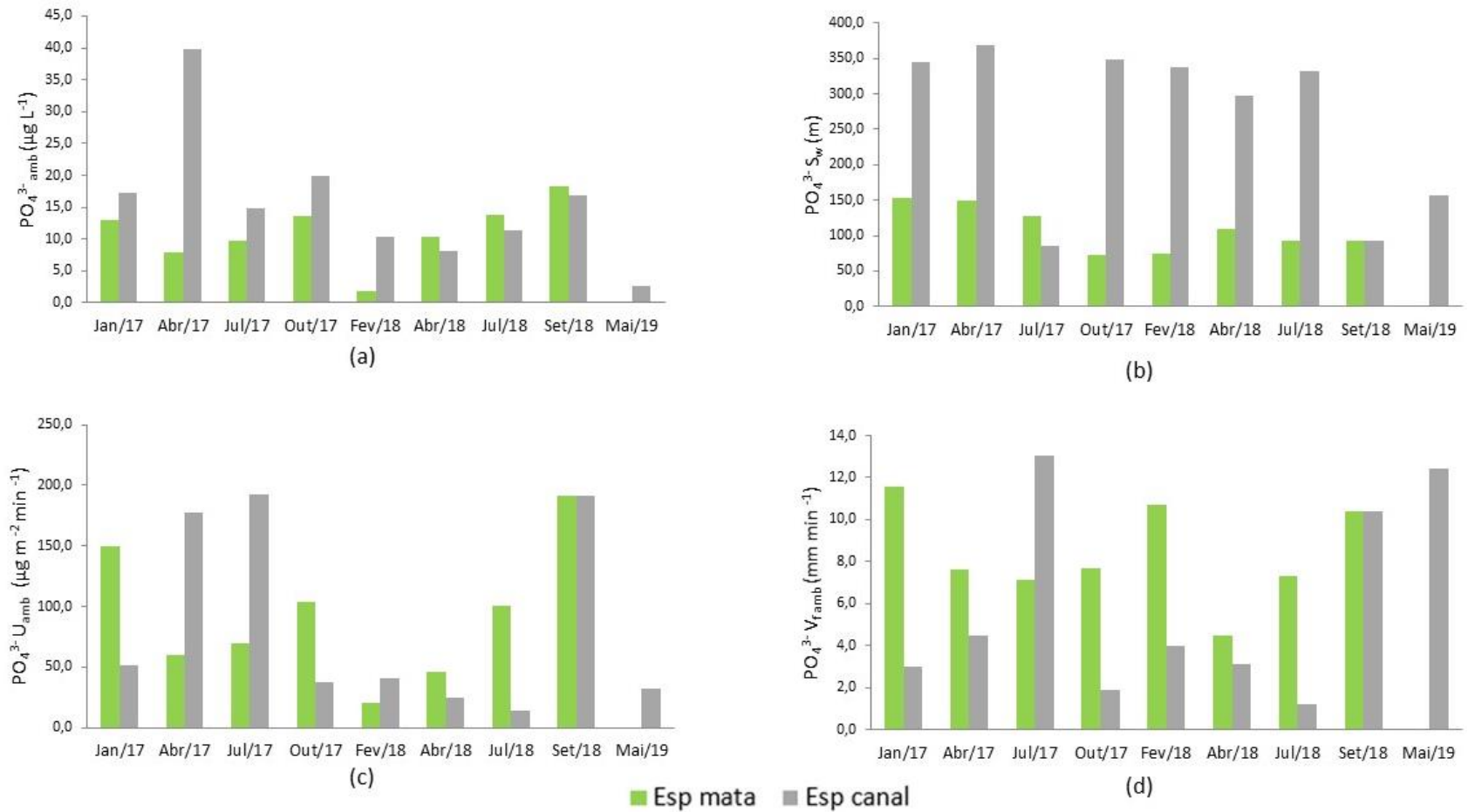
A maior variação entre as métricas de retenção para os trechos Esp mata e Esp canal foi obtidas para o PO_4^{3-} . S_{w-amb} , por exemplo, foi cerca de 54% menor em Esp canal, ao passo que S_{w-amb} para o NH_4^+ foi aproximadamente 40% mais baixa para o mesmo trecho. Em relação a U_{-amb} para o PO_4^{3-} foi 29% maior na área preservado, sendo que U_{-amb} para NH_4^+ obteve aumento de 13%. Estes resultados podem indicar que características de áreas preservadas, como maior sombreamento pela vegetação ripária, tem maior influência na retenção de PO_4^{3-} do que de NH_4^+ .

Figura 10 – Métricas de retenção para NH_4^+ entre os anos 2017-2019. (a) Concentração ambiental ($\mu\text{g L}^{-1}$); (b) Distância ambiental de retenção (m); (c) Taxa de retenção ambiental ($\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$); (d) Velocidade ambiental de retenção (mm min^{-1})



Fonte: Adaptado de Cavallini (2019) e Finkler (2018)

Figura 11 – Métricas de retenção para PO_4^{3-} entre os anos 2017-2019. (a) Concentração ambiental ($\mu\text{g L}^{-1}$); (b) Distância ambiental de retenção (m); (c) Taxa de retenção ambiental ($\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$); (d) Velocidade ambiental de retenção (mm min^{-1})



Fonte: Adaptado de Cavallini (2019) e Finkler (2018)

5.3 Comparação das métricas de retenção de nutrientes em ambientes temperados e tropicais

Estudos evidenciaram que cursos d'água de regiões tropicais podem apresentar as altas capacidades retentivas (CUNHA et al., 2018; GÜCKER; BOËCHAT, 2004; MERRIAM et al., 2002). De acordo com Cunha et al. (2022), a interação entre riachos tropicais e a vegetação ripária apresenta características especiais da região: As altas precipitações e temperaturas médias na região aceleram a transformação da matéria orgânica; águas mais quentes diminuem a solubilidade do oxigênio dissolvido, favorecendo condições anóxicas. Além disso, essas regiões apresentam biomas que permanecem com vegetação densa em todas as épocas do ano, garantindo maior sombreamento e entrada de material alóctone nos rios (CUNHA et al., 2022). Estes aspectos podem favorecer a maior eficiência de retenção dos riachos tropicais, se comparados aos de clima temperado. As métricas de retenção para o NH_4^+ (Tabela 7) e para o PO_4^{3-} (Tabela 8) foram comparadas para trabalhos realizados em zonas temperadas e zonas tropicais.

É possível notar que há diferenças entre os valores das métricas de retenção de riachos nos climas analisados. Ao comparar a $U_{\text{-amb}}$ do NH_4^+ apresentada por Finkler (2018) (BRO, $1593,0 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$) com um dos valores apresentados por Day e Hall (2017) (Glacier, $0,6 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$), a eficiência de retenção do riacho tropical foi quase 1000 vezes maior que o valor encontrado para o curso d'água da região temperada. No entanto, as vazões destes riachos eram muito distintas, e esta é uma variável que pode influenciar nas métricas de retenção (JOHNSON et al., 2016; PETERSON et al., 2001). Ao se comparar as métricas de retenção para riachos com vazões semelhantes (Von Schiller et al. (2008) – Santa Fe; Merriam et al. (2002) – Quebrada Bisley e Saltarelli (2021) - P1-P2), foi possível notar que o riacho tropical Quebrada Bisley apresentou valores mais favoráveis à retenção do NH_4^+ . Entre os três riachos, Quebrada Bisley obteve menores $S_{\text{w-amb}}$ (15,5-26,4 m) e maiores $U_{\text{-amb}}$ ($33,5\text{-}42,0 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$) e $V_{\text{f-amb}}$ ($87,3\text{-}107,7 \text{ L s}^{-1}$). P1-P2 resultou na maior $S_{\text{w-amb}}$ (247,0 m) entre os três, situação que pode estar relacionada com a maior vazão e também por ser uma área antropicamente modificada (SALTARELLI, 2021), ao contrário dos outros dois riachos que pertenciam a locais preservados (MERRIAM et al., 2002; VON SCHILLER et al., 2008).

Saltarelli (2021) analisou as métricas de retenção de NH_4^+ em diferentes rios tropicais, com variados estados de preservação (P1-P2: impactados; P3-P6: estágio de recuperação; P7-P10: conservados). Os resultados de $S_{\text{w-amb}}$ em P1-P2 (247,0 m) assemelham-se aos valores de E1 (245,0 m). Esta situação pode indicar que riachos que passam por modificações humanas

(e.g., retificação, canalização, mudança no uso do solo) estão mais vulneráveis a impactos na retenção de nutrientes (PENNINO et al., 2014).

Os resultados para os riachos Shane, P1-P2 e E1 apresentaram valores semelhantes de S_{w-amb} e U_{-amb} para o NH_4^+ (HOELLEIN et al., 2007; SALTARELLI, 2021). É interessante notar que enquanto Shane era um riacho de cabeceira de uma área preservada em uma região temperada, os outros riachos eram de áreas impactadas ou antropicamente modificadas (e.g., retificados).

Tabela 7 - Métricas de retenção de NH_4^+ em temperado (Temp) e tropical (Trop). EN: Estado Natural; UA: Uso Agrícola

Riacho	Clima	Uso do solo	S_{w-amb} (m)	U_{-amb} ($\mu g\ m^{-2}\ min^{-1}$)	V_{f-amb} ($mm\ min^{-1}$)	Vazão ($L\ s^{-1}$)	Referência
N. S.			1400,0-			520,0-	
Vrain	Temp	EN	1800,0	1,1-4,6	1,6-2,7	1550,0	Day e Hall (2017)
			850,0-			320,0-330,0	
Ouzel	Temp	EN	1100,0	4,6-6,2	1,8-2,2		
Glacier	Temp	EN	1900,0	0,6	3,0	640	
							Hoellein et
Shane	Temp	EN	245,0	46,5	5,1	39,8	al. (2007)
Santa Fe	Temp	EN	96,4	31,1	3,4	15,9	Von Schiller et al. (2008)
Quebrada Bisley	Trop	EN	15,5-26,4	33,5-42,0	87,3- 107,7	20,2	Merriam et al. (2002)
BRO1	Trop	EN	32,0-59,0	121,0-593,0	16,0-68,0	7,4-11,1	Finkler (2018)
TBM1	Trop	EN	63,0-172,0	10,0-20,0	1,6-3,0	3,3-6,8	
CAN	Trop	EN	97,0-360,0	7,0-11,0	0,5-2,3	2,7-3,5	Cavallini (2019)
P1 - P2	Trop	UA	247,0	38,0	3,5	20,8-24,5	Saltarelli (2021)
P3 – P6	Trop	EN	127,0	13,6	1,5	1,0-12,0	
P7 – P10	Trop	EN	71,0	1,5	10,7	4,0-20,0	
E1	Trop	EN	245,0	15,9	8,0	13,6	Autora
E4	Trop	EN	85,4	45,8	22,9	14,2	(2022)

Fonte: Adaptado de Finkler (2018) e Saltarelli (2021)

As métricas de retenção para o PO_4^{3-} também foram comparadas entre riachos tropicais e temperados (Tabela 8). A diferença entre o menor valor de U_{-amb} de um riacho temperado

(Santa Fe, $8,5 \mu\text{g m}^{-2}\text{min}^{-1}$) e o maior valor de um tropical (PRES, $86,4,0 \mu\text{g m}^{-2}\text{min}^{-1}$) resultou em uma U_{amb} 10 vezes maior para o corpo d'água tropical (SALTARELLI, 2021; VON SCHILLER et al., 2008). Cunha et al. (2022) apontaram que temperaturas da água mais elevadas podem acelerar o desenvolvimento de biofilme, o que favorece a retenção de nutrientes, se comparada a de ambientes mais frios.

Tabela 8 - Métricas de retenção de PO_4^{3-} em clima temperado (Temp) e tropical (Trop). EN: Estado natural; UA: Uso agrícola

Riacho	Clima	Uso do solo	$S_{w\text{-amb}}$ (m)	U_{amb} ($\mu\text{g m}^{-2}\text{min}^{-1}$)	$V_{f\text{-amb}}$ (mm min^{-1})	Vazão (L s^{-1})	Referência
Lowery	Temp	UA	510,0	230,0	8,0	44,0 -110,0	Powes et al. (2009)
G. Branch	Temp	UA	1300,0	96,0	4,4	175,0	
Shane	Temp	EN	249,0	29,2	4,4	39,0	Hoellein et al. (2007)
Santa Fe	Temp	EN	406,4	8,5	0,7	15,9	Von Schiller et al. (2008)
Catskill M.	Temp	EN	25,0- 292,0	32,7	4,7	7,0-105,0	
Dempsters	Temp	UA	455,0	20,4	1,0	15,0	Niyogi et al. (2004)
BRO1	Trop	EN	55,0- 105,0	10,0-79,0	7,0-17,0	7,4-11,1	Finkler (2018)
TBM1	Trop	EN	156,0- 560,0	9,0-15,0	0,7-1,0	3,3-6,8	
CAN	Trop	EN	146,0- 466,0	8,0-23,0	0,4-1,6	2,7-3,5	Cavallini (2019)
PRES	Trop	EN	84,0- 173,0	75,6 - 86,4	21,6 - 27,5	403,0-751,0	
RENA	Trop	UA	297,0- 1351,0	11,7 – 35,9	3,5 – 10,8	656,0-837,0	Saltarelli (2021)
IMPA	Trop	UA	718,0- 2006,0	6,7 - 23,6	2,7 - 6,2	543,0-909,0	
E1	Trop	EN	157,0	32,3	12,4	13,6	Autora (2022)
E4	Trop	EN	985,4	14,0	2,0	14,2	

Fonte: Adaptado de Finkler (2018) e Saltarelli (2021)

A $U_{\text{-amb}}$ média, a métrica foi superior nos riachos de clima temperado ($77,5 \mu\text{g m}^{-2}\text{min}^{-1}$), comparada aos tropicais ($30,0 \mu\text{g m}^{-2}\text{min}^{-1}$). Esta situação pode estar relacionada com as diferenças de vazão. Por exemplo, o riacho Lowery possuía vazão média de $91,5 \text{ L s}^{-1}$, enquanto o Espreado (E1) apresentava vazão média de $13,6 \text{ L s}^{-1}$. Vazões mais elevadas podem provocar maiores valores para $S_{\text{w-amb}}$, mesmo que $U_{\text{-amb}}$ também seja maior. Saltarelli (2021) apontou que variáveis ambientais como a vazão e a velocidade da água influenciam na $U_{\text{-amb}}$ e $V_{\text{f-amb}}$ do PO_4^{3-} .

Foi possível comparar as métricas de retenção para os riachos Shane (HOELLEIN et al., 2007), Santa Fe (VON SCHILLER et al., 2008), Dempsters (NIYOGI et al., 2004) E1 (presente pesquisa), que apresentaram vazões médias entre $13,6 - 39,0 \text{ L s}^{-1}$. Notou-se que o riacho tropical (E1) apresentou a menor $S_{\text{w-amb}}$ ($157,0 \text{ m}$) e as maiores $U_{\text{-amb}}$ ($32,3 \mu\text{g m}^{-2}\text{min}^{-1}$) e $V_{\text{f-amb}}$ ($12,4 \text{ mm min}^{-1}$), indicando que este curso hídrico foi mais retentivo, comparado aos outros riachos em questão.

Saltarelli (2021) analisou as métricas de retenção de PO_4^{3-} em três diferentes trechos do rio Mangaraí (ES - Brasil). Estas seções foram classificadas em preservada (PRES), impactada (IMPA) e renaturalizada (RENA). A partir dos resultados, foi possível notar que o trecho IMPA obteve a maior $S_{\text{w-amb}}$ ($2006,0 \text{ m}$) entre todos os riachos tropicais e temperados analisados (Tabela 8). Os valores corroboram com o indicativo de que riachos impactados (e.g., excesso de nutrientes oriundos de áreas agrícolas do entorno) podem ter sua capacidade retentiva prejudicada (FINKLER et al. 2021; O'BRIEN et al. 2007).

5.4 Fase 2 – Implantação de substratos artificiais para desenvolvimento de biofilme

Na Fase 2, a implantação de substratos artificiais permitiu a análise do desenvolvimento do biofilme (clorofila-a). Foi possível observar que a concentração de clorofila variou de forma significativa com a densidade da cobertura vegetal, apresentando maiores valores nos pontos com vegetação mais escassa (Tabela 9).

Constatou-se que na 1ª coleta, 19 dias após a implantação dos substratos, houve desenvolvimento de biofilme em todos os pontos amostrados. A concentração da clorofila-a nos trechos de Mata variou de $0,1 \pm 0,0 \text{ mg m}^{-2}$ a $0,2 \pm 0,0 \text{ mg m}^{-2}$. Estas áreas apresentaram os maiores percentuais de cobertura vegetal (77% a 89%). Na 2ª coleta (38 dias de experimento) ocorreu pequena alteração nos resultados, com diminuição da clorofila-a em Mata 1 ($<0,1 \pm 0,5 \text{ mg m}^{-2}$) e aumento em Mata3 ($0,3 \pm 0,9 \text{ mg m}^{-2}$). Por fim, na 3ª coleta (56 dias de experimento)

o resultado se manteve em Mata1 ($<0,1 \pm 0,1 \text{ mg m}^{-2}$) e Mata 3 ($0,3 \pm 0,1 \text{ mg m}^{-2}$), ocorrendo aumento em Mata2 ($0,3 \pm 0,1 \text{ mg m}^{-2}$).

Os resultados para os pontos do canal foram consideravelmente distintos dos observados nas áreas de mata (Tabela 9). As maiores concentrações de clorofila-a ocorreram no canal, onde a cobertura vegetal variou de 7,0 a 39,0 %. Na 1ª coleta os resultados se mantiveram entre $2,6 \pm 0,3 \text{ mg m}^{-2}$ e $10,2 \pm 0,4 \text{ mg m}^{-2}$. Entre a 1ª e a 2ª coletas todos os pontos do canal obtiveram aumento na concentração de clorofila-a. A maior elevação foi registrada em Canal2, que passou de $7,7 \pm 0,7 \text{ mg m}^{-2}$ para $34,6 \pm 1,1 \text{ mg m}^{-2}$ (aumento de ~450%). Este ponto apresentou também a menor cobertura vegetal, sendo de 7,0%. No entanto, na 3ª coleta ocorreu diminuição da clorofila em todos os trechos do canal. O maior decaimento aconteceu em Canal2, que foi de $34,6 \pm 1,1 \text{ mg m}^{-2}$ a $6,7 \pm 0,6 \text{ mg m}^{-2}$, redução de 80% na concentração de clorofila-a.

Tabela 9 - Concentração de clorofila-a (mg m^{-2}) e densidade da cobertura vegetal (%) na 1ª, 2ª e 3ª coletas, em pontos do trecho natural (Mata1,2,3) e canalizado (Canal1,2,3,4)

Ponto	Clorofila-a (mg m^{-2})			Cobertura vegetal (%)
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	
Mata1	$0,1 \pm 0,0$	$<0,1 \pm 0,5$	$<0,1 \pm 0,1$	86,0
Mata2	$0,2 \pm 0,0$	$0,1 \pm 0,1$	$0,3 \pm 0,1$	77,0
Mata3	$0,1 \pm 0,0$	$0,3 \pm 0,9$	$0,3 \pm 0,1$	89,0
Canal1	$2,6 \pm 0,3$	$9,6 \pm 0,5$	$3,0 \pm 0,1$	11,0
Canal2	$7,7 \pm 0,7$	$34,6 \pm 1,1$	$6,7 \pm 0,6$	7,0
Canal3	$5,8 \pm 0,8$	$26,0 \pm 0,8$	$6,1 \pm 0,3$	36,0
Canal4	$10,2 \pm 0,4$	$23,0 \pm 0,0$	$7,4 \pm 0,2$	39,0

Fonte: Autora

A disponibilidade de nutrientes e luminosidade são fatores que influenciam de forma direta no desenvolvimento do biofilme em cursos d'água (ZHANG et al., 2021). Este é um processo que depende das escalas temporal e espacial (ARTIGAS, 2012). Na esfera temporal, notou-se que na 1ª coleta (19 dias de experimento) e na 2ª coleta (38 dias de experimento) houve crescimento do biofilme nos substratos artificiais. No âmbito espacial, observou-se que entre a 1ª e 2ª coleta, as concentrações de clorofila variaram consideravelmente menos em locais preservados (Mata1,2,3) do que no canal retificado (Canal1,2,3,4). Foi observado também que as áreas com menor densidade vegetal contribuíram para maiores valores de clorofila bentônica. Isso pode estar relacionado com a produção primária bruta e maior desenvolvimento de organismos fotossintetizantes (SUDDUTH et al., 2011). Estes resultados estão de acordo com estudos de Kisaka et al. (2021) em riachos oligotróficos do Cerrado brasileiro, que concluíram

que a concentração de clorofila-a está positivamente relacionada com áreas de menor sombreamento e maior concentração de nutrientes. Os autores relataram que a concentração de clorofila-a foi 10 vezes maior em áreas mais expostas à incidência de luz (KISAKA et al., 2021).

Notou-se que houve tendência de queda na concentração de clorofila bentônica na 3ª coleta (56 dias de experimento). Uma possível explicação para tal situação relaciona-se com o decaimento natural da biomassa após certo período. Biggs (1996) descreveu uma curva bentônica teórica, na qual a taxa de desenvolvimento da biomassa (i.e., biofilme e consequente aumento de clorofila-a) atinge um valor máximo de crescimento e depois tende a entrar na fase decrescente. Esse comportamento foi observado por Boulêtreau et al. (2010), que realizaram um experimento em laboratório, simulando as condições naturais de um rio. Os autores relataram que houve crescimento do biofilme durante as 10 primeiras semanas do experimento, e que o mesmo apresentou comportamento decrescente nas duas semanas seguintes ao pico de crescimento (BOULÊTREAU et al., 2010).

Na pesquisa de Boulêtreau et al. (2010) relatou-se que durante a fase de decrescimento da biomassa houve perda de 80% da clorofila-a. Por essa razão, estima-se que na 3ª coleta do presente estudo, 9 semanas após a implantação das estruturas, o biofilme estava em fase decrescente. Nesta etapa ocorreu diminuição de 69% a 80% da concentração da clorofila-a nos pontos do canal. Outra possibilidade é que precipitações e o aumento das velocidades da corrente do canal poderia desprender o biofilme do substrato, como apontado por diversos estudos (ARTIGAS et al., 2012; DONATO; ABUHATAB; SABATER, 2014; ZHANG et al., 2021). No entanto, não foi registrada precipitação em São Carlos entre a 2ª e a 3ª coletas (INMET, 2019), tornando essa possibilidade menos provável para o caso em questão.

Os resultados da presente pesquisa indicaram relação inversa entre sombreamento e concentração de clorofila-a. A presença deste pigmento está associada a seres fotossintetizantes, como algas e cianobactérias (CALLISTO; MOLOZZI; BARBOSA, 2014). O excesso de tais organismos em ambientes aquáticos pode desencadear um processo chamado eutrofização (BARRETO et al., 2013; LAMMERS; BLEDSOE, 2017). Este fenômeno provoca diversos impactos ao ecossistema, como depleção do oxigênio dissolvido na água (CALLISTO; MOLOZZI; BARBOSA, 2014). O processo de eutrofização pode ser ainda mais relevante em ambientes tropicais, já que essas áreas apresentam temperaturas mais elevadas, acelerando o metabolismo e proliferação de organismos fotossintetizantes (GERALDES; CRISPIM, 2019). Portanto, a remoção de vegetação ripária provoca maior entrada de luz em riachos, que aliada ao aporte de nutrientes pelo desenvolvimento desordenado das cidades, reforça os riscos dos

ambientes acuáticos tropicais (CUNHA et al., 2022; MATSON et al., 1999; WANTZEN et al., 2019).

6 CONCLUSÕES

Por meio do estudo de técnicas estruturais e não estruturais de recuperação de riachos, com o uso de intervenções e simulações experimentais, foi possível compreender alguns fatores que influenciam a dinâmica de retenção de nutrientes em riachos tropicais (e.g., vazão, tempo de residência, disponibilidade de luz). A manipulação dos tempos de residência, e presumivelmente das zonas de armazenamento temporário, modificou a retenção de NH_4^+ e PO_4^{3-} . A partir de simples experimentos de adição de barreiras, diminuindo as velocidades médias da água, já foi possível aumentar significativamente as taxas de retenção ($U_{\text{-amb}}$) dos nutrientes estudados. Além disso, as outras métricas de retenção analisadas ($S_{\text{w-amb}}$, $V_{\text{f-amb}}$) também apresentaram resultados mais favoráveis à retenção. Tais efeitos indicaram o papel que cursos d'água preservados possuem na retenção de nutrientes e equilíbrio do ecossistema, pois em geral, riachos que preservam suas características naturais (e.g., morfologia, vegetação ripária) tendem a ter mais zonas de armazenamento temporário e maiores tempos de residência hidráulica. Essas características contribuem para a retenção de nutrientes em ambientes aquáticos.

Esta pesquisa permitiu estabelecer possíveis relações entre disponibilidade de luz e retenção de nutrientes. Resultados apontaram que áreas com maior incidência de luz estimulam a retenção de PO_4^{3-} , enquanto locais mais sombreados favorecem a retenção do NH_4^+ . Esta conclusão auxilia no entendimento das consequências provocadas pelo vertiginoso aumento do desmatamento ilegal no Brasil e/ou pela flexibilização do Código Florestal (Lei Federal n.º 12.651/2012). A mudança na Lei possibilitou que mais categorias de atividades ocorressem nas Áreas de Preservação Permanente (APP), aumentando a possibilidade de desmatamento e impacto ambiental nestes locais. Tais ações, além de provocarem perda de habitats naturais, aceleração de processos erosivos e mudanças no ciclo hidrológico, alteram a dinâmica da retenção e transporte de nutrientes em cursos d'água. Essa alteração pode favorecer processos prejudiciais à qualidade da água, como a eutrofização.

É importante ressaltar que o estudo em questão foi de curto prazo, realizado em um único riacho tropical. Por esse motivo, é necessário que sejam realizados outros trabalhos similares e de longa duração, que abranjam outras regiões tropicais. Desta forma, haverá cada vez mais conhecimento sobre a dinâmica de retenção de nutrientes em zonas tropicais, permitindo a escolha das melhores práticas de recuperação de riachos nestas áreas.

REFERÊNCIAS

- ALEXANDER, R. B.; SMITH, R. A; SCHWARZ, G. E. Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. **Nature**, v. 403, n. 17, p. 758–762, 2000.
- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology**: structure and function of running waters. 2nded. Dordrecht: Springer International, 2007.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 25thed. Washington: APHA, 2005.
- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. **Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano**. fev. 2009. (Texto para Discussão, n. 155). Disponível em: <http://www.avesmarinhas.com.br/Servi%C3%A7os%20ecossist%C3%AAmicos%20e%20sua%20import%C3%A2ncia%20econ%C3%B4mica.pdf>. Acesso em: 33 maio 2021.
- ARGERICH, A. et al. Influence of transient storage on stream nutrient uptake based on substrata manipulation. **Aquatic Sciences**, v. 73, n. 3, p. 365-376, 2011.
- ARIAS, A. R. L. et al. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 12, p. 61-72, 2007.
- ARTIGAS, J. et al. Patterns of biofilm formation in two streams from different bioclimatic regions: analysis of microbial community structure and metabolism. **Hydrobiologia**, v. 695, n. 1, p. 83-96, 2012.
- ATLAS BRASIL. **Atlas do desenvolvimento humano no Brasil**. 2010. Disponível em: <http://www.atlasbrasil.org.br/>. Acesso em: 19 maio 2018.
- BALOTA, E. L.; AULER, P. A. M. Soil carbon and nitrogen mineralization under different tillage systems and permanent groundcover cultivation between orange trees. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 33, p. 637-648, 2011.
- BARRETO, L. et al. Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, n. 16, p. 2165-2179, 2013.
- BATTIN, T. J. et al. The Ecology and biogeochemistry of stream biofilms. **Nature Reviews Microbiology**, v. 14, n. 4, p. 251-263, 2016.
- BEAUNE, D.; SELIER, Y. Stream restorations with meanders increase dragonfly and damselfly diversity and abundance, including an endangered species. **Journal for Nature Conservation**, v. 60, Apr. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125950>.
- BEECHIE, T. J. et al. Process-based principles for restoring river ecosystems. **BioScience**, v. 60, n. 3, p. 209-222, 2010.
- BERNHARDT, E. S.; PALMER, M. A. Restoring streams in an urbanizing world. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 4, p. 738-751, 2007.
- BERNHARDT, E. S.; PALMER, M. A. River restoration: the fuzzy logic of repairing reaches to reverse catchment scale degradation. **Ecological Applications**, v. 21, n. 6, p. 1926-1931, 2011.
- BERNOT, M. J.; DODDS, W. K. Nitrogen retention, removal, and saturation in lotic ecosystems. **Ecosystems**, v. 8, n. 4, p. 442-453, 2005.

BESEMER, K. Biodiversity, community structure and function of biofilms in stream ecosystems. **Research in Microbiology**, v. 166, n. 10, p. 774-781, 2015.

BIGGS, B. J. F. Patterns in benthic algae of streams. In: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL; M. L.; LOWE, R. L. (Ed.). **Algal ecology: freshwater benthic ecosystems**. San Diego: Academic Press, 1996. p. 31-56.

BORCHARDT, M. A. Nutrients. In: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL; M. L.; LOWE, R. L. (Ed.). **Algal ecology: freshwater benthic ecosystems**. San Diego: Academic Press, 1996. p. 183-227.

BOULÊTREAU, S. et al. Temporal dynamics of river biofilm in constant flows: a case study in a riverside laboratory flume. **International Review of Hydrobiology**, v. 95, n. 2, p. 156-170, 2010.

BOUWMAN, A. F. et al. Nutrient dynamics, transfer and retention along the aquatic continuum from land to ocean: towards integration of ecological and biogeochemical models. **Biogeosciences**, v. 10, n. 1, p. 1-23, 2013.

BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2003.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Mapeamento dos serviços ecossistêmicos no território - cartilha metodológica**: a experiência de Duque de Caxias. Brasília, 2018.

BUKAVECKAS, P. 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.

CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. **Engenharia ambiental**: conceitos, tecnologia e gestão. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013.

CALLISTO, M.; MOLOZZI, J.; BARBOSA, J. L. E. Eutrophication of lakes. In: ANSARI, A.; GILL, S. S. **Eutrophication**: causes, consequences and control. Dordrecht: Springer, 2014. p. 55-71.

CAVALLINI, A. G. **Mecanismos físicos e biológicos de retenção de nutrientes em riachos tropicais**. 2019. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2019.

CHAPIN, F. S.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. Plant nutrient use. In: CHAPIN III, F. S.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. **Principles of terrestrial ecosystem ecology**. New York: Springer, 2011.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253, 1997.

COSTANZA, R. et al. Changes in the global value of ecosystem services. **Global environmental change**, v. 26, p. 152-158, 2014.

COSTA, J. V. et al. Difusão de fósforo em solos de Alagoas influenciada por fontes do elemento e pela umidade. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 3, p. 229-235, 2009.

COVINO, T. P.; MCGLYNN, B. L.; MCNAMARA, R. A. Tracer additions for spiraling curve characterization (TASCC): quantifying stream nutrient uptake kinetics from ambient to saturation. **Limnology and Oceanography: methods**, v.8, p.484 - 498, 2010.

CRAIG, L. S. et al. stream restoration strategies for reducing river nitrogen loads. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 10, p. 529-538, 2008.

CUNHA, D. G. F. et al. Nutrient uptake in a simplified stream channel: experimental manipulation of hydraulic residence time and transient storage. **Ecohydrology**, v. 11, n. 7, Oct. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/eco.2012>.

CUNHA, D. G. F. et al. Assessing restoration of ecosystem functioning in Brazilian subtropical and tropical streams. **Limnology and Oceanography Bulletin**, v. 31, n. 1, p. 6-11, 2022.

DAY, N. K.; HALL JR., R. O. Ammonium uptake kinetics and nitrification in mountain streams. **Freshwater Science**, v. 36, n. 1, p. 41-54, 2017.

DONATO, J.; ABUHATAB, Y.; SABATER, S. Epilithic biofilm metabolism during the high water flow period in an Andean neotropical stream. **Hydrobiologia**, v. 728, n. 1, p. 41-50, 2014.

ELMORE, A. J.; KAUSHAL, S. S. Disappearing headwaters: patterns of stream burial due to urbanization. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 6, p. 308-312, 2008.

ENSIGN, S. H.; DOYLE, M. W. In-Channel transient storage and associated nutrient retention: evidence from experimental manipulations. **Limnology and Oceanography**, v. 50, n. 6, p. 1740-1751, 2005.

ENSIGN, S. H.; DOYLE, M. W. Nutrient spiraling in streams and river networks. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 111, n. 4, p. 1-13, 2006.

ESTEVEZ, F. **Fundamentos de limnologia**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FANELLI, R. M.; LAUTZ, L. K. Patterns of water, heat, and solute flux through streambeds around small dams. **Groundwater**, v. 46, n. 5, p. 671-687, 2008.

FINDLAY, S. J.; TAYLOR, M. P. Why rehabilitate urban river systems?. **Area**, v. 38, n. 3, p. 312-325, 2006.

FINK, D. F.; MITSCH, W. J. Hydrology and nutrient biogeochemistry in a created river diversion oxbow wetland. **Ecological Engineering**, v. 30, n. 2, p. 93-102, 2007.

FINKLER, N. R. **Dinâmica da retenção de nitrogênio e fósforo em riachos tropicais do bioma Cerrado (SP)**. 2018. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018.

FINKLER, N. R. et al. Riparian land use and hydrological connectivity influence nutrient retention in tropical rivers receiving wastewater treatment plant discharge. **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, Sept. 2021. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.70992>.

FOX, G. A.; PURVIS, R. A.; PENN, C. J. Streambanks: a net source of sediment and phosphorus to streams and rivers. **Journal of Environmental Management**, v. 181, p. 602-614, 2016.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Relatório observando os rios: o retrato da qualidade da água nas bacias hidrográficas da Mata Atlântica**. 2021. p. 11-29. Disponível em: https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2021/03/observando-rios-2021digital_FINAL.pdf. Acesso em: 10 jun. 2021.

GABRIELE, W.; WELTI, N.; HEIN, T. Limitations of stream restoration for nitrogen retention in agricultural headwater streams. **Ecological Engineering**, v. 60, p. 224-234, 2013.

- GALLOWAY, J. N. et al. The Nitrogen cascade. **Bioscience**, v. 53, n. 4, p. 341-356, 2003.
- GALLOWAY, J. N. et al. Nitrogen cycles : past , present , and future. **Biogeochemistry**, v. 70, p.153–226, 2004.
- GARCIA, G.; CARDOSO, A. A.; SANTOS, O. A. M. Da Escassez ao estresse do planeta: um século de mudanças no ciclo do nitrogênio. **Química Nova**, v. 36, n. 9, p. 1468-1476, 2013.
- GARCIAS, C. M.; AFONSO, J. A. C. Revitalização de rios urbanos. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, n. 1, p. 131-144, 2013.
- GERALDES, A. M.; CRISPIM, M. C. Potencialidades da implementação da comunidade do biofilme na reabilitação de ambientes aquáticos. *In*: CRUZ, D. D. et al. (Org.). **Meio ambiente e desenvolvimento: os desafios da sustentabilidade ambiental**. João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 2019. p. 99-112.
- GIBSON, C. A. et al. Nutrient uptake across a gradient of nutrient concentration and ratios at the landscape scale. **Journal of Geophysical Research: biogeosciences**, v. 120, p. 326–340, 2015.
- GOMES, M. A. F. et al. **Nutrientes vegetais no meio ambiente: ciclos biogeoquímicos, fertilizantes e corretivos**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 18).
- GORDON, L. J.; PETERSON, G. D.; BENNETT, E. M. Agricultural modifications of hydrological flows create ecological surprises. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 23, n. 4, p. 211-219, 2008.
- GRIMM, N. B. et al. N Retention and transformation in urban streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 626–642, 2005.
- GRULL, D. Remediação e readequação de sistemas aquáticos superficiais contaminados. *In*: CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. (Ed.). **Engenharia ambiental: conceitos, tecnologias e gestão**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013. p. 621–640.
- GÜCKER, B.; BOËCHAT, I. G. Stream morphology controls ammonium retention in tropical headwaters. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2818-2827, 2004.
- GÜCKER, B.; BOËCHAT, I. G. Measurement uncertainty in stream nutrient uptake: detecting land-use impacts on tropical streams. **Ecological Indicators**, v. 106, Nov. 2019. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.105481.
- GÜCKER, B.; PUSCH, M. T. Regulation of nutrient uptake in eutrophic lowland streams. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 3, p. 1443-1453, 2006.
- GUO, Z. et al. Comparative analysis of the ecological succession of microbial communities on two artificial reef materials. **Microorganisms**, v. 9, n. 1, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/microorganisms9010120>.
- GURNELL, A. M. et al. Large wood and fluvial processes. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 4, p. 601-619, 2002.
- HALL, R. J. O.; TANK, J. L. Ecosystem metabolism controls nitrogen uptake in streams in Grand Teton National Park, Wyoming. **Limnology and Oceanography**, v. 48, n. 3, p. 1120-1128, 2003.
- HALL, R. J. O.; BERNHARDT, E. S.; LIKENS, G. E. Relating nutrient uptake with transient storage in forested mountain streams. **Limnology and Oceanography**, v. 47, n. 1, p. 255-265, 2002.

HESTER, E. T.; GOOSEFF, M. N. Moving beyond the banks: Hyporheic restoration is fundamental to restoring ecological services and functions of streams. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 5, p. 1521–1525, 2010.

HILL, W.R., RYON, M. G.; SCHILLING, E. M. Light limitation in a stream ecosystem: responses by primary producers and consumers. **Ecology**, v. 76, n.4, p. 1297–1309, June 1995.

HOELLEIN, T. J. et al. Controls on spatial and temporal variation of nutrient uptake in three Michigan headwater streams. **Limnology and Oceanography**, v. 52, n. 5, p. 1964–1977, 2007.

HUETING, R. et al. The Concept of environmental function and its valuation. **Ecological Economics**, v. 25, n. 1, p. 31-35, Apr. 1998.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/>. Acesso em: 18 maio 2018.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/>. Acesso em 03/08/2019.

JOHNSON, M. T. et al. Field observations of the ocean-atmosphere exchange of ammonia: fundamental importance of temperature as revealed by a comparison of high and low latitudes. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 22, n. 1, Mar. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1029/2007GB003039>.

JOHNSON, T. A. N. et al. Nutrient retention in restored streams and rivers: a global review and synthesis. **Water**, v. 8, n. 4, 2016. DOI: <https://doi.org/10.3390/w8040116>.

JOHNSON, Z. C.; WARWICK, J. J.; SCHUMER, R. A Numerical investigation of the potential impact of stream restoration on in-stream N removal. **Ecological Engineering**, v. 83, p. 96-107, 2015.

KING, S. E. et al. Effects of riparian buffer vegetation and width: a 12-year longitudinal study. **Journal of Environmental Quality**, v. 45, n. 4, p. 1243-1251, 2016.

KISAKA, T. B. et al. Understanding the factors controlling biofilm as an autochthonous resource in shaded oligotrophic neotropical streams. **Aquatic Sciences**, v. 83, n. 2, p. 1-13, 2021.

KLOCKER, C. A. et al. Nitrogen uptake and denitrification in restored and unrestored streams in urban Maryland, USA. **Aquatic Sciences**, v. 71, n. 4, p. 411-424, 2009.

LACEBY, J. P. et al. The Effect of riparian restoration on channel complexity and soil nutrients. **Marine and Freshwater Research**, v. 68, n. 11, p. 2041-2051, 2017.

LAMMERS, R. W.; BLEDSOE, B. P. What role does stream restoration play in nutrient management?. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 6, p. 335-371, 2017.

LEMMON, P. E. A Spherical densiometer for estimating forest overstory density. **Forest Science**, v. 2, n. 1, p. 314–320, 1956.

LEMMON, P. E. A New instrument for measuring forest overstory density. **Journal of Forestry**, v.55, n. 9, p. 667–668, 1957.

LI, Z. et al. Microbial succession in biofilms growing on artificial substratum in subtropical freshwater aquaculture ponds. **FEMS Microbiology Letters**, v. 364, n. 4, Feb. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1093/femsle/fnx017>.

- MARTÍ, E.; SABATER, F. High variability in temporal and spatial nutrient retention in mediterranean streams. **Ecology**, v. 77, n. 3, p. 854–869, 1996.
- MARTINELLI, L.; SILVA, A.; CAMARGO, P. Levantamento das cargas orgânicas lançadas nos rios do Estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 2, n. 2, p. 1-18, 2002.
- MARZOLF, N. S.; ARDÓN, M. Ecosystem metabolism in tropical streams and rivers: a review and synthesis. **Limnology and Oceanography**, v. 66, n. 5, p. 1627-1638, 2021.
- MATSON, P. A. et al. The Globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments. **Biogeochemistry**, v. 46, n. 1-3, p. 68-69, 1999.
- MAYER, P.M. et al. **Riparian buffer width, vegetative cover, and nitrogen removal effectiveness: a review of current science and regulations.** Cincinnati: U.S. Environmental Protection Agency, 2005. (EPA/600/R-05/118).
- MERRIAM, J. L. et al. Characterizing nitrogen dynamics, retention and transport in a tropical rainforest stream using an in situ ^{15}N addition. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 1, p. 143–160, 2002.
- MCCLAIN, M. E. et al. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. **Ecosystems**, v. 6, p. 301-312, 2003.
- MCMILLAN, S. K. et al. Influence of restoration age and riparian vegetation on reach-scale nutrient retention in restored urban streams. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 50, n. 3, p. 626-638, 2014.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: a framework for assessment.** Washington, DC: Island Press, 2003. Disponível em: http://pdf.wri.org/ecosystems_human_wellbeing.pdf. Acesso em: 3 maio 2021.
- MULHOLLAND, P. J.; STEINMAN, A. D.; ELWOOD, J. W. Measurement of phosphorus uptake length in streams: comparison of radiotracer and stable PO_4 releases. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 47, n. 12, p. 2351-2357, 1990.
- MULHOLLAND, P. J. et al. Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. **Nature**, v. 452, n. 7184, p. 202-205, 2008.
- NEDERLANDSE NORM. **NEN 6520: Water: spectrofotometrische bepaling van het gehalte aan chlorofyl-a.** Netherlands: NEN, 1981.
- NEWBOLD, J. D. et al. Measuring nutrient spiralling in streams. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 38, n. 7, p. 860-863, 1981.
- NIYOGI, D. K.; SIMON, K. S.; TOWNSEND, C. R. Land use and stream ecosystem functioning: nutrient uptake in streams that contrast in agricultural development. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 160, n. 4, p. 471–486, 2004.
- NUSH, E. A. Comparasion of different meethods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Archiv Hydrobiologie**, v. 14, p. 14–36, 1980.
- O'BRIEN, J. M. et al. The Saturation of N cycling in Central Plains streams: 15 N experiments across a broad gradient of nitrate concentrations. **Biogeochemistry**, v. 84, n. 1, p. 31-49, 2007.
- OJIMA, R. As Dimensões demográficas das mudanças climáticas: cenários de mudança do clima e as tendências do crescimento populacional. **Revista Brasileira de Estudos de População**, v. 28,

p. 389-403, 2011.

ORZETTI, L. L.; JONES, R. C.; MURPHY, R. F. Stream condition in Piedmont streams with restored riparian buffers in the Chesapeake Bay Watershed 1. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 46, n. 3, p. 473-485, 2010.

PALMER, M. A.; HONDULA, K. L.; KOCH, B. J. Ecological restoration of streams and rivers: shifting strategies and shifting goals. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 45, p. 247-269, 2014.

PALMER, M. et al. Ecology for a crowded planet. **Science**, v. 304, n.5675, p. 1251-1252, 2004.

PANTANO, G. et al. Sustentabilidade no uso do fósforo: uma questão de segurança hídrica e alimentar. **Química Nova**, v. 39, p. 732-740, 2016.

PENNINO, M. J. et al. Effects of urban stream burial on nitrogen uptake and ecosystem metabolism: implications for watershed nitrogen and carbon fluxes. **Biogeochemistry**, v. 121, n. 1, p. 247-269, 2014.

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

POLLEN-BANKHEAD, N.; SIMON, A. Hydrologic and hydraulic effects of riparian root networks on streambank stability: Is mechanical root-reinforcement the whole story?. **Geomorphology**, v. 116, n. 3-4, p. 353-362, 2010.

POLVI, L. E. et al. Facets and scales in river restoration: nestedness and interdependence of hydrological, geomorphic, ecological, and biogeochemical processes. **Journal of Environmental Management**, v. 265, July 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110288>.

POTTER, J. D. et al. Denitrification and total nitrate uptake in streams of a tropical landscape. **Ecological Applications**, v. 20, n. 8, p. 2104-2115, 2010.

POWERS, S. M.; STANLEY, E. H.; LOTTIG, N. R. Quantifying phosphorus uptake using pulse and steady-state approaches in streams. **Limnology and Oceanography: methods**, v. 7, p.498-508, Aug. 2009.

QUEVEDO, C. M. G.; PAGANINI, W. S. Impactos das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio ambiente e seus reflexos na saúde pública. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 16, p. 3539-3539, 2011.

RARES, C.S.; BRANDIMARTE, A. L. O Desafio da conservação de ambientes aquáticos e manutenção de serviços ambientais em áreas verdes urbanas: o caso do Parque Estadual da Cantareira. **Ambiente & Sociedade**, v. 17, p. 111-128, 2014.

RECORDS, R. M.; WOHL, E.; ARABI, M. Phosphorus in the river corridor. **Earth-Science Reviews**, v. 158, p. 65-88, 2016.

ROBERTS, B. J.; MULHOLLAND, P. J.; HOUSER, J. N. Effects of upland disturbance and instream restoration on hydrodynamics and ammonium uptake in headwater streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 26, n. 1, p. 38-53, 2007.

RODRIGUES, R. et al. Dinâmica do nitrogênio em sistemas agrícolas e florestais tropicais e seu impacto na mudança do clima. **Revista Virtual de Química**, v. 9, n. 5, p. 1868-1886, 2017.

SABATER, F. et al. Effects of riparian vegetation removal on nutrient retention in a Mediterranean stream. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 19, n. 4, p. 609-620, 2000.

SALTARELLI, W. A. **Metabolismo em riachos subtropicais**: variação espaço-temporal e influência de gradiente de condições ambientais. 2017. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

SALTARELLI, W. A. **Medidas estruturais e não estruturais para recuperação de riachos tropicais**: efeitos sobre o metabolismo aquático e a retenção de nutrientes. 2021. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2021.

SÃO CARLOS. Prefeitura Municipal de São Carlos. **Notícias 2007**. 2007. Disponível em: <http://www.saocarlos.sp.gov.br/index.php/>. Acesso em: 19 maio 2018.

SCHADE, J. D. et al. The Stoichiometry of nitrogen and phosphorus spiralling in heterotrophic and autotrophic streams. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 3, p. 424–436, 2011.

SCHALKO, I.; WOHL, E.; NEPF, H. M. Flow and wake characteristics associated with large wood to inform river restoration. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1-12, 2021.

SEKELY, A.C.; MULLA, D.J.; BAUER, D.W. Streambank slumping and its contribution to the phosphorus and suspended sediment loads of the Blue Earth River, Minnesota. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 57, n. 5, p. 243–250, 2002.

SISTEMA INTEGRADO DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhtj/apresentacao>. Acesso em: 26 jul. 2019.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. 2020. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/>. Acesso em: 30 nov. 2022.

SMIL, V. Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. **Annual Review of Energy and the Environment**, v. 25, n. 1, p. 53-88, 2000.

SOUZA, V. F.; ENRICH-PRAST, A. Óxido nitroso (N₂O) em ambientes aquáticos continentais: produção, fatores reguladores e fluxos de diferentes ambientes. **Oecologia Australis**, v. 16, n. 2, p. 311-329, 2012.

STANLEY, E. 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.

STREAM SOLUTE WORKSHOP. Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 9, n. 2, p. 95-119, 1990.

STREIT, N. M. et al. As Clorofilas. **Ciência Rural**, v. 35, n. 3, p. 748-755, 2005.

SUDDUTH, E. B. et al. Testing the field of dreams hypothesis: functional responses to urbanization and restoration in stream ecosystems. **Ecological Applications**, v. 21, n. 6, p. 1972-1988, 2011.

TANIWAKI, R. H. et al. Climate change and multiple stressors in small tropical streams. **Hydrobiologia**, v. 793, n. 1, p. 41-53, 2017.

THOMPSON, J. et al. The Multiscale effects of stream restoration on water quality. **Ecological Engineering**, v. 124, p. 7-18, 2018.

VALETT, H. M.; CRENSHAW, C. L.; WAGNER, P. F. Stream nutrient uptake, forest succession, and biogeochemical theory. **Ecology**, v. 83, n. 10, p. 2888-2901, 2002.

VALETT, H. M. et al. Biogeochemical and metabolic responses to the flood pulse in a semiarid floodplain. **Ecology**, v. 86, n. 1, p. 220-234, 2005.

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

VEROL, A. P. et al. The Urban river restoration index (URRIX)-A supportive tool to assess fluvial environment improvement in urban flood control projects. **Journal of Cleaner Production**, v. 239, n. 5, Dec. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118058>.

VON SCHILLER, D. et al. Effects of nutrients and light on periphyton biomass and nitrogen uptake in Mediterranean streams with contrasting land uses. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 5, p. 891-906, 2007.

VON SCHILLER, D. et al. Inter-annual, annual, and seasonal variation of P and N retention in a perennial and an intermittent stream. **Ecosystems**, v. 11, n. 5, p. 670-687, 2008.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

WANTZEN, K. M. et al. Urban stream and wetland restoration in the Global South—A DPSIR analysis. **Sustainability**, v. 11, n. 18, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/su11184975>.

WEBSTER, R. J.; VALETT, H. M. Solute dynamics. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Ed.). **Methods in Stream Ecology**. 2nded. Amsterdã: Elsevier, 2006. Cap. 8, p. 169-185.

WEBSTER, J. R. et al. Factors affecting ammonium uptake in streams—an inter-biome perspective. **Freshwater Biology**, v. 48, n. 8, p. 1329-1352, 2003.

WESTHEIMER, F. H. Why Nature chose phosphates. **Science**, v. 235, n. 4793, p. 1173-1178, 1987.

WIEDERKEHR, F. et al. Urbanisation affects ecosystem functioning more than structure in tropical streams. **Biological Conservation**, v. 249, Sept. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108634>.

WINCHELL, M. et al. **Identification of critical source areas of phosphorus within the vermont sector of the Missisquoi Bay basin**. Grand Isle: Lake Champlain Basin Program, 2011, (Technical Report#63B; Final Report Stone Project ID 092156-G).

ZHANG, J. et al. The Responses of epilithic algal community structure and function to light and nutrients and their linkages in subtropical rivers. **Hydrobiologia**, v. 847, n. 3, p. 841-855, 2020.